

906

Telemetristudie av ørret i Hemsil

Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget

NINA Rapport

Morten Kraabøl
Stein Ivar Johnsen
Jon Museth
Jostein Skurdal
Børre K. Dervo



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en 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.

Telemetristudie av ørret i Hemsil

Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget

Morten Kraabøl
Stein Ivar Johnsen
Jon Museth
Jostein Skurdal
Børre K. Dervo

Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J., Skurdal, J. & Dervo, B.K. 2013.
Telemetristudie av ørret i Hemsil - Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget - NINA Rapport 906. 39 s.

Lillehammer, mars 2013

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2510-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Morten Kraabøl

KVALITETSSIKRET AV

Øystein Aas

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Jostein Skurdal

OPPDRAKSGIVER(E)

E-CO Vannkraft

Ørretens Rike

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

E-CO: Bjørn Otto Dønnum

Ørretens Rike: Tor Grøthe

FORSIDEBILDE

Gjenutsetting av ørret i Telegrafan, Hemsil.

Foto: Morten Kraabøl

NØKKEWORD

- Norge, Buskerud, Hemsil

- Ørret

- Telemetristudier

- Fang-og-slipp

- Leveområder

- Vandringer

KEY WORDS

Norway, Buskerud County, river Hemsil

Brown trout

Radio telemetry

Catch-and-release

Home Range

Migrations

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen

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

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkalgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

Sammendrag

Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J., Skurdal, J. & Dervo, B.K. 2013. Telemetristudie av ørret i Hemsil - Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget - NINA Rapport 906. 39 s.

Hemsil renner gjennom Hemsedal og ned til Hallingdalselva ved Gol i Buskerud. Elvas samlede nedbørfelt er 1454 km² og vassdraget er sterkt preget av reguleringer. Hemsil I kraftverket ble satt i drift i 1960, og utnytter et fall på 540 meter fra Flævann og driftsvannet ledes inn i Hemsil ved Avlaupet ovenfor Eikredammen. Eikredammen er inntaksmagasinet til Hemsil II kraftverket og utnytter et fall på 370 meter gjennom en 15 km tunnel. Undersøkellesområdet er Hemsil ovenfor Eikredammen og ligger på ca. 560 - 680 m o.h. Elva er relativt storsteinet og hurtigflytende i de øvre deler, og blir mer stilleflytende med finkornet grussubstrat ned mot Eikredammen. Ørretbestanden i Hemsil har fri vandrings-mulighet fra Eikredammen og oppstrøms ca 17,5 km til Høllefossen. Høllefossen anses som et betydelig vandringshinder, selv om fisk sannsynligvis kan passere ved enkelte vannføringer.

Til sammen 29 ørreter mellom 32 og 55 cm, ble fanget under tørrfluefiske (krokstørrelser fra 12 til 16) i Hemsil i perioden 25. – 27. juni 2010. Av disse ble 26 ørret mellom 39 og 55 cm radiomerket, og de resterende 3 ble merket med Carlinmerke. I 2011 ble det i tillegg radiomerket 12 ørret i lengdeintervallet 37-55 cm i Eikredammen. Disse ble fanget under garnfiske i nordre del av Eikredammen. Sportsfiskerne ble informert om prosjektet på et eget informasjonsmøte i juni 2010. Det ble også satt opp plakater ved alle fiskesteder langs Hemsil ovenfor Eikredammen med instruksjoner om fremgangsmåte ved gjenfangst av merket ørret i 2010, 2011 og 2012. Alle peilinger ble gjort manuelt enten kjørende med bil på vei eller gående fra elvebredden. Posisjoneringene ble vurdert til en nøyaktighet på +/- 100 meter. Det ble til sammen utført 1987 peilinger av de 26 radiomerkede ørretene i perioden 28. juni 2010 - 1. juli 2011. Peileintensiteten var størst i starten og gjennom gyteperioden, og lå i juli i 2010 på over fire ganger per uke. I gytetiden og frem til desember ble det peilet ca. 2 ganger per uke, mens det fra desember 2010 og frem til forsøket ble avsluttet 1. juli 2011 ble det peilet ca. 1 gang per uke. De 12 ørretene som ble merket i Eikredammen i 2011 ble peilet til sammen 514 ganger i perioden 12. september 2011 til 4. juni 2012. Peileintensiteten varierte mellom 5 og 10 ganger per måned, dvs. ca 1-2 ganger per uke.

Leveområdene hos de enkelte radiomerkede ørretene ble definert ut fra alle posisjoneringene som ble gjort i ettårsperioden 28. juni 2010 til 1. juli 2011. Leveområdenes totale utstrekning (meter elvestrekning) ble definert som differansen (m) mellom øverste og nederste posisjon i elven gjennom året. Totalt ble det beregnet årlig leveområde for 19 ørret merket i 2010. Det var relativt store individuelle forskjeller i leveområdets utstrekning, og gjennomsnittlig og median leveområde for ørret merket i 2010 var henholdsvis 2337 og 1300 m. Det var ingen signifikante forskjeller i leveområdets utstrekning mellom hanner og hunner for fisk merket i 2010, og det ble heller ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom leveområdets utstrekning og fiskelengde.

Vandring mellom de vitale habitatene (beite-, gyte- og overvintringslokaliteter) skjer fortrinnsvis tidlig om våren og om høsten. Ørret i Hemsil er svært stasjonær og oppholder seg hovedsakelig i den samme hølen innenfor fiskesesongen fra mai til september. Ørreten som ble merket i Eikredammen syntes å være langt mer stasjonær hele året, og de fleste ørretene som ble posisjonert fra september 2011 til april 2012 sto på samme plassen under alle peilerundene. Det ble ikke registrert gyting noe som bidrar til en mer stasjonær atferd.

Ørreten i Hemsil synes å ha relativt klart definerte vandringsmønstre gjennom sesongen til tross for noe individuell variasjon. I løpet av et år vil kjønnsmoden ørret forflytte seg mellom beiteområder, gyteområder og overvintringsområder. Beiteperioden kunne defineres fra mai til september. Vandring fra beiteområdene til gyteplassene skjer i hovedsak fra midten av september til midten av oktober og gyteperioden synes i hovedsak å vare fra midten av

september til november. Etter gytingen vandrer ørreten til overvintringsområdene hvor de holder seg i ro før de vandrer tilbake til beiteområdene i april. Det er en gjennomgående tendens til at ørreten vandrer tilbake til samme beitelokalitet som året før.

Av de 29 ørretene (inkludert Carlin-merket fisk) som inngikk i undersøkelsen ble 18 (62 %) gjenfanget til sammen 40 ganger i perioden 2010-2012. To fisker skiller seg ut, og disse ble gjenfanget henholdsvis 6 og 8 ganger i løpet av perioden. For disse to fiskene ser vi også at det kan gå relativt kort tid mellom hver gang de fanges, f. eks ble den ene gjenfanget 4 ganger i løpet av 9 dager, og den andre 3 ganger i løpet av 10 dager i 2010. Seks av ørretene ble gjenfanget i to ulike sesonger. Det ble også rapportert at enkelte nylig gjenutsatte ørreter ble observert vakende på døgnfluer allerede 20 minutter etter gjenutsetting. Resultatene indikerer at fanget og gjenutsatt ørret beholder sin naturlige atferd. Det ble ikke funnet synlige tegn på krokskader på noen av de 29 ørretene som inngikk i undersøkelsen. Blant 43 undersøkte ørret (>700 gram) ble det påvist én krokskadet fisk (2,3 %).

Fangst og gjenutsetting (fang-og-slipp) av fisk som forvaltningstiltak er omdiskutert i flere land, men omfanget er generelt økende både blant sportsfiskere og undersøkelser indikerer økt aksept i samfunnet for øvrig. Dette kan ha sammenheng med mer generelle samfunnsendringer og endringer i syn på hvilke verdier en fiskebestand representerer. Det er i dag liten tvil om effektiviteten til fang-og-slipp som forvaltningstiltak på bestandsnivå, og dødeligheten til gjenutsatt laksefisk er gjerne mindre enn 5 % dersom fiskerne utøver forsiktighet. Studiet tar ikke stilling til dyrevelferdsmessige og samfunnsmessige spørsmål i forbindelse med fang-og-slipp fiske, men vi presenterer en kortfattet drøfting av relevant litteratur om temaet. Fang-og-slipp fiske brer om seg også i Norge og er blitt vanligere i mange vassdrag, både ved at det er innført kvoter eller størrelsesbegrensninger som bidrar til fang-og-slipp og ved at fiskerne selv praktiserer dette frivillig.

Siden ørret i Hemsil returnerer med stor presisjon til de samme beitelokalitetene hvert år betyr dette at utformingen av dagens fiskeregler er godt tilpasset ørretens habitatbruk i Hemsil. Andel krokskadet ørret i Hemsil er minimal, og det ble ikke påvist atferdsmessige responser som følge av fang-og-slipp hos radiomerket ørret. Siden ørret i Hemsil er svært stasjonær i sommer- og fiskesesongen, bør man derfor forvente lokale effekter av innføring av fangstreguleringer og eventuelt fang-og-slipp-reguleringer selv om ikke reguleringene omfatter hele elvestrekningen. Dette viser at differensiert forvaltning, dvs. ulike fiskeregler i ulike deler av ei elv, kan få ønsket effekt. Norske elvesystemer er lavproduktive og selv om den individuelle veksten til ørret er utholdende vil som regel stor og attraktiv ørret, f.eks. på > 1 kg, være relativt gammel fisk, vanligvis eldre enn 10 år. Høy fangstdødelighet er derfor ikke forenlig med ønske om høyt innslag av stor ørret i elvelevende bestander, og betydelige fangstbegrensninger vil være en forutsetning for å ta vare på storvokste individer på elvestrekninger der fangsttrykket er av et visst omfang. Vassdragsreguleringer i elver generelt, også i Hemsil, har redusert ørretproduksjonen pga. av redusert bæreevne. Innføring av strenge fangstreguleringer eventuelt med fang-og-slipp-reguleringer vil være én måte å bidra til et kvalitativt godt fiske i slike systemer, selv om avkastningspotensialet i kg ørret er betydelig redusert.

Det ble registrert 1 død radiomerket ørret på inntaksrista til Hemsil II i Eikredammen, men ingen av de andre ørretene oppholdt seg i området rundt inntaket. Det ble registrert en nedvandrende fisk forbi Eikredammen.

Vi presenterer til slutt en kort gjennomgang av litteratur som er relevant for funksjon og utforming av varegrinder. Basert på denne anbefaler vi at utformingen av varegrinda foran innløpet til kraftverket gjennomgås for å redusere muligheten for nedvandring og dødelighet ved turbinpassasje.

Morten Kraabøl, NINA, Fakkeltgården, 2624 Lillehammer, morten.kraabol@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Områdebeskrivelse	9
2.1 Vassdragsbeskrivelse og reguleringsinngrep.....	9
2.2 Utøvelsen av fisket i Hemsil og Eikredammen	10
2.3 Beskatningsreguleringer	10
2.4 Det biologiske grunnlaget for fluefisket i Hemsil.....	10
3 Materiale og metoder	12
3.1 Innsamling av ørret til merking	12
3.1.1 Hemsil	12
3.1.2 Eikredammen	12
3.2 Anestesi, merkemethodikk og oppvåkning	14
3.3 Informasjon til sportsfiskere	15
3.4 Radiopeilinger og kartlegging av leveområder	17
3.5 Atferdsmessige effekter av gjenfangst og – utsetting.....	18
3.6 Vurdering av krokskader	18
4 Resultater	19
4.1 Årlig leveområde og vitale habitater	19
4.1.1 Individuelle vandringsmønster	19
4.1.2 Leveområdets utstrekning	20
4.1.3 Sesongmessige vandringar	20
4.2 Krokskader som følge av fang-og-slipp fiske	21
4.3 Atferdsmessige respons og omfang av fang-og-slipp fiske	22
5 Diskusjon	23
5.1 Leveområder.....	23
5.2 Fang-og-slipp fiske.....	24
5.2.1 Fang-og-slipp fiske i Hemsil	24
5.2.2 Effekter av fang-og-slipp fiske på fisken	25
5.2.3 Samfunnsmessige og dyrevelferdsmessige sider.....	26
5.3 Varegrinder og turbinpassasje	29
6 Referanser	32
7 Vedlegg	37

Forord

Dette telemetristudiet av ørret i Hemsil omfatter kartlegging av leveområder, habitatbruk og vandringer hos voksen ørret i Hemsil og i Eikredammen. I tillegg ble telemetristudier benyttet for å undersøke eventuelle atferdsmessige responser som følge av fang-og-slipp fiske. Det er også gitt en kort kunnskapsoppsummering omkring etiske, dyrevelferdsmessige og samfunnsmessige sider ved fang-og-slipp fiske og problemstillinger knyttet til varegrinder foran turbininntak og dødelighet ved turbinpassasje.

Det rettes en stor takk til Trond Hagen som har hatt ansvaret for radiopeilingene i 2010 og 2011. Sportsfiskerne som har fanget merket fisk i 2010, 2011 og 2012 takkes også for tilbakemeldinger.

Studiet er finansiert av E-CO Energi, Ørretens rike og RiverConn.

Lillehammer 20. mars 2013

Morten Kraabøl
prosjektleder

1 Innledning

Kunnskap om fiskens vandringer og bruk av ulike funksjonsområder er essensielt for å forstå økologien og utfordringene til elvelevende fiskebestander. Telemetri er en god metode for å undersøke disse problemstillingene. Det var tidligere antatt at elvelevende fisk som ørret hadde begrenset vandring fordi de var territorielle. Imidlertid gjelder dette i hovedsak de periodene hvor det ikke foregår vandringer knyttet til for eksempel gyting eller overvintring. Det er store individuelle forskjeller i vandringsmønster for elvelevende ørret og atferden kan påvirkes av størrelsessammensetning (Heggenes 1988, Höjesjö m.fl. 2007, Museth m.fl. 2005, 2009, 2012), noe som betyr at form og omfang av beskatning har effekt på arealbruk.

Fangst og gjenutsetting (fang-og-slipp) av fisk som forvaltningstiltak forekommer i en rekke land, men omfanget er generelt økende både blant sportsfiskere både i ferskvann og marine miljøer (Policansky 2002; Matlock 2002; Arlinghaus m.fl. 2007). Gjenutsetting av fisk som er under tillatt minstemål, lite egnet som mat, eller for liten til matkonsum, har antakeligvis foregått i uminnelige tider (Policansky 2008). Det er i dag liten tvil om effektiviteten til fang-og-slipp fiske som forvaltningstiltak hos flere arter. Den gjennomsnittlige dødeligheten som følge av fang-og-slipp fiske for et bredt spekter av arter (salt- og ferskvannsarter) og fiskemetoder er 18 %, og likt fordelt mellom artsgrupper inkludert laksefisk (Bartholomew & Bohnsack 2005). Imidlertid er dødeligheten til gjenutsatt laksefisk gjerne mindre enn 5 % dersom fiskerne utøver forsiktighet. Videre forskning på, og ikke minst opplæring i optimal håndtering av fisk til gjenutsetting er hevdet å kunne medføre en svært høy overlevelse (Policansky 2002; Arlinghaus m.fl. 2007).

Sportsfiske som omfatter fang-og-slipp har imidlertid skapt debatt fordi det av noen hevdes å være lek med liv, men dette er en holdning som strengt tatt omfatter alle typer av sportsfiske. Forholdet mellom mennesket og natur er i kontinuerlig forandring (Manfredo m.fl. 2003), og enkelte mener at det er et økende behov for å harmonisere utøvelsen av et bærekraftig sportsfiske og opinionens moralske oppfatninger (Kunzman 2004). Det må erkjennes at sportsfiskere har ulike motiver for utøvelse og utbytte av fisket og i flere segmenter går utviklingen mot mindre fokus på fangst og mer mot opplevelse samtidig som undersøkelser viser at det er økende aksept for fang-og-slipp fiske (Policansky 2002; Wolfe 2006; Aas pers.medd.).

I tillegg til beskatning påvirkes også bestanden i Hemsil av at fisk vandrer nedstrøms forbi Eikredammen (Brabrand m.fl. 2002). Ørret kan både vandre over dammen når det er overløp og gjennom vanninntaket til kraftverket. Det er frivillig slipp av minstevannføring på strekningen nedenfor dammen (50 l/s vinter, 200 l/s sommer, samt vannføring fra restfeltene) og terskler, men det er ikke muligheter for å vandre tilbake for ørret som vandrer ned forbi dammen.

Alle elvekraftverk har et definert inntaksområde for vann som ledes nedstrøms gjennom fallrør, trykksjakter og turbiner for kraftproduksjon. Foran disse vanninntakene er det installert ei varegrind som skal beskytte turbinene mot større objekter som kommer flytende med vannet. Det er ytterst sjelden at varegrinder er spesifisert i forhold til fiskepassasjer i konsesjonsvilkårene. I forbindelse med nye kraftverk, samt opprusting og utvidelse av eksisterende elvekraftverk blir det i mange tilfeller satt inn nye varegrinder uten at effektene på fiskevandring er vurdert. Dersom dette medfører økt passasje av fisk gjennom turbinene kan dette ha betydelige negative innvirkninger på vandrede fiskebestander. Behovet for å bevare viktige fiskebestander og opprettholde opprinnelige vandringsmønstre bør derfor være et av de viktigste insentivene for å utvikle moderne miljødesign av elvekraftverk.

For at slipp-og-fang fiske skal fungere som en effektiv regulering er det behov for å ha god informasjon om fiskens atferd, habitatbruk og leveområde. Radiomerking er et viktig verktøy for å framskaffe slik forvaltningsrelevant kunnskap. Hensikten med denne undersøkelsen var: 1) Kartlegging av leveområdet (home range) og vitale habitater hos storvokst ørret i Hemsil gjennom ett år, 2) Undersøke eventuelle atferdsmessige responser som følge av fangst og gjenutsetting (fang-og-slipp) av fluefiskere, 3) Undersøke omfanget av fang-og-slipp fiske i

form av individuell gjenfangsthistorikk gjennom tre fiskesesonger (28. juni – 20. september 2010 og 1. juni - 20. september 2011 og 2012), 4) Gi et estimat over andel av populasjonen som berøres av fang-og-slipp fiske, og 5) Undersøke om ørret fra Eikredammen oppholdt seg ved, eller passerte gjennom varegrinda foran turbininntaket eller over damkrona og videre nedover i Hemsil. I tillegg gis en utvidet og generell litteraturgjennomgang og drøfting av hovedproblemstillingene knyttet til fang-og-slipp fiske og utforming av varegrinder ved turbininntak i regulerte elver.

2 Områdebeskrivelse

2.1 Vassdragsbeskrivelse og reguleringsinngrep

Hemsil renner gjennom Hemsedal og ned til Hallingdalselva ved Gol i Buskerud. Hemsil er en middels stor elv som starter ved samløpet til Grøndøla og Mørkedøla ved Tuv, og renner gjennom Hemsedal og ned til Hallingdalselva ved Gol. Elvas samlede nedbørfelt er 1454 km² ved samløpet med Hallingdalselva i Gol. Middelvannføringen er 24 m³/s (Anonym 2011). Hemsil er relativt storsteinet og hurtigflytende i de øvre deler, og blir mer stilleflytende med finkornet grussubstrat ned mot Eikredammen. Elva er kalkfattig med klart vann med god sikt. Vannet har noe humusinnhold (total organisk karbon; 2-5 mg C pr. liter).

Studieområdet omfatter elvestrekningen fra Eikredammen og opp til Tuv, og er registrert som en egen vannforekomst (ID nr.: 012-2756-R) i vannområdet Hallingdal, Vest-Viken vannregion. Den økologiske tilstanden for elvestrekningen er antatt å være moderat, og risikoen for at miljømålene ikke er oppfylt innen 2021 er vurdert som stor (se Vann-Nett.nve.no).

Ørretbestanden i Hemsil har fri vandringsmulighet fra Eikredammen og oppstrøms ca 17,5 km til Høllefossen. Det er antatt at Høllefossen og et parti ved Døkkji (**figur 1**) er vannføringsavhengige vandringshinder for fisk, men dette er ikke tidligere undersøkt. Ovenfor Høllefossen kan fisk vandre videre opp i Mørkdøla til Rjukanfossen og i Grøndøla til Vøllø nedenfor Flatsjødammen.

Vannføringen i Hemsil nedenfor Grøndøla og Mørkedøla er til enhver tid preget av reguleringene i nedbørsfeltene (Vavatnet og Gyrinos-Flævvann) til disse vassdragene. Hemsil I ble satt i drift i 1960, og utnytter et fall på 540 meter fra Flævvann til Hemsil I kraftverket. Driftsvannet ledes inn i Hemsil ved Avlaupet som ligger ca 3,5 km ovenfor Eikredammen (**figur 1**). Eikredammen er inntaksmagasinet til Hemsil II kraftverket, og produksjonsvannet ledes gjennom et neddykket vanninntak med en varegrind ved demningen og ned til to Francisturbiner ved Hemsil II kraftverk i Gol. Fallhøyden er 370 meter gjennom en 15 km tunnel. Varegrinda foran inntaket har en lysåpning på 25 mm. Det faktum at fisk har vandret gjennom varegrinda er ikke ensbetydende med at fisken går ned gjennom turbinen. I Hemsil II er det selvfølgelig, et par steder motfall, i tunnelen nesten helt ned til Gol. Men for fisk på aktiv vandring så er nok effekten av å vandre forbi inntaksgrinda negativ fordi de da gjerne vandrer lengre inn mot trykksjakt. Driftsvannet ledes ut i Hallingdalselva. Vannføringen inn til Eikredammen overstiger produksjonskapasiteten til Hemsil II under flomperioder. For øvrig reguleres vannstanden i Eikredammen med 4 meter (mellom kotehøydene 566 og 562,5 m o.h.) i forbindelse med varierende kraftproduksjon. Regulant er E-CO Energi. Øvrige tekniske data for Hemsil I og II er gitt i **tabell 1**.

Tabell 1. Tekniske data for Hemsil I og II.

	Hemsil I	Hemsil II
Nedbørfelt	225 km ²	986 km ²
Årlig tilsig	250 mill.m ³	707 mill.m ³
Magasinkapasitet	205 mill.m ³	239 mill.m ³
Fallhøyde	540 m	370 m
Midlere årsproduksjon	293 GWh	552 GWh
Maks slukeevne	16 m ³ s ⁻¹	30 m ³ s ⁻¹
Byggeperiode	1957-60	1957-60 (oppgr. 2005-06)

2.2 Utøvelsen av fisket i Hemsil og Eikredammen

Sportsfisket i Hemsil utøves hovedsakelig av fluefiskere med fluestang. Det er imidlertid tillatt med alle typer stangfiske langs enkelte elvestrekninger. Fluefisket foregår som regel ved at fiskerne leter etter stor ørret som beiter på døgnfluer, og såkalt blindfiske (fiske på strekninger uten vakende ørret) forekommer relativt sjelden. En betydelig del av fisketiden består derfor av å lete opp vakende ørret, mens det aktive fisket gjerne består av ett eller noen få kast pr. fangede ørret. Fiskesesongen i Hemsil starter 1. juni og varer til 20. september.

Sportsfisket i Eikredammen og Hemsil opp til Tuv har vært omfattende i flere tiår. På 1970-tallet ble avkastningen i Eikredammen beregnet til 40 kg/ha, mens Hemsil ga en årlig avkastning som varierte mellom 6 og 22 kg/ha (Aass 1981). I løpet av de siste 10-12 år har fiskeregler begrenset høstingen av ørret, spesielt i Hemsil, hvor det er innført størstemål. I praksis har dette medført at nesten all ørret som fanges blir gjenutsatt. Det er funnet forholdsvis høye tettheter av både årsunger og eldre ørretunger i Hemsil, og veksten til ørret er god (Brabrand m.fl. 2002).

2.3 Beskatningsreguleringer

Det er innført flere fiskeforbudssoner på den studerte strekningen i Hemsil. Alt fiske er forbudt på begge sider av elva på følgende to strekninger; Bekkedalen-Gamle og Lokalet ovenfor Hemsedal sentrum. Dette utgjør til sammen en strekning på ca. 2 km. Mellom Hemsedal sentrum og Ulsåk er det fredet en 600 m lang strekning mellom Solstad og Maskinlaget. Fredning på den ene siden av elva er innført på følgende strekninger; Skrukkebekken-Øndredal (600 m på vestsiden), Grøtemyratn-Solstad (2 km), Mytheslåttan-Styrmannsøynes øvre del (1,5 km på østsiden), nedre til øvre Øynatn (1,8 km på vestsiden), Hjelmeslåttutn nedenfor Marakilen 8600 m på vestsiden) og Ytreslåtta-Løkjislåtta (500 m på vestsiden) (<http://www.fiskeihemsedal.no>).

En fiskedag i Hemsil er definert til å vare fra kl. 08.00 til 24.00. Fiske utenom dette tidsrommet er ikke tillatt. Hver fisker kan avlive 2 fisk pr. fiskedag, og deretter skal fisket opphøre til neste dag. Det er forbudt å avlive fisk over 38 cm. På fluesonene er det kun lov å fiske med flue, men også flue og flytedupp med inntil 3 fluer på et snøre (alternativ: 1 stk dobbeltekrok og 1 stk enkeltkrok, eller 3 stk. enkeltkroker). Største tillatte krokstørrelse nr. 10. På fluesonene kan hver fisker avlive 1 fisk pr. fiskedag (08.00 - 24.00) mellom 33 og 38 cm. Når en fisk er avlivet skal fisket opphøre til neste dag. Det er kun lov å benytte mothakeløse kroker (evt mothaker som er nedklemt). Det skal brukes knutefritt hovnett i fluesonene. Ved vading skal det vises hensyn til elvens bunnvegetasjon og andre fiskere. Det er ikke lov å vade ut eller krysse elven på fredet område. Det er ikke lov å fiske med mark eller sluk i fluesonene. Organisert fiskeaktivitet for barn under 16 år med mark og sluk er ikke tillatt i fluesonene (www.fiskeihemsedal.no).

2.4 Det biologiske grunnlaget for fluefisket i Hemsil

Døgnfluer dominerer bunndyrfaunaen i Hemsil og de nedre deler av Mørkedøla og Grøndøla. Artene *Ephemerella aurivillii* (**Bilde 1**) og *Ameletus inopinatus* forekommer særlig tallrikt, og er store og attraktive bytteobjekter for ørret. Flere Baetis-arter er også registrert, bl.a. *B. rhodani*, *B. niger* og *B. subalpinus*. Arter innen *Leptophlebia*-slekten er også registrert i Hemsil. Andre viktige bunndyrgrupper i Hemsil er steinfluer, vårfluer, biller og buksvømmere, og i noen grad fjærmygg larver og fåbørstemark (Brabrand m.fl. 2002). Denne varierte insektfaunaen representerer et meget godt grunnlag for fluefiske med imitasjoner, og gir en betydelig forekomst av drivende larver og markerte klekkeperioder.

På fluesonene er det for det meste tørrflue eller fiske med døgnflueimitasjoner i ulike stadier som benyttes. De mest aktuelle stadiene er overgangen fra nymfe- til subimago i vannoverflaten (såkalte klekkere), subimago, imago- eller spinnerstadiet. Nymfestadiet er i liten grad imitert blant fiskerne. Det biologiske grunnlaget for fluefisket utgjøres derfor i stor grad av klekkeperiodene hos et utvalg døgnfluearter, og både tidspunkt og varighet av slike perioder er derfor avgjørende for fiskets omfang de enkelte år. De viktigste døgnflueartene med distinkte og til dels forutsigbare klekkeperioder i Hemsil er *Baetis rhodani* i juni og *Ephemerella aurivilli* i juli. *B. rhodani* klekker også i august/september, og kan tidvis gi et godt fiske mot slutten av fiskesesongen. Sporadiske klekkinger av mindre intensitet forekommer også av andre døgnfluearter, som for eksempel *Siphonurus* sp. I juli/august forekommer det intense sverminger av *Bibio*. Betydningen av denne terrestriske hårmyggarten er i stor grad avhengig av at voksne individer (imago) havner i vannet som følge av vind. I en mer beskjeden grad forekommer også maursverminger fra omkringliggende skogområder, som enkelte år kan gi et godt fluefiske. Vårfluer og steinfluer er lite påaktet som imitasjonsobjekter blant fluefiskere i Hemsil, og det er ikke kjent at arter fra disse insektordenene gir distinkte klekkinger, selv om de er representert med relativt god artsdiversitet i Hemsil.

Ørret i Hemsil beiter også på småørret og ørekyt (Brabrand m.fl. 2002; Mollan 2010). Ørret i størrelsesintervallet 15-20 cm kan beite effektivt på ørekyt, men det er spesielt de største ørretene som går over til fiskediett. Denne ressursen er i liten grad utnyttet blant fluefiskere, som helst fisker med døgnflueimitasjoner.

I Eikredammen forekommer også planktoniske krepsdyr, og artene linsekreps (*Eurycercus lamellatus*) og vannlopper (*Daphnia* sp. og *Bythotrepeus longimanus*) finnes i ørretmagene. Øvrig bunndyrfauna som inngår i ørretens diett er snegler, muslinger, fjærmygg, steinfluelarver og vårfluer (Brabrand m.fl. 2002).



Bilde 1. Voksen (imago) utgave av døgnfluen *Ephemerella aurivilli* (Foto: M. Kraabøl).

3 Materiale og metoder

Undersøkelsene av individuelle leveområder gjennom et år, og atferdsmessige responser som følge av fangst og gjenutsetting, ble undersøkt ved bruk av innopererte radiosendere (Advanced Telemetry Systems, Model F1830, sendervekt 11 gram, utvendige mål; 12×54×12 mm, se **bilde 2**). Peilingene ble utført med R2000 med automatisk scannerfunksjon og en Yagi antenne. Undersøkelsene av omfanget av fang-og-slipp omfattet merking med ordinære lysegrønne Carlinmerker som ble festet med ståltråd i forkant av ryggfinnen (se **bilde 3**). Carlinmerkene var nummerert i serien NK 040870 – 040899. Gjennomgangen om varegrinder, turbinpassasje og fang-og-slipp fiske er innhentet fra forskningsartikler gjennom litteratursøk på ISI Web of Knowledge.

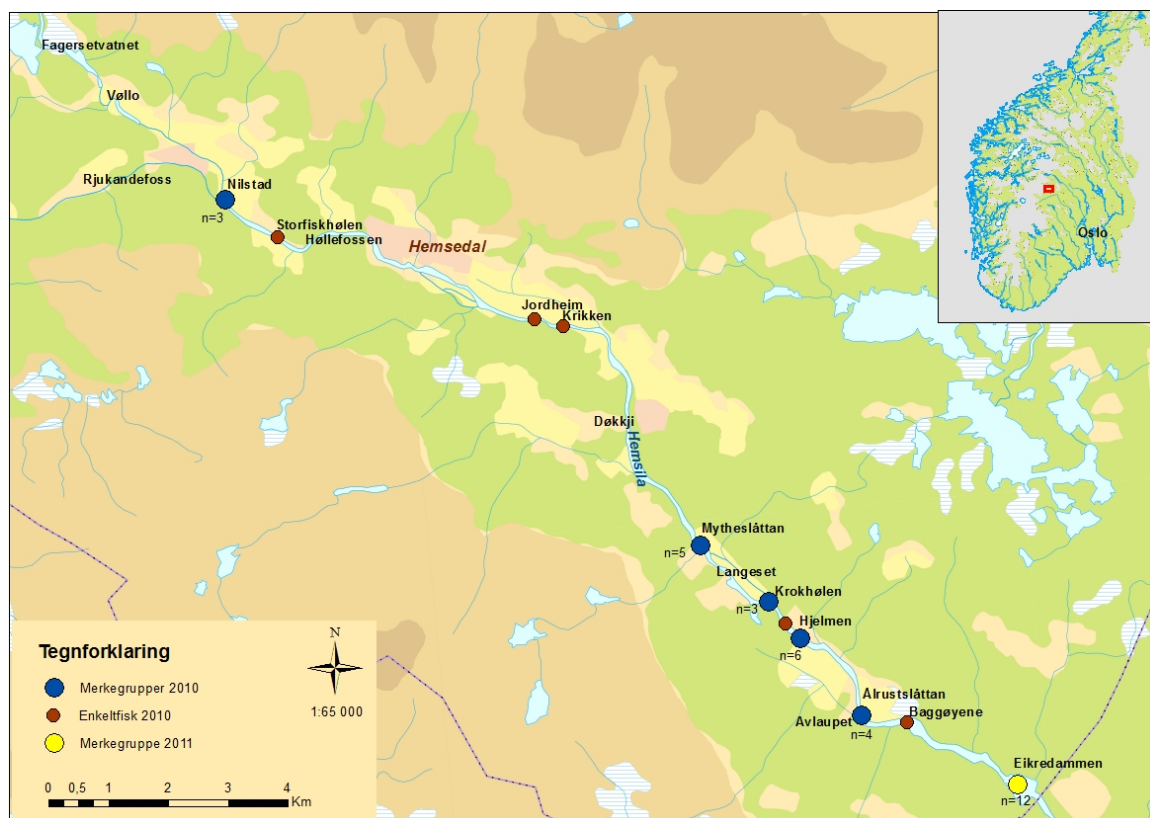
3.1 Innsamling av ørret til merking

3.1.1 Hemsil

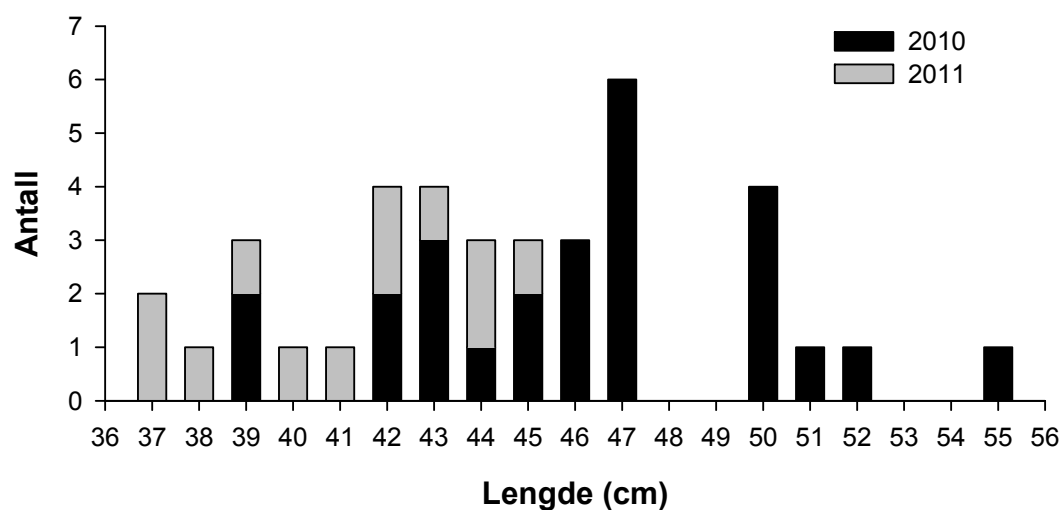
Til sammen 29 ørreter mellom 32 og 55 cm (se **figur 2**), ble fanget under tørrfluefiske (krokstørrelser fra 12 til 16) i Hemsil i perioden 25. – 27. juni 2010 (**tabell 2, bilde 4**). Av disse ble 26 ørret mellom 39 og 55 cm radiomerket på strekningen fra Baggøyene (ca 2,7 km oppstrøms Eikredammen) til Nilstad som ligger 19,2 km oppstrøms Eikredammen (se **figur 1**). Ørretene ble landet på skånsom måte i knutefrie håver av fiskere som har erfaring med gjenutsetting av fisk. Etter avkrokingen ble de plassert i oppbevaringsnett i de enkelte hølene frem til merking den 28., 29. og 30. juni. De fangede ørretene ble inspisert en til to ganger pr. dag frem til merking.

3.1.2 Eikredammen

I 2011 ble det i tillegg merket ørret fanget i Eikredammen (**figur 1 og 2**). Disse ble fanget under garnfiske i nordre del av Eikredammen. Garna ble satt ut på kvelden den 8. september 2011 og tatt opp tidlig den påfølgende morgen. 12 ørret i lengdeintervallet 37-55 cm av totalt 26 ble vurdert å være egnet til radiomerking.



Figur 1. Oversikt over studieområdet og merkelokaliteter i Hemsil oppstrøm Eikredammen. Tre ørret som kun ble Carlinmerket (ved Avlaupet) er ikke inkludert i figuren.



Figur 2. Lengdefordeling til 26 ørret som ble fanget og radio- og Carlinmerket i 2010 i Hemsil ovenfor Eikredammen og 12 ørret som ble fanget og radiomerket i 2011 i Eikredammen.

3.2 Anestesi, merkemethodikk og oppvåkning

Ørretene som ble fanget i Hemsil ble merket på to ulike måter; Radiosender+Carlinmerke (N=26) eller kun Carlinmerke (N=3), mens ørret fra Eikredammen kun ble radiomerket (**tabell 2**). Før merking ble de enkelte ørretene tilført anestesi til de oppnådde kirurgisk nivå av bevissthetstap. Administrering av anestesi ble gjort ved å plassere en og en ørret i et 20 liters vannbad med en dosering på 0,7 ml 2-fenoksyetanol pr. liter elvevann. Indikasjoner på full narkose var fullstendig bortfall av rette- og unnvikelsesreflekser. Denne prosessen tok mellom 2 og 3 minutter.

Implantering av radiosendere i bukhulen til ørretene (se bilde 2 og 3) ble gjort ved å plassere ørretene i ryggleie i et spesiallaget operasjonsbord. Gassutveksling over gjellene ble opprettholdt under det kirurgiske inngrepet ved å tømme elvevann over gjellene. Et snitt på 2-2,5 cm ble gjort med skalpell ventralt mellom bryst- og bukfinnene, og en trauformet spatel av glassfiber ble ført inn i snittet og ført bakover langs innsiden bukveggen forbi bukfinnene. I bakkant av bukfinnene ble en kanyle (2,1 x 80 mm) stukket gjennom bukveggen slik at nålespissen ble fanget opp av den trauformede spatelen. Kanylen ble ført såpass langt frem at spissen ble synlig gjennom operasjonssnittet. Deretter ble antenna på radiosenderen trukket gjennom kanylen og ut igjen bak bukfinnene. Radiosenderen ble deretter plassert inne i bukhulen. Operasjonssåret ble lukket med tre separate sting (Ethicon Vicryl 4-0 reabsorberbar tråd 45 cm, 19 mm nål). Radiosendere, skalpell og spatel ble desinfisert med Antibac 95 % desinfeksjonssprit og skyllet i fysiologisk saltvann (Natriumklorid 9 mg/ml) før anvendelse.

Etter avsluttet kirurgi ble ørretene lagt i en 20 liters balje med friskt elvevann for oppvåkning. Etter 3-4 minutter var all ørret i vigør med normale unnvikelsesreflekser. De ble holdt ytterligere under observasjon i noen minutter før de ble sluppet ut i elva på samme sted som de ble fanget.



Bilde 2 og 3. Bildet til venstre viser implantering av radiosender i bukhulen og bildet til høyre viser en ørret med radioantenne bak bukfinnene og carlinmerke ved ryggfinnen (Foto: M. Kraabøl).

Implantering av radiosendere i bukhulen til laksefisk er ansett som den mest egnede metoden for telemetristudier som går over lang tid (Clapp m.fl. 1990; Young 1994; Ovidio 1999; Lucas & Baras 2000; Ovidio m.fl. 2002). Det ble ikke registrert noen form for komplikasjoner i form av betennelser eller andre forhold knyttet til operasjonssåret hos de gjenfangede ørretene. Tilsvarende vurderinger er selvsagt ikke gjort hos merket ørret som ikke ble gjenfanget, men peileresultatene gir ingen indikasjoner på atferdsforskjeller mellom de gjenfangede og de ikke-gjenfangede ørretene.

3.3 Informasjon til sportsfiskere

Det ble holdt et informasjonsmøte om prosjektet i kommunestyresalen i Hemsedal i juni 2010. Her ble det gitt generell informasjon om prosjektet og spesiell informasjon til fiskerne om betydningen av rapportering av gjenfangster. I tillegg ble det satt opp plakater i forkant av hver fiskelesong (2010, 2011 og 2012) ved alle fiskesteder langs Hemsil ovenfor Eikredammen med instruksjoner om fremgangsmåte ved gjenfangst av merket ørret. Fiskerne ble instruert til å lese av de tre siste sifrene (-870-899) på Carlinmerket (**tabell 1**). Melding om gjenfangst (tre-sifret nummer og lokalitet) ble sendt på sms direkte til prosjektleder.



Bilde 4. Fluefiskere i Hemsil med ørret på kroken (Begge foto: M. Kraabøl).

Tabell 1. Oversikt over individdata, merkemeter (R=radiomerket, C=Carlinmerket) og fangst og merkelokalitet for de enkelte ørretene (N=29) som inngår i undersøkelsen. Ørret 1-28 hadde radiosender og Carlinmerke. Ørret nr 27, 28 og 29 ble kun Carlin-merket. Ørret 30-41 hadde kun radiosender.

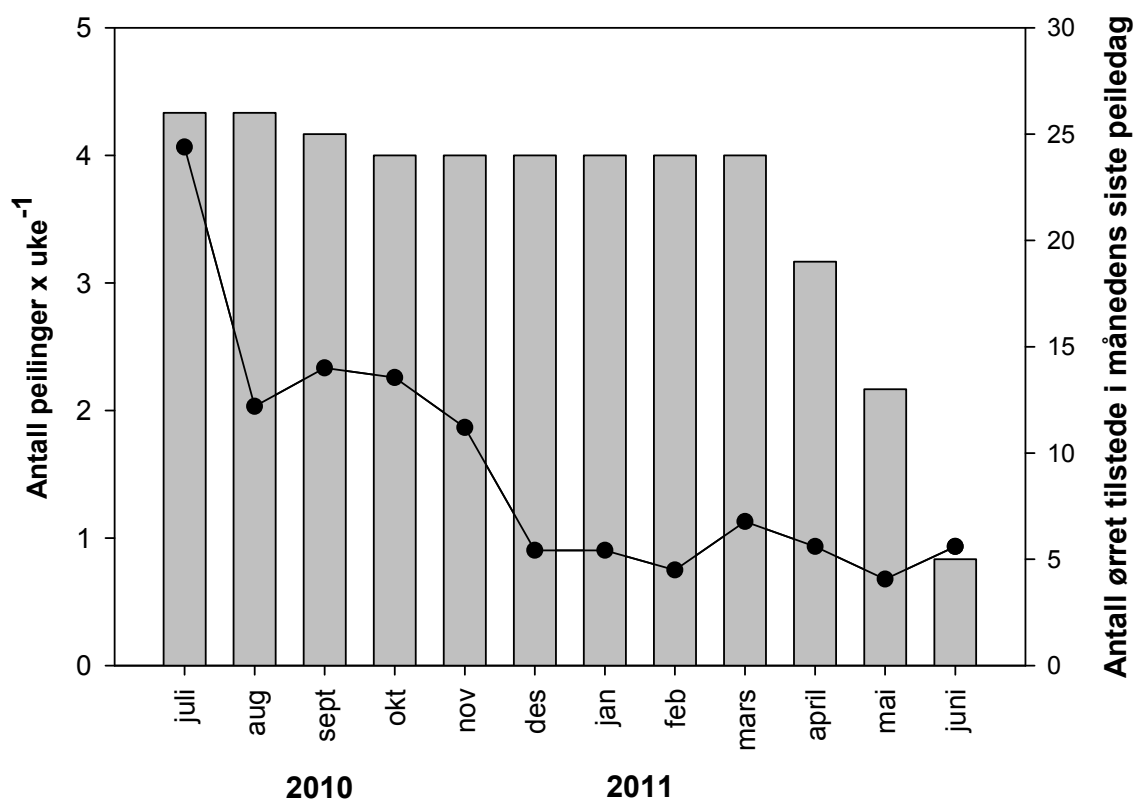
Fisk nr.	Merkedato	Kallenavn	Kjønn	Lengde	Merking	Carlin nr.	Fangst/merkelokalitet
1	28.06.10	Olav	Hann	46	R + C	NK 040 875	Ålrukslåtten
2	28.06.10	Signe Lise	Hunn	51	R + C	NK 040 871	Avløpet
3	28.06.10	Håvard	Hann	47	R + C	NK 040 879	Avløpet
4	28.06.10	Viel	Hunn	42	R + C	NK 040 870	Avløpet
5	29.06.10	Markus	Hann	52	R + C	NK 040 876	Baggeøyene
6	29.06.10	Kjell	Hann	42	R + C	NK 040 872	Hjelmene
7	29.06.10	Sveinung	Hann	50	R + C	NK 040 877	Hjelmene
8	29.06.10	Tove	Hunn	47	R + C	NK 040 874	Hjelmene
9	29.06.10	Ernst Tore	Hann	39	R + C	NK 040 885	Hjelmene
10	29.06.10	Trond	Hann	50	R + C	NK 040 882	Hjelmene
11	29.06.10	Helene	Hunn	46	R + C	NK 040 888	Langeset
12	29.06.10	Oddvar	Hann	55	R + C	NK 040 887	Krokhølen
13	29.06.10	Odd H	Hann	45	R + C	NK 040 886	Krokhølen
14	29.06.10	Ellen	Hunn	47	R + C	NK 040 884	Krokhølen
15	29.06.10	Inger Marit	Hunn	50	R + C	NK 040 883	Hjelmene
16	30.06.10	Bernt	Hann	47	R + C	NK 040 889	Mytheslåtten
17	30.06.10	Julie	Hunn	46	R + C	NK 040 880	Mytheslåtten
18	30.06.10	Olga Marie	Hunn	45	R + C	NK 040 892	Mytheslåtten
19	30.06.10	Bjørn 73	Hann	47	R + C	NK 040 893	Mytheslåtten
20	30.06.10	Odd B.	Hann	43	R + C	NK 040 895	Mytheslåtten
21	30.06.10	Tora	Hunn	50	R + C	NK 040 894	Krikken
22	30.06.10	Gabriella	Hunn	39	R + C	NK 040 891	Jordheim
23	30.06.10	Martin	Hann	43	R + C	NK 040 876	Storfiskhølen
24	30.06.10	Gunn Berit	Hunn	44	R + C	NK 040 898	Storfiskhølen
25	30.06.10	Runar	Hann	47	R + C	NK 040 897	Nilstad
26	30.06.10	Fru Nilstad	Hunn	43	R + C	NK 040 890	Nilstad
27	28.06.10	-	-	32	C	NK 040 878	Avløpet
28	28.06.10	-	-	32	C	NK 040 873	Avløpet
29	30.06.10	-	-	40	C	NK 040 899	Avløpet
30	12.09.11	Bjørn	Hann	44	R		Eikredammen
31	12.09.11	Tor	Hann	41	R		Eikredammen
32	12.09.11	Ola	Hann	42	R		Eikredammen
33	12.09.11	Lille-Trond	Hann	43	R		Eikredammen
34	12.09.11	Marianne	Hunn	44	R		Eikredammen
35	12.09.11	Gitte	Hunn	45	R		Eikredammen
36	12.09.11	Per	Hann	42	R		Eikredammen
37	12.09.11	Stine	Hunn	40	R		Eikredammen
38	12.09.11	Dorte	Hunn	38	R		Eikredammen
39	12.09.11	Seb	Hann	37	R		Eikredammen
40	12.09.11	Karl	Hann	37	R		Eikredammen
41	12.09.11	Siv	Hunn	39	R		Eikredammen

3.4 Radiopeilinger og kartlegging av leveområder

Alle peilinger ble gjort manuelt enten kjørende med bil på vei eller gående fra elvebredden. Posisjoneringsdata ble vurdert til en nøyaktighet på pluss/minus 100 meter. Det ble til sammen utført 1987 peilinger av de 26 radiomerkede ørretene i perioden 28/6-2010 til 1/7-2011 (367 døgn). Peileintensiteten var størst i starten og gjennom gyteperioden og lå i juli i 2010 på over fire ganger per uke. I gytetiden og frem til desember ble det peilet ca. 2 ganger per uke, mens det fra desember 2010 og frem til forsøket ble avsluttet den 28. juni 2011 ble peilet ca. 1 gang per uke (**figur 3**).

For å få gode data på den enkelte ørrets områdebruk og leveområde (home range) er det viktig at man har posisjoneringsdata fra størstedelen av året for å kunne fange opp bruken av de ulike funksjonsområdene (beite-, gyte- og overvintringsområder). Av de 26 ørretene som ble radiomerket i 2010, ble 19 individer registrert ut hele april 2011 (se **figur 3**). Basert på vandringskurvene (se kap. 4.) synes det som at registreringene fra april 2011 fanger opp ørretens totale områdebruk relativt godt, og posisjoneringsdata fra disse 19 individene er benyttet i de fleste analysene. Alle disse 19 ørretene er posisjonert på samtlige peiledager fra 1. juni 2010 til 26. april 2011. Syv av ørretene forsvant før den 26. april 2011 av ukjent årsak (tap av batteristyrke, oppfisket og ikke rapportert mm). Det ble gjennomført peilinger i Hemsil ned til Gol og videre nedover i Hallingdalselva, men ingen av ørretene ble gjenfunnet. Individuelle vandringskurver er også vist for disse syv ørretene (**vedlegg 1 og 2**).

Leveområdene hos de enkelte radiomerkede ørretene (N=19) ble definert ut fra alle posisjoneringsdata som ble gjort i ettårsperioden 28. juni 2010 til 1. juli 2011. Leveområdenes totale omfang ble definert ut fra lengden mellom øverste og nederste posisjon i elven gjennom året.



Figur 3. Gjennomsnittlig antall peilinger per uke (linje) og antall ørret som ble registrert i månedens siste peiledag (grå søyler) for månedene juli 2010 – juni 2011.

I 2011 ble det i tillegg radiomerket 12 ørret i Eikredammen (se **figur 1**). Disse ble peilet til sammen 514 ganger i perioden 12/9-2011 til 4/6-2012. Peileintensiteten varierte mellom 5 og 10 ganger per måned, dvs. ca. 1-2 ganger per uke. Kun syv av de 12 ble registrert til april 2012, og totalt leveområde for denne gruppen er ikke beregnet. Vandringskurver for disse ørretene er vist i **vedlegg 2**.

3.5 Atferdsmessige effekter av gjenfangst og – utsetting

Posisjoneringene i etterkant av hver gjenfangst dannet grunnlaget for å vurdere atferdsmessige effekter av fangst og gjenutsetting. Avvik fra posisjonen i forkant av fangst ble tolket som atferdsmessig respons, og det er derfor først og fremst forflytninger fra fangststedet som er benyttet som indikator på atferdsendringer i denne undersøkelsen. I tillegg har enkelte fiskere som fanget og gjenutsatte merket ørret også gitt informasjon om ørretenes atferd etter gjenutsetting i form av visuelle observasjoner av ørretene i perioden etter gjenutsetting.

3.6 Vurdering av krokskader

Hver enkelt ørret ble undersøkt for krokskader i munnhulens ytre deler og kjeveparti. Skader i form av manglende «munnvikslokk» (maxille-beinet), deformasjoner i kjevene og nye/gamle sår i munnhulen antas vanligvis å være forårsaket av krokredskap (**Bilde 5**).



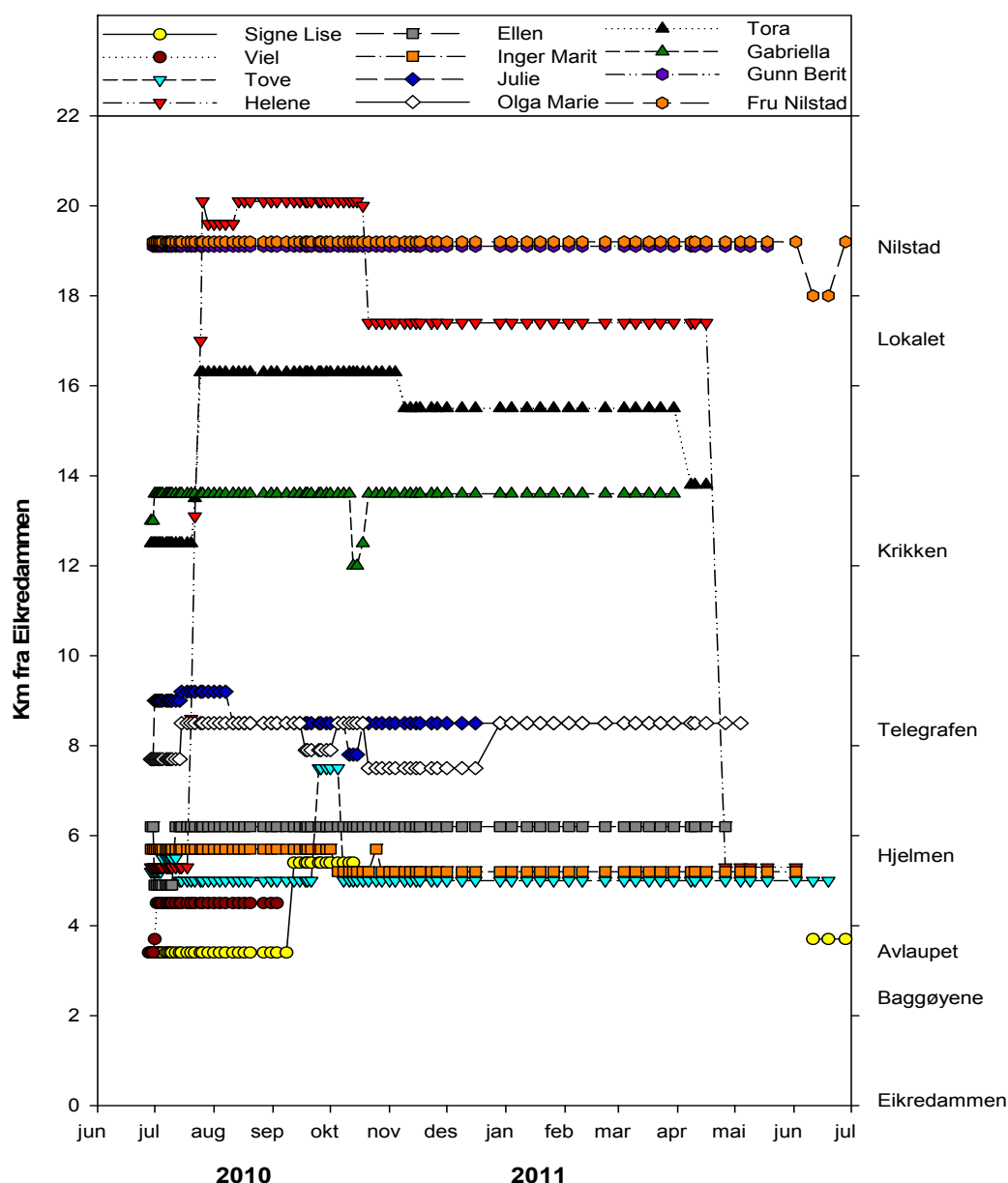
Bilde 5. Ørret fra Hemsil med antatt krokskade i form av avrevet maxillebein (munnviklokk). Krokskadet ørret i Hemsil forekommer svært sjelden (Foto: M. Kraabøl).

4 Resultater

4.1 Årlig leveområde og vitale habitater

4.1.1 Individuelle vandringsmønstre

Det var betydelige individuelle variasjoner i vandringer (**figur 4** og **vedlegg 1 og 2**), samtidig som det er et tydelig mønster at fisk merket på en lokalitet oppholder seg på denne lokaliteten og vandrer kun til andre steder i korte perioder. Vandringerne skjer vår og høst og er trolig gytevandringer og tilbakevandring fra gyteplassen. Dette mønsteret gjelder fisk merket på alle lokalitetene, unntatt fisk merket i Eikredammen som er registrert i samme område hele perioden (**vedlegg 2**).

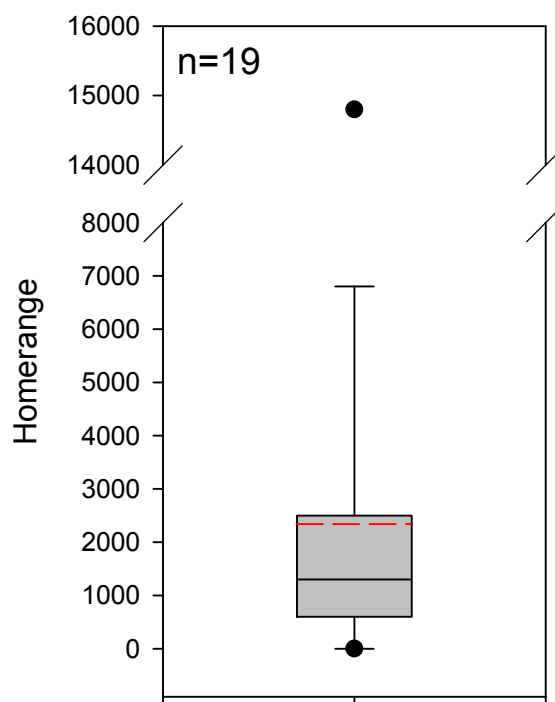


Figur 4. Individuelle vandringskurver for 12 ørret (hunner) som ble radiomerket i perioden 28.-30.6.2010 på ulike plasser i Hemsil.

4.1.2 Leveområdets utstrekning

Totalt ble det beregnet årlig leveområde for 19 ørret merket i 2010. Det var relativt store individuelle forskjeller i leveområdets utstrekning, og gjennomsnittlig og median leveområde for ørret merket i 2010 var henholdsvis 2337 og 1300 m (**figur 5**). Tre av de 19 ørretene ble peilet på samme lokalitet i hele undersøkelsesperioden, mens en ørret hadde et leveområde på 14,8 km (**figur 5**). Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom fisk fra ulike merkegrupper i 2010 (Kruskal-Wallis one way ANOVA, $H=7,57$, $p=0,11$). Ørreten som ble merket i Eikredammen (2011) syntes å være langt mer stasjonær, og 5 av 7 ørret som ble posisjonert fra september 2011 til april 2012 sto på samme plassen under alle peilerundene (se **vedlegg 2**). Av de to siste ørretene hadde en et leveområde på 6,6 km og en hadde et leveområde på 1,8 km. Denne ørreten slapp seg over Eikredammen og ble stående 1,5 km nedstrøms.

Det var ingen signifikante forskjeller i leveområdets utstrekning mellom hanner og hunner for fisk merket i 2010 (Mann-Whitney U-test, $p=0,79$), og det ble heller ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom leveområdets utstrekning og fiskelengde (Pearson correlation, $r=0,085$, $p=0,73$).

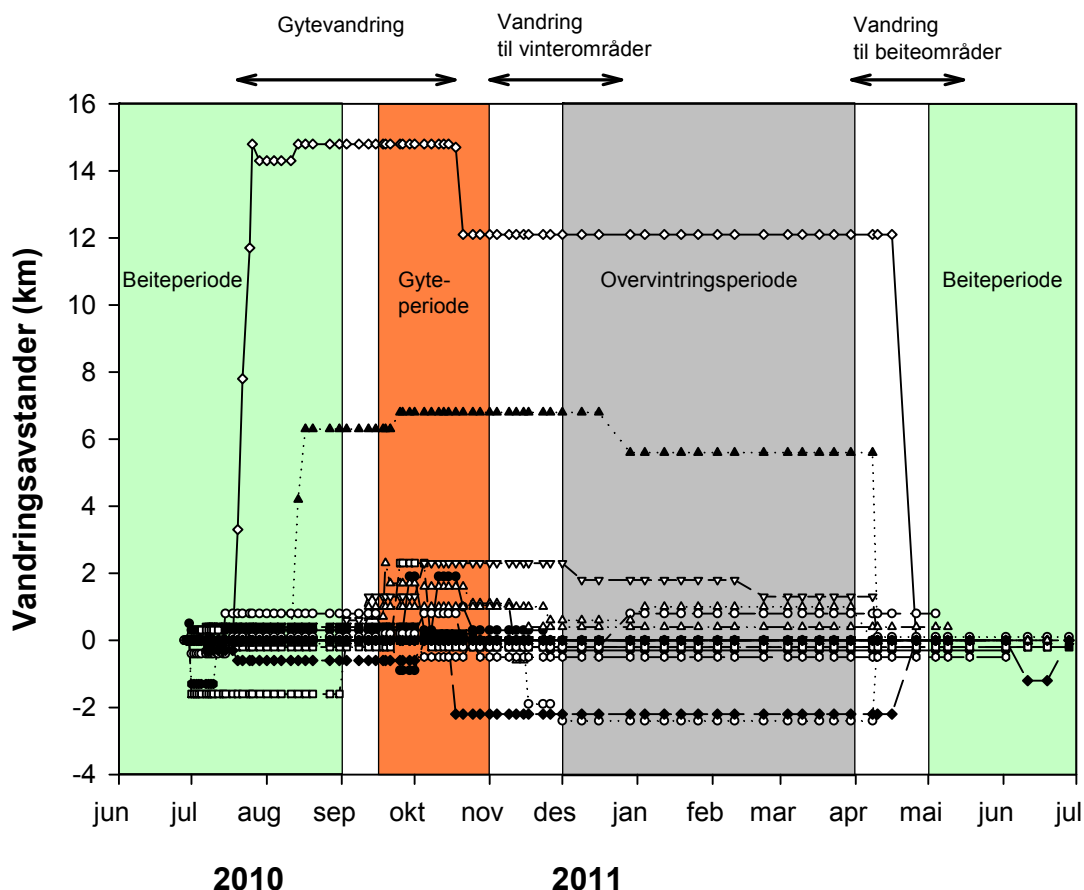


Figur 5. Fordeling av størrelsen (antall meter elvestrekning) til individuelle leveområder (home range) for 19 ørret merket oppstrøms Eikredammen i 2010. Grå boks viser 50 % av registreringene.

4.1.3 Sesongmessige vandringer

Til tross for en viss individuell variasjon, synes ørreten i Hemsil å ha relativt klart definerte vandringsmønstre gjennom sesongen. I løpet av et år vil kjønnsmoden ørret forflytte seg mellom beiteområder, gyteområder og overvintringsområder. Basert på generell kunnskap om ørretens biologi og vandringskurvene til ørret fanget i 2010 ($n=19$, se **figur 6**), vil beiteperioden kunne defineres fra mai til september. Vandring fra beiteområdene til gyteplassene skjer i hovedsak fra midten av september til midten av oktober, selv om en av ørretene startet gytevandringen allerede i midten av juli (**figur 6**). Gyteperioden synes i hovedsak å vare fra

midten av september til november. Etter gytingen vandrer ørreten til overvintringsområdene hvor de holder seg i ro før de vandrer tilbake til beiteområdene i april (**figur 6**). Det er en gjennomgående tendens til at ørreten vandrer tilbake til samme beitelokalitet som året før (**figur 6**).



Figur 6. Individuelle vandringskurver for 19 radiomerkede ørret som alle er registrert fra 1.7.2010 til 26.4.2011. For oversikt over antall merket ørret tilstede etter 26.4.2011, se figur 3. Vandringskurven er standardisert ved å konvertere merkelokalitetenes plassering i elvestrekningen til 0. I tillegg til vandringskurvene er det skjønnsmessig markert viktige perioder (beite-, gyte- og overvintringsperioder) og forflytninger gjennom året.

4.2 Krokskader som følge av fang-og-slipp fiske

Det ble ikke funnet synlige tegn på krokskader på noen av de 29 ørretene som inngikk i fang-og-slipp undersøkelsen. I tillegg er det foretatt inspeksjon og intervju av fiskere som har fanget og gjenutsatt ytterligere 14 ørreter i sesongene 2010, 2011 og 2012. Av til sammen 43 vurderte ørreter over 700 gram det påvist krokskade hos 1 stk (2,3 %), hvor maxillebeinet på høyre side var avrevet (**bilde 4**).

4.3 Atferdsmessige respons og omfang av fang-og-slipp fiske

Av de 29 ørretene som inngikk i fang-og-slipp undersøkelsen ble 18 (62 %) gjenfanget til sammen 40 ganger i løpet av tre fiskesesonger (2010-2012) (**Tabell 3**). Olga Marie og Gunn Berit ble gjenfanget henholdsvis 6 og 8 ganger i løpet av disse tre sesongene. Olga Marie ble gjenfanget 4 ganger i løpet av 9 dager, og Gunn Berit 3 ganger i løpet av 10 dager i 2010. Det ble ikke registrert endret atferd eller dødelighet som resultat av denne behandlingen.

Seks av ørretene ble gjenfanget i to ulike sesonger. En oversikt mer detaljert oversikt over gjenfangster og tidspunkt for gjenfangst er gitt i **vedlegg 3, 4 og 5**.

Tabell 3. Oversikt over antall gjenfangster (R) i årene fordelt på ni ørreter som ble gjenfanget i løpet av perioden fra merking til utløpet av fiskesesongen i 2010.

Merkested	Navn	Lengde	$\sum R$ 2010	$\sum R$ 2011	$\sum R$ 2012	$\sum R$ Tot
Ålrustråltten	Olav	46				0
Avløpet	Signe Lise	51				0
Avløpet	Håvard	47			2	2
Avløpet	Viel	42				0
Baggeøyene	Markus	52		2		2
Hjelmen	Kjell	42	1			1
Hjelmen	Sveinung	50				0
Hjelmen	Tove	47				0
Hjelmen	Ernst Tore	39				0
Hjelmen	Trond	50		1		1
Langeset	Helene	46		1	1	2
Krokhølen	Oddvar	55	1	1		2
Krokhølen	Odd H	45		2		2
Krokhølen	Ellen	47		1		1
Hjelmen	Inger Marit	50			1	1
Mytheslåttan	Bernt	47				0
Mytheslåttan	Julie	46	2			2
Mytheslåttan	Olga Marie	45	4		2	6
Mytheslåttan	Bjørn 73	47	1			1
Mytheslåttan	Odd B.	43	1			1
Krikken	Tora	50			1	1
Jordheim	Gabriella	39				0
Storfiskhølen	Martin	43	1		2	3
Storfiskhølen	Gunn Berit	44	4		4	8
Nilstad	Runar	47				0
Nilstad	Fru Nilstad	43	2	1		3
Avløpet	-	32				0
Avløpet	-	32		1		1
Avløpet	-	40				0
Sum			17	10	13	40

5 Diskusjon

5.1 Leveområder

Ved å radiomerke og peile ørret gjennom et år ble ytterpunktene i leveområder for et utvalg av voksen ørret i Hemsil kartlagt på strekningen fra Eikredammen til ovenfor Nilstad opp til fossen ved Hølle, en strekning på ca. 20 km. Hemsil er relativt storsteinet og hurtigflytende i de øvre deler, og blir mer stilleflytende med finkornet grussubstrat ned mot Eikredammen. Ørret på denne strekningen kan benytte hele elvestrekningen gjennom året. Til sammen 26 ørret mellom 39 og 55 cm ble radiomerket 28., 29. og 30. juni i 2010, etter å ha blitt fanget under tørrfluefiske og merket på strekningen fra Baggøyene (ca. 2,7 km oppstrøms Eikredammen) til Nilstad som ligger 19,2 km oppstrøms Eikredammen. Av de 26 ørretene som ble radiomerket i 2010, ble 19 individer registrert ut hele april 2011. Vandringskurvene til disse 19 fiskene synes å fange opp de store ørretenes totale områdebruk gjennom et år relativt godt.

Ørret i elver er karakterisert som stasjonær og territoriell (Heggenes 1988; Höjesjö m.fl. 2007). Mange av studiene er gjennomført på ungfisk som er merket og gjenfanget, eller ved PIT (Passiv Integrated Transponders)-studier (Höjesjö m.fl. 2007). Det er mindre kunnskap om hvordan voksen kjønnsmoden ørret bruker et tilgjengelig elveareal. Leveområdene hos de enkelte radiomerkede ørretene (N=19) ble definert ut fra alle posisjoneringene som ble gjort i ettårsperioden 28. juni 2010 til 1. juli 2011. Leveområdenes totale omfang ble definert ut fra lengden mellom øverste og nederste posisjon i elven gjennom året. Det var relativt store individuelle forskjeller i leveområdets utstrekning, og gjennomsnittlig og median leveområde for ørret merket i 2010 var henholdsvis 2337 og 1300 m. Det viktigste årsaken til forskjellene i leveområde målt på denne måten er trolig avstand mellom standplass om sommeren og gyteområdet. Enkelte ørret vandret helt opp til 15 km oppstrøms til gyteområdet, mens andre bare vandret noen hundre meter. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom fisk fra ulike merkegrupper i 2010. Det var ingen signifikante forskjeller i leveområdets utstrekning mellom hanner og hunner, og det ble heller ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom leveområdets utstrekning og fiskelengde.

Til tross for en viss individuell variasjon, synes ørreten i Hemsil å ha relativt klart definerte vandringsmønstre gjennom sesongen. I løpet av et år vil kjønnsmoden ørret forflytte seg mellom beiteområder, gyteområder og overvintringsområder. Basert på generell kunnskap om ørretens biologi og vandringskurvene til ørret fanget i 2010, vil beiteperioden i Hemsil kunne defineres fra mai til september. Vandring fra beiteområdene til gyteplassene skjer i hovedsak fra midten av september til midten av oktober, selv om en av ørretene startet gytevandringen allerede i midten av juli. Gyteperioden synes i hovedsak å vare fra midten av september til november. Etter gytingen vandrer ørreten til overvintringsområdene hvor de holder seg i ro før de vandrer tilbake til beiteområdene i april. Det er en gjennomgående tendens til at ørreten vandrer tilbake til samme beitelokalitet som året før.

I 2011 ble det i tillegg merket 12 ørret i lengdeintervallet 37-55 cm i Eikredammen. Kun syv av disse ble registrert til april 2012, og totalt leveområde for denne gruppen er ikke beregnet. Ørreten som ble merket i Eikredammen syntest å være langt mer stasjonær, og 5 av 7 ørret som ble posisjonert fra september 2011 til april 2012 sto på samme plassen under alle peilerundene. De fleste ørretene var umodne og dette bidrar selvsagt til den stasjonære atferden.

5.2 Fang-og-slipp fiske

Ulike former for fangst og gjenutsetting (fang-og-slipp) av fisk har økende oppslutning både som forvaltningstiltak og som en frivillig ordning blant sportsfiskere. Det er i dag liten tvil om at et begrenset eller sterkt regulert uttak av stor fisk kan være et effektivt forvaltningstiltak på bestandsnivå for ørret dersom man ønsker en bestanden dominert av stor fisk. Ved fang- og-slipp fiske kan dødeligheten til gjenutsatt laksefisk være mindre enn 5 % dersom fiskerne utøver forsiktighet. Sportsfiske som i sin helhet omfatter fang-og-slipp har imidlertid skapt betydelig debatt og viser at det er ulike holdninger til dette. Fang-og-slipp som frivillig forvaltningstiltak brer om seg også i Norge og er blitt vanlig i mange vassdrag, både ved at det innført fang-og-slipp gjennom regulering og ved frivillig praksis. Bruk av minste- og maksimalmål er imidlertid også i prinsippet å anse som fang-og-slipp reguleringer, og har vært praktisert lenge i norsk fiskeforvaltning.

Sportsfisket i Hemsil utøves hovedsakelig av fluefiskere med fluestang, selv om det er ulike soner med ulik tillatt redskapsbruk. Sportsfisket i Eikredammen og Hemsil opp til Tuv har vært omfattende i flere tiår. På fluesonene kan hver fisker avlive 1 fisk pr. fiskedag (08.00 - 24.00) mellom 33 og 38 cm. Når en fisk er avlivet skal fisket opphøre til neste dag.

For både de som forvalter fiskeretten og fiskerne er det behov for mer kunnskap om fang-og-slipp fiske. Påvirkes fiskens atferd av fang-og-slipp? Fanges samme fisk flere ganger? Hva påvirker overlevelsen til gjenutsatt fisk? I tillegg til dette reiser fang-og-slipp fiske mange spørsmål om verdier ved ville fiskebestander, motiver og utbytter hos fiskerne og etikk og moral innen sportsfiske som engasjerer mange, både de som fisker og samfunnet forøvrig.

5.2.1 Fang-og-slipp fiske i Hemsil

Av de 29 ørretene som inngikk i fang-og-slipp undersøkelsen i Hemsil ble 18 (62 %) gjenfanget til sammen 40 ganger i løpet av tre fiskesesonger (2010-2012). Olga Marie og Gunn Berit ble gjenfanget henholdsvis 6 og 8 ganger i løpet av disse tre sesongene. Olga Marie ble gjenfanget 4 ganger i løpet av 9 dager, og Gunn Berit 3 ganger i løpet av 10 dager i 2010. For disse to fiskene ser vi også at det kan gå relativt kort tid mellom hver gang de fanges, f. eks ble den ene gjenfanget 4 ganger i løpet av 9 dager, og den andre 3 ganger i løpet av 10 dager i 2010. Seks av ørretene ble gjenfanget i to ulike sesonger.

Det ble også rapportert at nylig gjenutsatte ørreter ble observert vakende på døgnfluer allerede 20 minutter etter gjenutsetting (T. Hagen, T. Grøthe og V. Larsen, pers.medd.). Omfanget av disse observasjonene ble ikke kvantifisert i denne undersøkelsen. Dette telemetristudiet i Hemsil viser at gjenutsatt ørret opprettholder sine standplasser i elva, og fortsetter beiting på døgnfluer etter en eller flere fangst- og gjenutsettinger som omfatter kroking, kjøring av fisk, håving, veiing, fotografering og gjenutsetting. Resultatene indikerer at fanget og gjenutsatt ørret beholder sin naturlige atferd. Det tas imidlertid forbehold om at dette studiet omfatter et relativt beskjedent antall ørret.

Til sammen ble 9 av de 29 radio- og Carlinmerkede fiskene gjenfanget 17 ganger (fra 1 til 4 ganger pr. ørret) i løpet av fiskesesongen 2010. I denne perioden ble alle ørretene radiopeilet, og ingen av fangst- og gjenutsettingene medførte påviselig forflytning i elva i etterkant. Disse resultatene indikerer at fang-og-slipp fiske slik det utøves i Hemsil ikke medfører målbare forflytninger hos ørret ved bruk av konvensjonell radiotelemetri. Det kan ikke utelukkes at ørretene flyttet seg inntil 100 meter etter gjenutsettingene, men raskt gjenopptak av beiteaktivitet og gjentatte gjenfangster av enkelte ørreter innenfor korte tidsintervaller indikerer at påvirkningsgraden var innenfor individenes responskapasitet. Ørret i Hemsil returnerer med stor presisjon til de samme beitelokalitetene hvert år. Dette betyr at utformingen av dagens fiskeregler er godt tilpasset ørretens habitatbruk i Hemsil. Det ble ikke påvist atferdsmessige responser som følge av fang-og-slipp hos radiomerket ørret. Dette studiet har vist at ørret i Hemsil er svært stasjonær i sommer- og fiskesesongen og man bør derfor forvente lokale effekter av innføring av fangstreguleringer og ev. fang-og-slipp selv om ikke reguleringene

omfatter hele elvestrekningen. Dette viser at differensiert forvaltning, dvs. ulike fiskeregler i ulike deler av ei elv, sannsynligvis vil oppfylle flere målsetninger om både et frivillig fang-og-slipp fiske og høstingsbasert fiske. Norske elvesystemer er lavproduktive når det gjelder ørret, og selv om den individuelle veksten til ørret er utholdende vil som regel stor og attraktiv ørret, f.eks. på > 1 kg, være relativt gammel fisk, vanligvis eldre enn 10 år. Høy fangstdødelighet er derfor ikke forenlig med ønske om høyt innslag av stor ørret i elvelevende bestander, og betydelige fangstbegrensinger vil være en forutsetning for å ta vare på storvokste individer på elvestrekninger der fangsttrykket er av et visst omfang. Vassdragsreguleringer i elver generelt, også i Hemsil, har redusert ørretproduksjonen pga. av redusert bæreevne. Innføring av strenge fangstreguleringer vil være én måte å opprettholde et kvalitativt godt fiske i slike systemer, selv om avkastningspotensialet i kg ørret er betydelig redusert.

Det ble ikke funnet synlige tegn på krokskader på noen av de 29 ørretene som inngikk i undersøkelsen. Av til sammen 43 fangede og vurderte ørreter over 700 gram det påvist én krokskadet fisk (2,3 %), hvor maxillebeinet på høyre side var avrevet. Andelen med krokskade er overraskende lav i forhold til omfanget av fang-og-slipp fiske, og den store andelen som har blitt fanget minst en gang tidligere, mer enn halvparten av fiskene har trolig vært fanget en gang tidligere og noen kan ha vært fanget flere ganger.

5.2.2 Effekter av fang-og-slipp fiske på fisken

Vi har gjennomgått en del relevant litteratur om effekter av fang-og-slipp fiske for å få fram kunnskap om hva som påvirker omfang av både skader og dødelighet. Det er laget omfattende litteraturgjennomganger og vi vil særlig fremheve Arlinghaus m.fl. (2007) for de som ønsker en bred oversikt. Med økende interesse og fokus på sportsfiske med ulike varianter av fang-og-slipp har kunnskapen om stress- og dødelighetsfaktorer knyttet til fang-og-slipp fiske blitt gradvis større (Muoneke & Childress 1994; Bartholomew & Bohnsack 2005; Arlinghaus m.fl. 2007). Den gjennomsnittlige dødeligheten som følge av fang-og-slipp fiske for et bredt spekter av arter (salt- og ferskvannsarter) og fiskemetoder er 18 %, og likt fordelt mellom artsgrupper inkludert laksefisk (Bartholomew & Bohnsack 2005). Imidlertid er dødeligheten til gjenutsatt laksefisk gjerne mindre enn 5 % dersom fiskerne utøver forsiktighet.

Ved undersøkelser av fang-og-slipp fiske på flere fiskearter er følgende enkeltfaktorer blitt identifisert som viktige for skade- og dødelighetsomfanget på fisk som fanges, håndteres og gjenutsettes av sportsfiskere;

Anatomisk krokingsssted: Krokingen av fisk skjer ved at en eller flere krokspisser trenger inn et eller annet sted i fisken, og fortrinnsvis skjer dette i munnregionen og svelget, men også hoderegionen og kroppen for øvrig blir også kroknet innimellom. Krokene kan derfor gjøre varierende direkte krokingsskade i tillegg til skadeøkende mekanisk påvirkning av kroppsdelene i løpet av kjøring, landing og avkroking. Fisk som krokes slik at krokspissene penetrerer svelget, gjellene, hjernen, mageorganer og øyne øker risiko for direkte dødsfall eller komplikasjoner med døden til følge (Taylor & White 1992; Malchoff & MacNeill 1995). Fiske med naturlig agn medfører høyere risiko for kroking i svelget sammenlignet med kunstige sluker og fluer (May 1973; Warner & Johnson 1978; Pauley & Thomas 1993; Diggles & Ernst 1997). Noen studier har vist at klipping av fiskesena ved dyp kroking gir bedre overlevelse enn krokkløsing hos ørret, og at avklippede agnkroker støttes ut fra krokingssstedet og kroppen etter noen uker (Hulbert & Engstrøm-Heg 1980; Schill 1996; Schisler & Bergersen 1996). Spesiallaget verktøy og teknikker for krokkløsing er anbefalt for å redusere dødeligheten etter gjenutsetting (Malchoff & MacNeill 1995).

Kroktyper: Enkeltkrok synes ikke nødvendigvis å gi økt overlevelse sammenlignet med treblekroker. Studier som har sammenlignet dødelighet hos sportsfiskefanget elvelevende fisk fant ingen forskjell på enkelt- og treblekroker (Taylor & White 1992; Pauley & Thomas 1993). I disse studiene ble det heller ikke funnet sammenheng mellom dødelighet og krokens størrelse. En av årsakene til dette kan være at agn med treblekroker har mindre sannsynlighet for å kroke dypt i svelget, og at grunnere kroking med treblekroker kan bli utlignet av lengre tid for

avkroking av fisken (Klein 1965; Gjernes m.fl. 1993). Et generelt trekk for flere fiskearter er at sirkelkroker (vanlig i marine og kommersielle fiskerier med naturlig agn) medfører grunnere kroking og mindre dødelighet hos gjenutsatt fisk sammenlignet med klassiske J-formede kroker (Prince m.fl. 2002). Årsaken til dette er at sirkelkroker i større grad fester seg i munnvikene og derfor er lettere å avkroke (Bartholomew & Bohnsack 2005). Det er imidlertid også studier som viser at noen arter har en slik munnanatomi at sirkelkroker som festes i munnvikene ofte gir betydelige skader (Cooke & Suski 2004). Kroker uten mothaker ved krokspissen er generelt lettere å avkroke (Cooke m.fl. 2001), og studier på ørret har også vist noe høyere dødelighet ved fiske med mothaker sammenlignet med mothakeløse kroker (Taylor & White 1992; Gjernes m.fl. 1993).

Fiskemetoder: Rask og aktiv kroking gir som regel grunnere kroking og mindre komplikasjoner og dødelighet sammenlignet med passive fiskemetoder hvor fisken får tid til å svelge agnet. Studier av pilkefiske etter kanadarøye (*Salvelinus namaycush*) og regnbueørret viste dypere kroking i svelg og tarmsystemet og høyere dødelighet ved passivt fiske sammenlignet med aktivt fiske (Persons & Hirsch 1994; Schisler & Bergersen 1996).

Kjøring og håndtering av fisk: Summen av fiskens påkjenninger i tiden mellom kroking og gjenutsetting kan ha betydning for overlevelsesmuligheten etter gjenutsetting, og studier av flere fiskearter som fanges og gjenutsettes av sportsfiskere har vist noe sprikende resultater. Fiskerens erfaring med fang-og-slipp kan påvirke dødeligheten ved at erfarne fiskere håndterer fisk mer skånsomt (Diodati & Richards 1996). Fanget fisk som løftes opp i luft under avkrokingen kan øke dødelighet dersom varigheten blir for langvarig (Schisler & Bergersen 1996; Cooke m.fl. 2001), men andre studier på amerikansk bass har vist at slike forhold ikke har gitt påviselige forskjeller i dødelighet (f.eks. Tomasso m.fl. 1996; Nelson 1998).

Vanntemperatur: Høy vanntemperatur under utøvelse av fang-og-slipp har i de fleste studier vist seg å gi høyere dødelighet sammenlignet med lavere temperaturer (Benson & Bulkley 1963; Klein 1965, Brobbel m.fl. 1996; Schisler & Bergersen 1996). Årsaken til dette er at oksygenmetningen i vann avtar med økende vanntemperatur (Wetzel 1983). Dette gir et misforhold mellom blodkjemiske forhold og det store oksygenbehovet som oppstår etter kampen med fiskeren og lavt oksygeninnhold når vannet er relativt varmt (Wydoski m.fl. 1976; Muoneke & Childress 1994; Lee & Bergersen 1996; Tomasso m.fl. 1996). I tillegg er risikoen for infeksjoner generelt høyere ved økende vanntemperaturer hos fisk (Muoneke m.fl. 1992).

Det er som vist over altså en rekke forhold som har betydning for overlevelse ved fang-og-slipp fiske, noen har stor betydning mens andre bare har marginal effekt. Mange undersøkelser viser at det er mulig å redusere dødeligheten betydelige ved å ta hensyn til ulike dødelighetsfaktorer. Anatomisk krokingsssted har stor betydning for skade og dødelighet. Fluefisket som utøves i Hemsil er generelt gunstig i forhold til påregnelig skadeomfang og dødelighet, sammenlignet med andre former for sportsfiske, for eksempel marine fiskerier på dypt vann med naturlig agn. Vanntemperatur kan også påvirke fisken ved fang-og-slipp fiske og selv om Hemsil er en fjellelv vil perioder med høy temperatur kunne medføre økt dødelighet. Videre forskning på, og ikke minst opplæring i optimal håndtering av fisk til gjenutsetting er hevdet å ha et potensial for å øke overlevelsen ytterligere (Policansky 2002; Arlinghaus m.fl. 2007).

5.2.3 Samfunnsmessige og dyrevelferdsmessige sider

Fang-og-slipp fiske har gjennom de siste tiårene fått økende tilslutning og i en amerikansk undersøkelse fant de at andelen fanget og gjenutsatt fisk hadde økt fra 34% i 1981 til 59% i 1999 (Bartholomew & Bohnsack 2005). Også i Norge øker omfanget av ulike former for fang-og-slipp fiske. Fang-og-slipp fiske representerer både muligheter og begrensinger knyttet til samfunnsmessige og biologiske spørsmål (**tabell 4**).

Tabell 4. Muligheter og begrensninger for fang-og-slipp fiske knyttet til samfunnsmessige og biologiske forhold (etter Arlinghaus et al. 2007).

Kategori	Tema
Samfunnsmessige gode	Bevarer fiskemuligheter og tilhørende økonomiske og samfunnsmessige goder Møter fiskernes behov Tillater fiske i forurenset vann Kan bidra til respekt for natur og dyreliv Bidrar til utvikling av skånsomme fiskeredskaper og metoder
Biologisk gode	Bevaring av fiskeressurser Reduserer effekt av selektivt fiske Verner nøkkelarter og gytebestander og reduserer behov for kultivering
Negativ samfunnsmessig effekt	Problematiske å måle fangst Interesse- og verdikonflikter mellom fiskere Behov for opplæring
Negativ biologisk effekt	Dødelighet Skader

Fiske skaper flere samfunnsmessige goder på lokalt nivå, og de rekreative, sosiale og kulturelle verdiene er også knyttet til økonomiske forhold. Lokale inntekter fra fiske skaper også et engasjement blant rettighetshavere og lokalt næringsliv når det gjelder å ta vare på naturlige fiskebestander.

En forvaltningsstrategi for lav-produktive eller sårbare fiskebestander hvor høsting ikke er bærekraftig kan være å forby fiske. Dette vil imidlertid kunne medføre at engasjementet og fiskeutøvelsen til interessegrupperinger forsvinner sammen med lokale næringsinntekter. Dette kan være uheldig, da disse interessegruppene også kan fungere som pressgrupper overfor miljøforvaltningen og andre beslutningstakere for å ta vare på fiskeressursen og miljøet. Interessegrupper har alltid betydd mye for å identifisere og motvirke negative miljøendringer i vassdrag (Diggles m.fl. 2011; Salmon and Trout Association 2008). Internasjonalt har sportsfiskeorganisasjoner bidratt til finansiering av fang-og-slipp studier, og tatt i bruk forskningsbasert kunnskap for å øke overlevelsen og redusere skade-/stressnivået til fisk som gjenutsettes (Pepperell 2008). Sportsfiskere kan også være en viktig «førstelinje-overvåkning» som evner å fange opp og melde fra om skadelige inngrep, utslipp og sykdomsutbrudd i vassdragene.

Fang-og-slipp fiske har også positiv biologisk effekt ved at det bevarer fiskeressursen, reduserer effekt av selektivt fiske, reduserer behov for risikofylte eller kostbare kultiveringsutsetninger og verner nøkkelarter og gytebestander. I den norske lakseforvaltningen er fang-og-slipp et forvaltningstiltak som brer om seg og er med på å bidra til at gytebestandsmålene for laks oppnås (Thorstad m.fl. 2003; 2008; Halttunen m.fl. 2010).

Fang-og-slipp fiske har som **tabell 5** viser også negative effekter for både biologiske og samfunnsmessige forhold. Dette studiet tar ikke stilling til de etiske forhold i forbindelse med dyrevelferdsmessige forhold, men vi velger likevel å presentere en litteraturgjennomgang av ulike sider ved dyrevelferd i et økologisk perspektiv. De fleste definisjoner av dyrevelferd faller innenfor tre kategorier, og baseres hovedsakelig på 1) dyrenes kapasitet til å kjenne følelser (smerte), 2) utøve sin funksjon eller 3) behovet for utfoldelse av naturlig atferd. I flere Europeiske land er det gjerne den følelsesbaserte tilnærmingen, dvs. fiskens evne til å kjenne følelser (smerte), (se Huntingford m.fl. 2006; Sneddon 2006; Braithwaite & Bulcott 2007; Volpato 2007) som anvendes i dyrevelferdssammenheng, og rammeverket i denne

tilnærmingen er de såkalte «fem friheter». Disse frihetskonseptene setter som mål at dyr skal skånes for (eller ha frihet fra) følgende lidelser; 1) sult/tørst, 2) ubehag, 3) smerte/skade/sykdom, 4) frykt/engstelse og friheten til 5) utøvelse av naturlig atferd (Farm Animal Welfare Council 1979; FSBI 2002). Denne tilnærmingen anvendes også på akvatiske organismer, bl.a. i fiskeoppdrett, av flere myndigheter (EFSA 2009), og henger antakeligvis sammen med at utarbeidelse og forståelse av dyrevelferd i stor grad er koblet til tradisjonell veterinærfaglig forståelse og praksis, som i stor grad er husdyrbasert. Den følelsesbaserte tilnærmingen er i noen tilfeller også overført til villlevende fiskebestander (Håstein m.fl. 2005; Davie & Kopf 2006; EFSA 2009). Innenfor intensiv akvakultur er det avgjørende for det økonomiske utbyttet og oppdrettsfiskens velferd at predasjon, kannibalisme, sykdomspress og andre stressfaktorer reduseres (Håstein m.fl. 2005; Barber 2007; Bergh 2007). Men for villlevende fiskebestander vil det forholde seg annerledes fordi de samme faktorene, som alltid fremmer stress og dødelighet, anses som naturlige og sunne komponenter i et intakt og velfungerende økosystem (Casini m.fl. 2008; Mikheev 2009).

Det kan derfor hevdes at dyrevelferdsmessige forhold for villlevende fiskebestander må baseres på et langt bredere sett av faktorer enn de fem friheter som vektlegges innenfor husdyrhold og akvakultur (Diggles m.fl. 2011). En funksjonsbasert tilnærming tar utgangspunkt i målbare parametere (Arlinghaus m.fl. 2007; 2009), og krever ikke konsensus omkring fiskens oppfattelse av smerte, lidelse og frykt. Denne tilnærmingen har som utgangspunkt at god dyrevelferd i naturlige økosystemer fordrer at fisken er ved god helse og fyller sin naturlige funksjon i det naturlige miljøet. I tillegg skal den ikke utsettes for påvirkninger som tvinger frem responser utover naturlig kapasitet (Huntingford m.fl. 2006; Iwama 2007; Rose 2007; Arlinghaus m.fl. 2007; 2009). Den stadig økende grad av menneskeskapte påvirkninger, som for eksempel degradering av habitater, vassdragsreguleringer og tilføring av kjemikalier som kan forstyrre hormonbalansen, kan dermed adresseres og undersøkes også med begrunnelse i dyrevelferdsmessige hensyn. Miljøpåvirkninger av denne type kan påføre villlevende fisk store lidelser og redusere livsgrunnlaget for fiskebestander, men kan vanskelig adresseres gjennom den følelsesbaserte tilnærmingen til dyrevelferd alene (Diggles m.fl. 2011).

Den tredje tilnærmingen tar utgangspunkt i dyrs behov for å utfolde naturlig atferd (FSBI 2002; Huntingford m.fl. 2006). Dette perspektivet er spesielt nyttig for å koble dyrevelferd opp mot menneskeskapte inngrep som habitatødeleggelser og vassdragsreguleringer som forringer fiskebestandenes muligheter til å gjennomføre sine naturlige livshistorier. Dette omfatter for eksempel tilgang til gyte-, oppvekst- og ernæringsområder. Denne kategorien inkluderer også kjemisk forurensning som medfører fysiologiske endringer i f.eks. reproduksjonsbiologi (se Blazer m.fl. 2007; Kidd m.fl. 2007; LeBlanc 2007; Cotton & Wedekind 2008; Tillitt m.fl. 2010).

Samlet sett kan det hevdes at de funksjons- og naturlig atferd-baserte tilnærmingene til dyrevelferd har større relevans enn den følelsesbaserte tilnærmingen når det gjelder dyreetiske vurderinger av ville fiskebestander. Dette begrunnes med at den følelsesmessige tilnærmingen hovedsakelig er individfokustert og forankret i en husdyrkontekst, og dermed hverken tar tilstrekkelig hensyn til fiskens liv i naturen, ei heller alle menneskeskapte trusler som har kapasitet til å påvirke velferden og vitaliteten til naturlige fiskepopulasjoner og fiskesamfunn (Diggles m.fl. 2011).

I et økologisk perspektiv kan derfor et ensidig individbasert perspektiv på dyrevelferd, også i naturlige økosystemer, føre til mindre fokus på samfunnsendringer og inngrep som på sikt kan true eksistensen og bestandsnivået til naturlige populasjoner. Det er derfor viktig at funksjons- og naturbaserte perspektiver også legges til grunn for å sikre dyrevelferden til naturlige bestander (Bate 2001; Arlinghaus m.fl. 2007, 2009; 2010; Granek m.fl. 2008).

Fang-og-slipp fiske vil kunne påføre individer av fisk lidelse i forbindelse med fangst og håndtering. Det er også hevdet at fisken kjenner smerte, selv om enkelte mener dette ikke er godt nok dokumentert (Rose m.fl. 2012). Det er allerede utgitt veiledere for fremgangsmåter ved fang-og-slipp fiske, men det er fortsatt trolig et betydelig potensial til å utvikle både fagkunnskap og kunnskapsoverføring til sportsfiskere gjennom kursvirksomhet og mer

forskning (Thorstad m.fl. 2003; 2008). Dersom fang-og-slipp fiske utføres på en gjennomtenkt og hensynsfull måte vil sentrale elementer fra alle tre perspektiver på dyrevelferd trolig kunne oppfylles (se f.eks. Suski m.fl. 2006; 2007; White m.fl. 2008; Dowling m.fl. 2010). Det er imidlertid viktig å påpeke at spørsmålet om fang-og-slipp i bunn og grunn handler om den enkeltes holdninger, og hvorvidt den enkelte oppfatter dette som rett eller galt utfra egne oppfatninger. Samfunnet er i endring og holdningene til fang-og-slipp har også endret seg og flere er nå positive til dette enn tidligere, tyder enkelte undersøkelser på.

5.3 Varegrinder og turbinpassasje

Vi har ikke spesifikt undersøkt forholdene ved Eikredammen når det gjelder nedvandring av ørretunger og voksen fisk. Vår gjennomgang bygger på litteratur og generell kunnskap om fiskevandring ved kraftverksanlegg og vurdering i forhold til de tekniske spesifikasjoner av forholdene ved Eikredammen når det gjelder manøvrering, varegrind, fallhøyde og turbiner.

Valg av varegrinder og lysåpning har hittil blitt gjort som følge av driftsmessige forhold av kraftverkseieren, og gjøres ut fra en vurdering av turbinenes robusthet og elvas transport av flytende trevirke og andre objekter. Kraftbransjen har også utviklet ulike design av varegrinder som gir optimal vanngjennomstrømming til enhver tid. Til tross for at ei varegrind er den eneste installasjonen som kan fysisk forhindre passasje av fisk gjennom turbinene har det vært overraskende lite fokus på varegrinder som bevarings- og fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag. Imidlertid finnes det en del internasjonal litteratur om temaet og vi vil i det følgende gi en kort gjennomgang av noen relevante studier knyttet til inntaksmagasinet, Eikredammen for Hemsil II kraftverket.

Produksjonsvannet ledes fra Eikredammen gjennom et neddykket vanninntak ved demningen og ned til to Francisturbiner ved Hemsil II kraftverk i Gol. Varegrinda har en lysåpning på ca. 25 mm. Fallhøyden er 370 meter gjennom en 15 km tunnel. Driftsvannet ledes ut i Hallingdalselva. Vannføringen inn til Eikredammen overstiger produksjonskapasiteten til Hemsil II under flomperioder. For øvrig reguleres vannstanden i Eikredammen med opptil 4 meter (mellom kotehøydene 566 og 562 m o.h.) i forbindelse med varierende kraftproduksjon. I perioder kan det også gå vann over dammen og det er dokumentert at ørret vandrer over dammen og at de da ikke kan vandre tilbake (Brabrand m.fl. 2002). En av de radiomerkede ørretene vandret nedstrøms over dammen og ble registrert på minstevannsstrekningen.

Eikredammen er imidlertid en lokalitet hvor det ikke foregår regulære toveis vandring forbi dammen, og det er i første rekke ufrivillig nedstrøms passasje av fisk som er ønskelig å redusere. Tettheten av ørret i Eikredammen er relativt høy (Brabrand m.fl. 2002), men resultatene fra telemetristudiene viste at ørret i lengdeintervallet 37-45 cm ikke oppholdt seg nær turbininntaket. Funnet av en død radiomerket ørret på varegrinda foran turbininntaket forklares trolig med at denne fisken døde et sted i dammen av andre årsaker, ble ført med strømmen og deretter ble funnet død på varegrinda.

Siden det ikke er lagt til rette for to-veis vandring i systemet er formålet med tiltak ved inntak å redusere utvandring nedstrøms. Når det gjelder vanninntaket er varegrinda et viktig tiltak. Det faktum at fisk har vandret gjennom varegrinda er ikke ensbetydende med at fisken går ned gjennom turbinen. Men for fisk på aktiv vandring så er nok effekten av å vandre forbi inntaksgrinda negativ fordi de da gjerne vandrer lengre inn mot trykksjakt. I Hemsil II er det selvsagt, et par steder motfall, i tunnelen nesten helt ned til Gol.

Generelt er slukeevnen til turbiner ved elvekraftverk som regel såpass stor at de utgjør den eneste tilgjengelige vannveien for nedvandrende fisk i store deler av året, og nedvandrende fisk trekker naturlig nok inn mot turbininntaket. Dette er den viktigste årsaken til at det foregår omfattende passasje av vandrende fisk gjennom turbiner. Nedvandrende ungfisk og voksen

gytefisk etter gytingen (f.eks. Bendall m.fl. 2005) i elver følger som regel hovedstrømmen til enhver tid, og ledes således ofte direkte inn mot turbininntaket (Clay 1995).

Dødeligheten som påføres fisk som passerer gjennom turbiner avhenger først og fremst av to forhold; turbintype og fiskelengde (Clay 1995; Rivinoja 2005). I Norge brukes hovedsakelig to typer av turbiner; fristråleturbin og fullturbin. Peltonturbiner drives av to til seks vannstråler mot skovlene, og er derfor en fristråleturbin. Denne turbintypen medfører 100 % dødelighet ved passasje uansett fiskelengde, men anvendes imidlertid kun ved høye fall mellom 500 og 1300 m. Francis- og Kaplan-turbiner benyttes ved lavere fallhøyder i de lange og vannrike vassdragene på Østlandet, i Trøndelag og Finnmark (Kock Johansen 2010), og er derfor vanlige i regulerte elvesystemer med vandrende fiskearter. Disse to turbintypene kjennetegnes ved at hele vannstrålen går usplittet gjennom det vannfylte turbinhuset, og vannmassene holdes samlet med økende trykk helt til den treffer turbinbladene. Dødeligheten hos ungfisk som passerer Francis-turbiner varierer mellom 5 % og 90 %, mens for Kaplan-turbiner ligger dødeligheten mellom 5 % og 20 %. Årsakene til denne forskjellen er som oftest at Francis-turbiner er installert i kraftverk med høyere fallhøyde (30-600 m) enn Kaplan-turbiner (opp til 50 m), og at de har flere rotorblader. Dermed øker sjansene for at passerende fisk blir fysisk skadet. I tillegg er større fallhøyde og som regel mindre vannmengde de viktigste årsakene til at dødeligheten er større i Francis- enn Kaplan-turbiner (Montèn 1985; Larinier & Travade 2002).

Dødeligheten som oppstår når fisk passerer Francis- enn Kaplan-turbiner er relatert til fiskens lengde og en rekke tekniske detaljer i selve turbinene. Dimensjoneringen av turbinene, rotasjonshastighet, avstand mellom turbinbladene, raske trykkøkninger på vei inn i turbinene, gassovermetning og kavitasjoner på vei ut av turbinene utgjør årsakene til akutt dødelighet hos fisk. Direkte dødelighet oppstår som følge av mekanisk skade ved kontakt med rotor og stator i turbinene, eller raske, store trykkforskjeller. Forsinket dødelighet kan oppstå som følge av gassovermetning og andre diffuse skader som oppstår fra raske trykkforandringer, og fisk som overlever selve turbinpassasjen kan derfor dø senere som følge av fysiologiske komplikasjoner og/eller økt predasjon. Fisk kan også bli desorienterte, stresset og fanget i turbulens etter turbinpassasje, noe som vil øke faren for predasjon i etterkant av turbinpassasje (Ruggles & Murray 1983; Larinier & Travade 2002). Uansett dødelighet og skadeomfang er det som regel ikke ønskelig at fisk passerer turbiner. Dette begrunnes ut fra dyrevelferdsmessige så vel som økologiske argumenter. Det bør derfor alltid gjennomføres tiltak for å hindre at fisk passerer frivillig eller ufrivillig gjennom turbiner.

Installasjon av varegrinder foran turbininntaket er vanlig, men for at den skal fungere som en effektiv barriere for nedvandrende fiskearter må lysåpningen mellom elementene i grinda være mindre enn fiskens bredde. Som en tommelfingerregel er bredden hos laksefisk om lag 8-12 % av fiskens totale lengde. Dette innebærer at man må kjenne til størrelsesfordelingen hos fisk som vandrer i elvesystemet, og dimensjonere varegrindas lysåpninger deretter. Lysåpningen på ca. 25 mm tilsvarer at det kun er fisk mindre enn ca. 20 cm som kan passere varegrinda til inntaket til Hemsil II i Eikredammen. Vanligvis vil lysåpninger i varegrinda som tilsvarer 10 % av fiskens lengde være tilstrekkelig for å hindre at fisk passerer gjennom varegrinda, men noe fisk vil kunne sette seg fast i lysåpningene. Generelt anbefales derfor lysåpninger som er ned mot 7 % av fiskens kroppslengde dersom varegrinda skal fungere som en effektiv barriere for fisk (Larinier & Travade 2002).

Vannstrømmen i forkant av varegrinda bør ideelt sett være skråstilt i forhold til varegrinda. Dersom den likevel faller perpendikulært mot varegrinda må den være betydelig lavere enn den aktuelle artens (og fiskestørrelsens) normale svømmehastighet. Dette vil tillate fisken å gjennomføre søk på tvers av strømmene etter alternative nedvandringsveier. Vanligvis måles maksverdien for den anbefalte perpendikulære vannhastigheten om lag 10 cm foran varegrinda, og for laks og ørret er anbefalte maksverdier på 15 cm/s for fisk under 6 cm og 50 cm/s for fisk mellom 15 og 20 cm (Aitken m.fl. 1966; Videler 1993; Clay 1995; ASCE 1995).

Vannveier som slipper overflatevann, som for eksempel flomluker, tømmerrenner og isluker er alternative vandringsveier for nedvandrende fisk forbi kraftverk (Johnson & Dauble 2006; Larinier 2008), og er regnet for relativt trygge (Larinier & Travade 2002). Slike vannveier fungerer ofte som gode alternativer for nedvandrende fisk under følgende forutsetninger: 1) de bør være lokalisert svært nær varegrinda foran turbininntaket (Larinier & Travade 1999; Gosset m.fl. 2005), og 2) det bør slippes overflatevann i den tiden det er vandringsvillig fisk foran turbininntaket (Larinier m.fl. 2002; Arnekleiv m.fl. 2007; Kraabøl m.fl. 2008).

Nedvandrende fisk som slipper seg over ei luke med overflatetapping kan imidlertid påføres skader og økt dødelighet dersom forholdene er ugunstige. Fritt fall av fisk gjennom lufta kan gi fallhastigheter som dreper all fisk når de treffer vannflata i undervannet nedenfor dammen. Den anbefalte fritt-fall-høyden for fisk som slipper seg utfor overflateluker er helst under 10 meter, uavhengig av om fisken faller utenfor eller innenfor vannsøylen. I de fleste tilfeller faller fisken gjennom vesentlig lavere høyder ved norske kraftverk fordi de ofte ledes inn i en støpt betongrenne nedover til undervannet nedenfor dammen. Det er viktig at slike renner er fri for oppstikkende strukturer og underlag som kan gi slag- og friksjonsskader på fisk som passerer.

Dette stiller seg litt annerledes ved neddykkede turbininntak i magasiner hvor det ikke er vandrende fiskearter, slik tilfellet er i Eikredammen. Ørret i Eikredammen vil i liten grad passere dammen frivillig, og utøver sannsynligvis ikke søkende atferd etter alternative vandringsveier. I slike tilfeller er det derfor viktig at lysåpningene fungerer som et fysisk hinder for fiskepassasje. Det antas at årsyngel og ettåringer i stor grad oppholder seg på rennende vann i Hemsil ovenfor dammen, og at ørreten i Eikredammen utgjøres hovedsakelig av toåringer og større fisk (se Brabrand m.fl. 2002). Vi anbefaler en nærmere gjennomgang av forholdene ved Eikredammen for å sikre at utformingen i enda større grad reduserer nedvandring av ørret fra to-tre års alder (ca 10-15 cm) både gjennom tunellen og over dammen.

6 Referanser

- Aass, P. 1981. Fisk og fiskere i Hemsil 1979. Informasjon fra Terskelprosjektet 18; 50 sider.
- Aitken, P.L., Dickerson, L.H. & Menzies, W.J.M. 1966. Fish passes and screens at water works. *Proc. Inst. Civ. Eng.* 35; 29-57.
- Anonym 2011. Hemsil 3. Gol, Hemsedal og Nes kommuner. Melding og forslag til konsekvensutredningsprogram, august 2011, ECO.
- Arlinghaus, R. 2007. Voluntary catch and release can generate conflict within the recreational angling community: a qualitative case study of specialized carp, *Cyprinus carpio*, angling in Germany. *Fisheries Management and Ecology* 14; 161-171.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S.G. & Thorstad, E.B. 2007a. Understanding the complexity of catch and release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social and biological perspectives. *Reviews in Fish Science* 15; 75-167.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Schwab, A. & Cowx, I.G. 2007b. Fish welfare: a challenge to the feelings-based approach, with implications for recreational fishing. *Fish and Fisheries* 8; 57-71.
- Arlinghaus, R., Schwab, A., Cooke, S.J. & Cowx, I.G. 2009. Contrasting pragmatic and suffering-centered approaches to fish welfare in recreational fishing. *Journal of Fish Biology* 75; 2448-2463.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J. & Cowx, I.G. 2010. Providing context to the global code of practice for recreational fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 17; 146-156.
- Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582; 5-15.
- ASCE 1995. Fish passage and protection. I: Guidelines for design of intakes for hydroelectric plants. American Society of Civil Engineers, New York, pp 469-499.
- Barber, I. 2007. Parasites, behavior and welfare in fish. *Applied Animal Behaviour* 104; 251-264.
- Bartholomew, A. & Bohnsack, J.A. 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15; 129-154. DOI 10.1007/s11160-005-2175-1
- Bate, R. 2001. Saving our streams: the role of the anglers' conservation association in protecting English and Welsh Rivers. The Institute of Economic Affairs and Profile Books, London.
- Bendall, B., Moore, A. & Quayle, V. 2005. The post-spawning movements of migratory brown trout *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 67; 809-822.
- Benson, NG & Bulkley, RV. 1963. Equilibrium yield and management of cutthroat trout in Yellowstone Lake US-FWS Research Report 62.
- Bergh, O. 2007. The dual myths of the healthy wild fish and the unhealthy farmed fish. *Diseases of Aquatic Organisms* 75; 159-164.
- Blazer, V.S., Iwanowicz, L.R., Iwanowicz, D.D., Smith, D.R., Young, J.A., Hedrich, J.D., Foster, S.W. & Reeser, S.J. 2007. Intersex (testicular oocytes) in smallmouth bass from the Potomac River and selected nearby drainages. *Journal of Aquatic Animal Health* 19; 242-253.
- Brabrand, Å., Heggenes, J., Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 2002. Etterundersøkelser av ørretbestanden i Hemsil, Buskerud. Laboratorium for Ferskvannssøkologi og Innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum. Rapport nr. 215-2002, 39 sider.
- Braithwaite, V.A. & Bulcott, P. 2007. Pain perception, aversion and fear in fish. *Diseases of Aquatic Organisms* 75; 131-138.
- Brobbel, M.A., Wilkie, M.P., Davidson, K., Kieffer, J.D., Bielak, A.T. & Tufts, B.L. 1996. Physiological effects of catch and release angling in Atlantic salmon (*Salmo salar*) at different stages of freshwater migration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53; 2036-2043. DOI: 10.1139/cjfas-53-9-2036
- Casini, M., Lovgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J. & Kornilovs, G. 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings from the Royal Society B* 275; 1793-1801.
- Clapp, D.F., Clark, R.D. & Diana, J.S. 1990. Range, activity and habitat of large free-ranging brown trout in a Michigan stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 119; 1022-1034.
- Clay, C.H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. Lewis Publisher, Boca Raton, Ann Harbor, London, Tokyo, 248 sider.

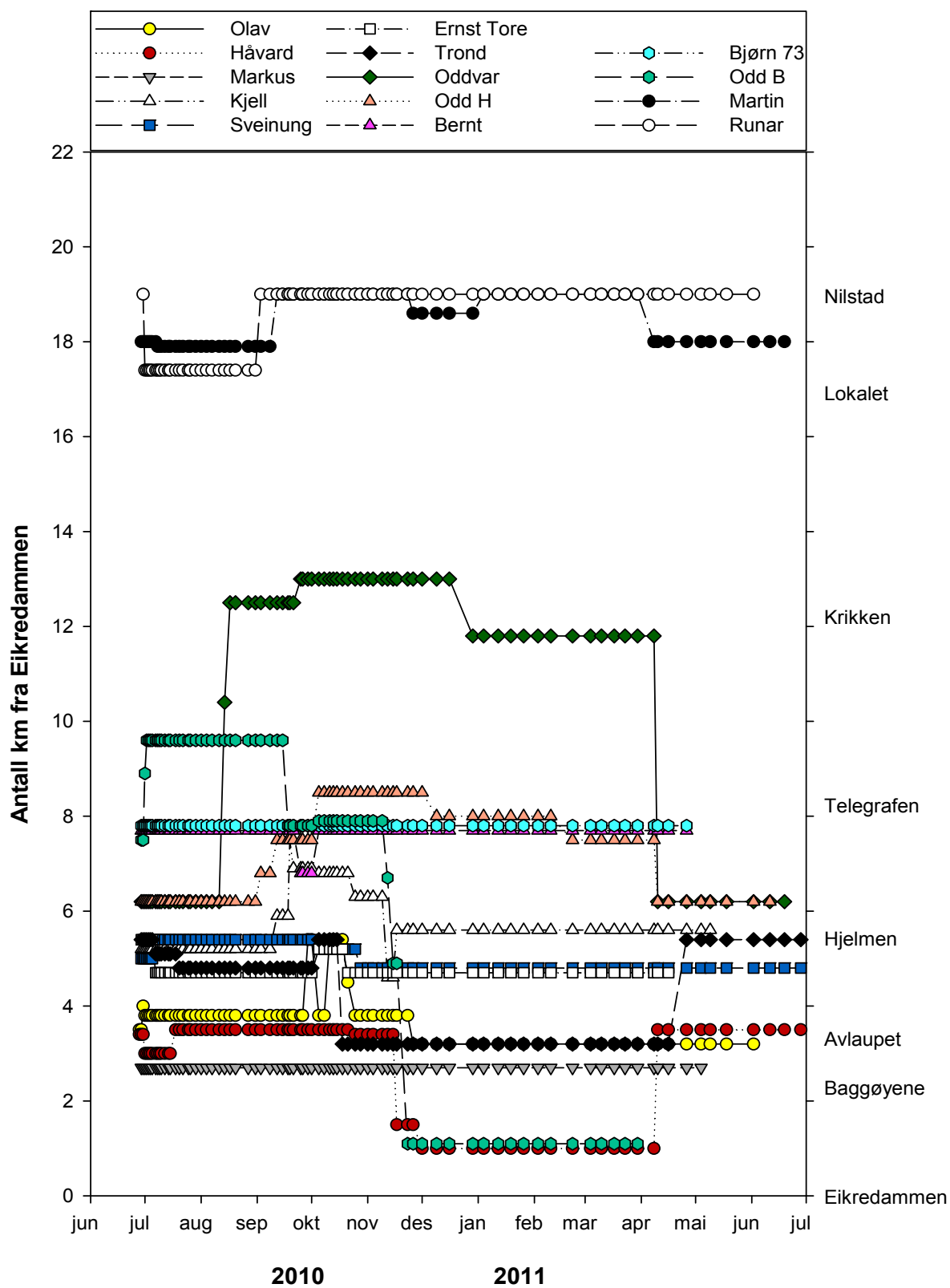
- Cooke, S.J., Phillip, P.P., Dunmall, K.M. & Schreer, J.F. 2001. The influence of terminal tackle on injury, handling time, and cardiac disturbance of rockbass. *North American Journal of Fisheries Management* 21; 333-342.
- Cooke, S.J. & Suski, C.D. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14; 299-326.
- Cotton, S. & Wedekind, C. 2008. Population consequences of environmental sex reversal. *Conservation Biology* 23; 196-206.
- Crespi, B.J. & Teo, R. 2002. Comparative phylogenetic analysis of the evolution of semelparity and life history in salmonid fishes. *Evolution* 56; 1008-1020.
- Davie, P.S. & Kopf, R.K. 2006. Physiology, behavior and welfare of fish during recreational fishing and after release. *N.Z. Veterinary Journal* 54; 161-172.
- Diggles, B.K., Cooke, S.J., Rose, J.D. & Sawynok, W. 2011. Ecology and welfare of animals in wild capture fisheries. *Reviews in Biology and Fisheries* 21; 739-765.
- Diggles, B.K. & Ernst, I. 1997. Hooking mortality of two species of shallow-water reef fish caught by recreational angling methods. *Mar FW Res* 48:479-483.
- Diodati, P.J. & Richards, R.A. 1996. Mortality of striped bass hooked and released in salt water. *Transaction of the American Fisheries Society* 125; 300-307.
- Dowling, C.E., Hall, K.C. & Broadhurst, M.K. 2010. Immediate fate of angled and released Australian bass *Macquaria novemaculeata*. *Hydrobiologia* 641; 145-157.
- EFSA 2009. General approach to fish welfare and to the concept of sentience in fish. Scientific opinion of the Panel on Animal Health and Welfare. *The EFSA J.* 954; 1-27 (http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1786207538121211902344910.htm).
- Farm Animal Welfare Council 1979. Press statement (http://www.fawc.org.uk/pdf/five_freedoms1979.pdf).
- FSBI. 2002. Fish Welfare. Briefing Paper 2, Fisheries Society of the British Isles, Granta Information Systems, 82A High Street, Sawston, Cambridge CB2 4H, UK.
- Gosset, C., Travade, F., Durif, F., Rives, J. & Elie, P. 2005. Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. *River Research and Applications* 21; 1095-1105.
- Gjernes, T., Kronlund, A.R. & Mulligan, T.J. 1993. Mortality of Chinook and coho salmon in their first year of ocean life following catch and release by anglers. *North American Journal of Fisheries Management* 13; 524-539.
- Granek, E.F., Madin, M.M.P., Brown, M.A., Figueira, W., Cameron, D.S., Hogan, Z., Kristiansson, G., de Villiers, P., Williams, J.E., Post, J., Zahn, S. & Arlinghaus, R. 2008. Engaging recreational fisheries in management and conservation: global case studies. *Conservation Biology* 22; 1125-1134.
- Halttunen, E., Rikardsen, A. H., Thorstad, E. B., Næsje, T.F., Jensen, J.L.A. & Aas, Ø. 2010. Impact of catch-and-release practices on behavior and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts *Fisheries Research* 105 (3); 141-147 DOI: 10.1016/j.fishres.2010.03.017
- Heggenes, J. 1988. Effect of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (*Salmo trutta*) movement and stream habitat choice. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45 (7) 1163-1172.
- Hulbert, P.J. & Engstrom-Heg, R. 1980. Hooking mortality of worm-caught hatchery brown trout. *N.Y. Fish Game J.* 27, 1-10.
- Huntingford, F.A., Adams, C., Bratihwaite, V.V., Kadri, S., Pottinger, T.G., Sandøe, P. & Turnbull, J.F. 2006. Current issues in fish welfare. *Journal of Fish Biology* 68; 332-372.
- Höjesjö, J., Økland, F., Sundström, L. F., Pettersson, J. & Johnsson, J. I. 2007. Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout *Salmo trutta*. *J Fish Biology* 70; 257-268 DOI: 10.1111/j.1095-8649.2006.01299.x
- Håstein, T., Scarfe, A.D., & Lund, V.L. 2005. Science-based assessment of welfare: aquatic animals. *Rev Sci Tech Int Office Epiz* 24; 529-547.
- Iwama, G.K. 2007. The welfare of fish. *Diseases of Aquatic Organisms* 75; 155-158 DOI: 10.3354/dao075155
- Johnson, G.E. & Dauble, D.D. 2006. Surface flow outlets to protect juvenile salmonids passing through hydropower dams. *Reviews in Fisheries Science* 14; 213-244.
- Kidd, K.A., Blanchfield, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak, J.M. & Flick, R.W. 2007. Collapse of a fish population after exposure to syntetic estrogen. *Proc Natl Acad Sci* 104; 8897-8901.

- Klein, W.D. 1965. Mortality of Rainbow Trout caught on single and treble hooks and released. *Prog. Fish Cult.* 27; 171–172.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J.B., Jonsson, B. & Jonsson, N., O'Connell, M.F., Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* L.: a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 1–59.
- Kock Johansen, Ø. 2010. Energi. Livets fundament og sivilisasjonens grunnlag. Kagge Forlag AS, 272 sider.
- Kraabøl, M., Arnekleiv, J.V. & Museth, J. 2008. Emigration patterns among trout, *Salmo trutta* (L.) kelts and smolts through spillways in a hydroelectric dam. *Fisheries Management and Ecology* 15; 417–423.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J. & Sandlund, O.T. 2009. Conserving iteroparous fish stocks in regulated rivers: the need for a broader perspective! *Fisheries Management and Ecology* 16; 337–340.
- Kraabøl, M. 2012. Reproductive and migratory challenges inflicted on migrant brown trout (*Salmo trutta* L.) in a heavily modified river. Doctoral theses at NTNU 2012-136.
- Kraabøl, M., Museth, J., Skurdal, J. & Johnsen, S.I. 2012. Holder fisketrappene mål i forhold til Vannforskriften? *Vann* 4/2012; 504–522.
- Kunzman, P. 2004. Die Fischerei und die radikalen Tierschützer. *Bayerns Fischerei und Gewässer* 1;26.
- Larinier, M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* 609; 97–108 DOI: 10.1007/s10750-008-9398-9
- Larinier, M. & Travade, F. 1999. The development and evaluation of downstream bypass for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. I: Odeh, M. (Red.). *Fish Passage Technology*. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Larinier, M. & Travade, F. 2002. Downstream migration: problems and facilities. I: Larinier, M. Travade, F. & Porcher, J.P. (Red.). *Bull. Fr. Peche Piscic.* 364.
- Larinier, M., Travade, F. & Porcher, J.P. 2002. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 364, 208 sider.
- LeBlanc, G.A. 2007. Crustacean endocrine toxicology: a review. *Ecotoxicology* 16; 61–81.
- Lee, W.C. & Bergersen, E.P. 1996. Influence of thermal and oxygen stratification on Lake Trout hooking mortality. *North American Journal of Fisheries Management* 16; 175–181.
- Lucas, M.C. & Baras, E. 2000. Methods for studying spatial behavior of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 1; 283–316.
- Malchoff, M.H. & MacNeill, D.B. 1995. Guidelines to Increase Survival of Released Sport Fish, Released Fish Survival Sport Fish Fact Sheet. Cornell cooperative extension, Sea Grant.
- Manfredo, M., Teel, T & Bright, A. 2003. Why are public values toward wildlife changing? *Human Dimensions of Wildlife* 8; 287–306 DOI:10.1080/716100425
- Matlock, G.C. 2002. Why does marine fishery management now require releasing caught fish? *American Fisheries Society Symposium* 30; 15–18.
- May, B.E. 1973. Evaluation of large scale release programs with special reference to bass fishing tournaments. *Proc. Annu. Conf. SE Assoc. Game Fish Commission.* 26, 325–329.
- Mikheev, V.N. 2009. Combined effects of predators and parasites on schooling behavior of fishes. *Journal of Ichthyology* 49; 1032–1041.
- Mollan, A. 2010. Ørreten & Døgnflua. DVD.
- Montèn, F. 1985. Fish and turbines: Fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Statens Vattenfallsverk, Stockholm.
- Muoneke, M.I. and Childress, W.M. (1994) Hooking mortality: a review for recreational fisheries. *Review Fisheries Science* 2(2); 123–156.
- Museth, J., Sandlund, O.T., Brandrud, T.E., Hindar, K., Johansen, S.W., Jonsson, B., Jonsson, N., Kjellberg, G., S, J.E., Reitan, O., Taugbøl, T. & Aanes, K.J. 2006. Effekter av reguleringsdammer i store elver. - p. 34–46 in Sandlund, O.T., Hovik, S., Selvik, J.R., Øygarden, L. & Jonsson, B. (eds.) *Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag*. NINA Temahefte 35.
- Museth, J., Kraabøl, M., Arnekleiv, J.V., Johnsen, S.I. & Teigen, J. 2009. Planlagt kraftverk i Rosten i Gudbrandsdalslågen. Utredning av konsekvenser for harr, ørret og bunndyr i influensområdet. - NINA Rapport 427: 60 pp + vedlegg.
- Museth, J., Johnsen, S.I., Sandlund, O.T., Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G. & Kraabøl, M. 2012. Tolga kraftverk. Utredning av konsekvenser for fisk og bunndyr. - NINA Rapport 828: 80 pp + vedlegg.

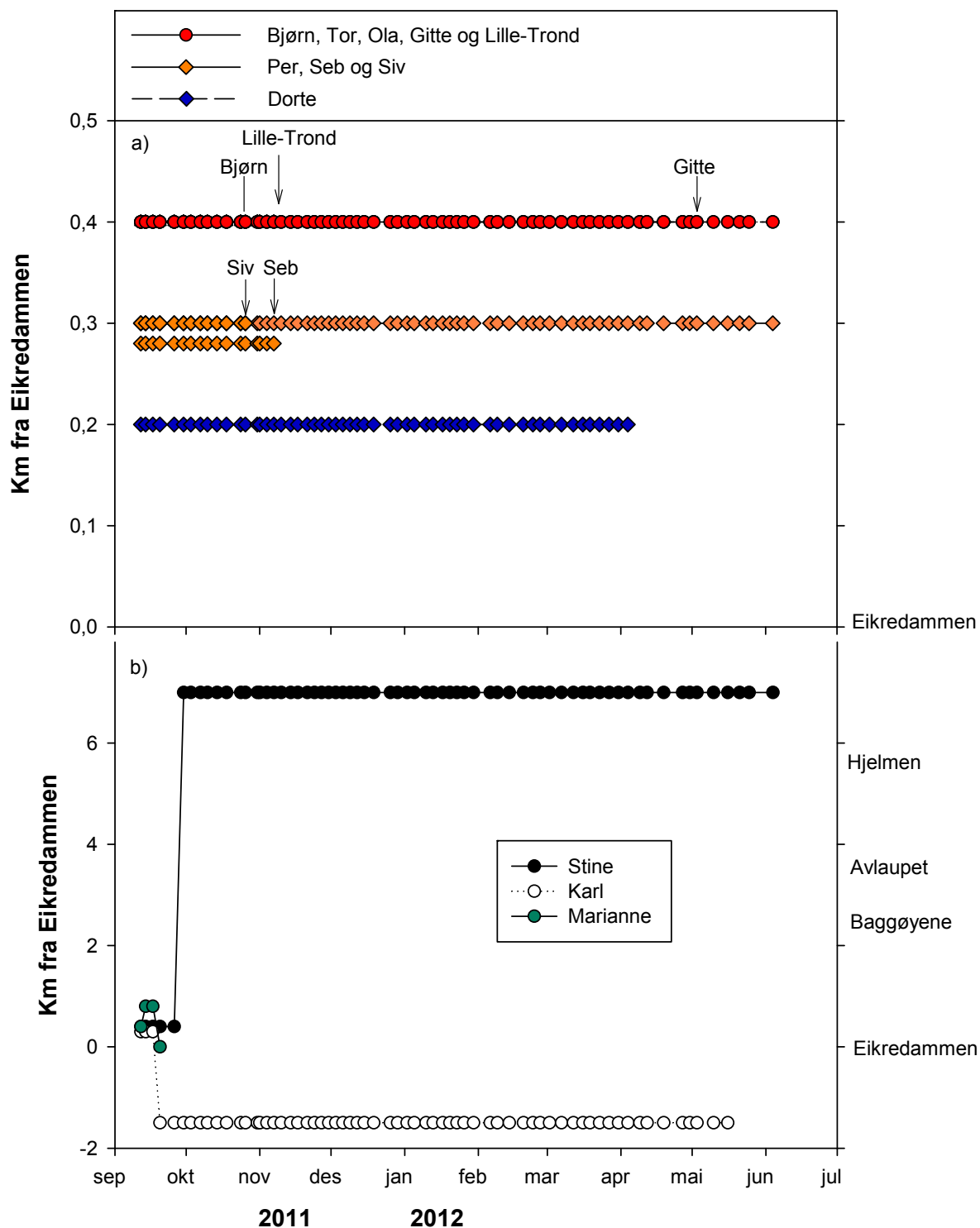
- Ovidio, M. 1999. Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): a radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *Bull Fr Pêche Piscic.* 352; 1-18.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Giroux, F. & Philippart, J.C. 2002. Seasonal variations of activity pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia* 470; 195-202.
- Pauley, G.B. & Thomas, G.L. 1993. Mortality of anadromous coastal Cutthroat Trout caught with artificial lures and natural bait. *North American Journal of Fisheries Management* 13; 337–345.
- Persons, S.E. & Hirsch, S.A. 1994. Hooking mortality of Lake Trout angled through ice by jigging and set-lining. *North American Journal of Fisheries Management* 14; 664–668.
- Pethon, P. 1998. Aschehougs store fiskebok .H. Aschehoug & Co, 4. utgave, 447 sider.
- Pepperell, J. 2008. National strategy for the survival of released line-caught fish – final survey of fishing tackle industry. Fisheries Managers and Rekreational Peak Bodies. http://www.onepixel.com.au/document_detail.asp?serviceid=6&documentsetid=82&documentid=78.
- Policansky, D. 2002. Catch-and-release recreational fishing: a historical perspective. In *Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation* (eds. T. J. Pitcher & C. Hollingworth) Blackwell Science, Oxford, pp. 74-93.
- Policansky, D. 2008. Trends and Developments in Catch and Release, in *Global Challenges in Recreational Fisheries* (ed. Ø. Aas), Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK. doi: 10.1002/9780470697597.ch11
- Prince, E.D., Ortiz, M. & Venizelos, A. 2002. A comparison of circle hooks and “J” hook performance in recreational catch and release fisheries for billfish. In: Lucy, J.A., Studholme, A.L. (eds.), *Catch and Release Symposium in Marine Recreational Fisheries*. American Fisheries Society Symposium. 30, Bethesda, MD, pp. 66–79.
- Rivinoja, P. 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in flow regulated rivers. PhD-thesis, SLU, Umeå.
- Rose, J.D. 2007. Antropomorphism and “mental welfare” of fishes. *Diseases of Aquatic Organisms* 75; 139-154.
- Rose, J.D., Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Diggles, B.K., Sawynok, W., Stevens, E.D. & Wynne, C.D.L. 2012. Can fish really feel pain? *Fish and Fisheries* 1-37. DOI:10.1111/faf.12010
- Ruggles, C.P. & Murray, D.G. 1983. A review of fish response to spillways. Freshwater and Anadromous Division, Resource Branch Department of Fisheries and Oceans, Halifax, Nova Scotia. Can. Tech. Rep. of Fisheries and Aquatic Sci. 1172; 30 p.
- Salmon and Trout Association 2008. The effect of endocrine disruptors of fish. Briefing paper. (http://www.salmon-trout.org/issues_EDC.asp).
- Schill, D.J. 1996. Hooking mortality of bait-caught Rainbow Trout in an Idaho trout stream and a hatchery: implications for special-regulation management. *North American Journal of Fisheries Management* 16; 348–356.
- Schisler, G.J. & Bergersen, E.P. 1996. Post release hooking mortality of Rainbow Trout caught on scented artificial baits. *North American Journal of Fisheries Management* 16; 570–578.
- Sneddon, L.U. 2006. Pain perception in fish: indicators and endpoints. *ILAR J.* 50; 338-342.
- Suski, C.D., Killen, S.S., Kieffer, J.D. & Tufts, B.L. 2006. The influence of environmental temperature and oxygen concentration on the recovery of largemouth bass from exercise: implications for live-release angling tournaments. *Journal of Fish Biology* 68; 120-136.
- Suski, C.D., Kieffer, J.D., Killen, S.S. & Tufts, B.L. 2007. Sub-lethal ammonia toxicity in largemouth bass. *Comparative Biochemistry and Physiology A* 146; 381-389.
- Taylor, M.J. & White, K.R. 1992. A meta-analysis of hooking mortality of nonanadromous trout. *North American Journal of Fisheries Management* 12; 760–767.
- Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Fiske, P. & Finstad, B. 2003. Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Fisheries Research* 60(2-3): 293-307 DOI: 10.1016/S0165-7836(02)00176-5
- Thorstad, E.B., Økland, F., Aarestrup, K. & Heggberget, T.G. 2008. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Review Fish Biology and Fisheries* 18; 345-371
- Tillitt, D.E., Papoulias, D.M., Whyte, J.J. & Richter, C.A. 2010. Atrazine reduced reproduction in fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Aquatic Toxicology* 99; 149-159.
- Tomasso, A.O., Isely, J.J. & Tomasso, J.R. 1996. Physiological responses and mortality of Striped Bass angled in freshwater. *Transaction of the American Fisheries Society* 125; 321–325.
- Videler, J. 1993. Fish swimming. Chapman & Hall, Fish and Fisheries Series 10, 260 p.

- Volpato, G.L. 2007. Challenges in assessing fish welfare. ILAR J. 50; 329-337.
- Warner, K. & Johnson, P.R. 1978. Mortality of landlocked Atlantic Salmon (*Salmo salar*) hooked on flies and worms in a river nursery area. Transaction of the American Fisheries Society 107; 772–775.
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. Saunders College Publishing. Second edition, 767 p.
- White, A.J., Schreer, J.F. & Cooke, S.J. 2008. Behavioural and physiological responses of the congeneric largemouth (*Micropterus salmoides*) and smallmouth (*M. dolomieu*) to various exercise and air exposure durations. Fish Research 89; 9-16.
- Wolfe, R. 2006. Playing with fish and other lessons from the far north. University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Wydoski, R.S., Wedemeyer, G.A. and Nelson, N.C. 1976. Physiological response to hooking stress in hatchery and wild rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Transaction of the American Fisheries Society 105; 601–606.
- Young, M.K. 1994. Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. Canadian Journal of Zoology 72; 2078-2083.

7 Vedlegg



Vedlegg 1. Individuelle vandringsskurver for 14 ørret (hanner) som ble radiomerket i perioden 28.-30.6.2010 på ulike plasser i Hemsil.



Vedlegg 2. Individuelle vandringskurver for 12 ørret som ble radiomerket i perioden 2.9.2011 på ulike plasser i Hemsil. Figur a viser 9 ørret som ikke flyttet seg i løpet av undersøkelsen, mens figur b viser vandringsforløpet til tre ørret med forflytninger. For ørret som ikke ble registrert i hele undersøkelsesperioden er siste peiledag med registrering markert med pil (figur a).

Vedlegg 3. Oversikt over 17 gjenfangster fordelt på ni ørreter som ble gjenfanget i løpet av perioden fra merking til utløpet av fiskesesongen i 2010.

Kallenavn	Antall gjenf.	Datoer for gjenf.	Tid fra mrk til 1. gjenf	Tid fra 1.- 2. gjenf.	Tid fra 2.- 3. gjenf.	Tid fra 3.- 4. gjenf.
Kjell	1	14/7	15			
Oddvar	1	7/8	39			
Julie	2	8/8, 2/9	40	25		
Olga Marie	4	19, 22, 23, 28/7	19	3	1	5
Bjørn 73	1	7/7	7			
Odd B.	1	24/7	25			
Martin	1	23/7	23			
Gunn Berit	4	9, 16, 19/7, 14/8	9	7	3	26
Fru Nilstad	2	18, 19/7	19	1		

Vedlegg 4. Oversikt over 8 gjenfangster fordelt på syv ørreter i løpet av sesongen 2011.

Kallenavn	Antall gjenf.	Datoer for gjenf.	Tid fra 1.- 2. gjenf.
Markus	2	5, 26/7	21
Trond	1	26/6	
Oddvar	1	28/6	
Oddvei	1	22/6	
Ellen	1	7/7	
Fru Nilstad	1	22/6	
-	1	6/6	

Vedlegg 5. Oversikt over 11 gjenfangster fordelt på 5 ørreter i løpet av sesongen 2012.

Kallenavn	Antall gjenf.	Datoer for gjenf.	Tid fra 1.- 2. gjenf.	Tid fra 2.- 3. gjenf	Tid fra 3.- 4. gjenf.
Håvard	2	20/6, 24/7	34		
Olga Marie	2	26/6, 8/7	12		
Tora	1	30/6			
Gunn Berit	4	20, 27/6, 12, 20/9	7	77	8
Martin	2	29/6, 3/7	4		



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2510-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger