

Ørretutsettinger i elver

- en kunnskapsoppsummering med
relevans for Glomma og Søndre Rena

Jon Museth
Stein I. Johnsen
Morten Kraabøl



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

Ørretutsettinger i elver

**- en kunnskapsoppsummering med
relevans for Glomma og Søndre Rena**

Jon Museth
Stein I. Johnsen
Morten Kraabøl

Museth, J., Johnsen, S., Kraabøl, M. 2008. Ørretutsettinger i elver – en kunnskapsoppsummering med relevans for Glomma og Søndre Rena - NINA Rapport 307. 32 s.

Lillehammer, januar 2008

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1871-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Jon Museth

KVALITETSSIKRET AV

Børre K. Dervo

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Børre K. Dervo (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Glommaprosjektet og Fylkesmannen i Hedmark

FORSIDEFOTO:

Morten Kraabøl

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Tore Qvenild (FM i Hedmark) og Trond Taugbøl (GLB)

NØKKEWORD

Ørretutsetting, elv, settefisk, predasjon, avkastning, evaluering, fiskekultivering

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Museth J., Johnsen, S. I., Kraabøl, M. 2008. Ørretutsettinger i elver - en kunnskapsoppsummering med relevans for Glomma og Søndre Rena – NINA rapport 307, 32 s.

Hensikten med denne rapporten har vært å oppsummere internasjonal kunnskap om fiskeutsettinger i elver, med relevans for de pågående utsettingene i Glomma og Søndre Rena. Det legges vekt på faktorer som påvirker overlevelse og tilvekst til utsatt ørret i elv, forventede resultater i slike komplekse elvesystemer og eventuelle negative effekter av fiskeutsettingene. Hensikten med rapporten har ikke vært å evaluere effektene av de pågående utsettingene, men enkelte sentrale funn diskuteres opp mot forholdene i Søndre Rena og Glomma.

Fiskeforsterkende tiltak i form av utsettinger foregår i stort omfang verden over og inkluderer både utsetting av stedegne arter og fremmede arter (= introduksjon av arter). Det er en betydelig diskusjon internasjonalt hvorvidt storstilte utsettingsprogram i elver bidrar til å kompensere for negative og komplekse effekter av menneskelige inngrep, og i hvilken grad utsettinger kan gi skadelige effekter på stedegne bestander. Utsatt fisk kan potensielt påvirke stedegen fisk negativt gjennom genetisk utarming, predasjon, konkurranse, tidlig utvandring forårsaket av høy tetthet, predator tiltrekning og overføring av sykdommer. I norsk sammenheng er det viktig å skille den delen av litteraturen som omhandler utsetting av fremmede arter og den delen som omhandler utsetting av stedegne arter / stammer.

Det er viktig at det i forkant av fiskeutsettinger formuleres klare målsettinger og gjøres en risikovurdering. Det er også viktig at utsettingene gjøres på en slik måte at de kan evalueres i ettertid. Før fiskeutsettinger iverksettes bør biologiske flaskehalser i systemet identifiseres. Den viktigste forutsetningen som må være til stede er at det er et ressursoverskudd som gir livsgrunnlag for settefisk, i tillegg til det som utnyttes av den stedegne fisken. Det vil imidlertid være vanskelig å forutse alle relevante forhold før utsetting, særlig i store og komplekse elvesystemer. Derfor er det viktig at utsettinger evalueres og at strategier justeres underveis. Generelt blir det brukt for lite ressurser på alle disse forholdene i forbindelse med fiskeutsettinger.

Overlevelseshraten hos settefisk i elver, og trolig også villfisk, er vesentlig lavere sammenlignet med innsjøer og forklares med at rennende vann tilbyr et hardere miljø som består av flere og mer varierte trusselfaktorer. En grunnleggende forskjell mellom ørretutsettinger i elver og innsjøer er at settefisk i elver til enhver tid må konkurrere om revir og standplasser med villfisk. Med unntak av utsetting av ørret i elver hvor den etter en tid vandrer ut i innsjøer eller marine miljøer ser det ut til å være få eksempler på entydig vellykkede utsettingsprogram i elver.

De fleste studier vedrørende forflytninger til settefisk synes å konkludere med at settefisk, uansett størrelse, vandrer mindre enn villfisk. I Søndre Rena og Glomma vandrer imidlertid settefisk over store avstander etter utsetting, og dette gjør den trolig utsatt for predasjon i naturlig sakteflytende partier av elva og i kunstige elvemagasin (f. eks gjedde).

På grunn av oppdrettsbakgrunnen viser ulike undersøkelser til at settefisk spiser mindre, er tregere til å endre diett og har et mindre effektivt føroptak enn villfisk. I tillegg påpeker mange studier at settefisk har redusert anti-predatoratferd sammenlignet med villfisk. Dette fører til at settefisk er veldig utsatt for predasjon fra arter, som f. eks. gjedde og stor abbor i Glomma og Søndre Rena. Det er imidlertid vist at rovfisk som gjedde er størrelsesselektive predatorer, og at utsetting av stor fisk derfor kan gi bedre overlevelse.

Forfatter adresser:

- Jon Museth (jon.museth@nina.no) og Stein I. Johnsen, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Fakkelgården, 2626 Lillehammer
- Morten Kraabøl, NTNU, Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, c/o NINA, Fakkelgården, 2626 Lillehammer

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Bakgrunn	6
1.1 Fiskeutsettinger i Glomma og Søndre Rena	6
2 Fiskeutsettinger – mål, evaluering og risikovurdering	8
2.1 Mål	8
2.2 Evaluering og risikovurdering	8
3 Faktorer av betydning for settefiskens overlevelse ved utsettinger i elver	10
3.1 Utsettings- og evalueringsmetodikk	10
3.1.1 Generelt	10
3.1.2 Anti-predator trening	10
3.1.3 Akklimatisering og stress	11
3.1.4 Transport og håndtering	11
3.1.5 Finneklipping	12
3.1.6 Konkurransforhold ved utsettingslokaliteten	12
3.2 Settefiskens fôropptak og vekst	12
3.3 Settefiskens forflytninger etter utsetting	13
3.4 Predasjonsrisiko og dødelighet	15
4 Negative konsekvenser av fiskeutsettinger i elv	16
4.1 Mottakersystemets bæreevne	17
5 Sammenfattende diskusjon	19
5.1 Kunnskap om flaskehalsene	19
5.2 Er løsningen økt størrelse på settefisken?	20
6 Referanser	22

Forord

Fiskeutsettinger er en omfattende virksomhet både i Norge og internasjonalt. Da man startet med fiskeutsettinger i Glommavassdraget hadde man lite erfaring med ørretutsettinger i Norge, og få eller ingen utsettingsprogram kunne fungere som referanse til disse utsettingene. Kjell Langdal ved Høgskolen i Hedmark har oppsummert de evalueringer som er gjort av fiskeutsettingene i Glomma og Søndre Rena. Hensikten med denne rapporten har vært å gjøre en kunnskapsoppsummering, med hovedvekt på internasjonal litteratur med relevans for fiskeutsettingene i Glomma og Søndre Rena.

Arbeidet med rapporten er finansiert av Fylkesmannen i Hedmark og Glommaprosjektet, forskningsprosjektet "Innovativ Fisketurisme i Innlandet" (INNOFINN) og Norsk institutt for naturforskning har bidratt med egne forskningsmidler. Vi takker Tore Qvenild (FM i Hedmark), Trond Taugbøl (GLB) og Børre K. Dervo (NINA) for kommentarer og innspill til rapporten.

Lillehammer, januar 2008

Jon Museth

1 Bakgrunn

Fiskeforsterkende tiltak i form at utsettinger foregår i stort omfang verden over og inkluderer både utsetting av stedegne og fremmede arter (Cowx 1994; Welcomme 1998; Welcomme & Bartley 1998; Lewin m. fl. 2007). I 1996 estimerte FAO døgnproduksjonen av fiskeunger til 160 millioner individer på verdensbasis, hvorav mesteparten var settefisk (Holmlund & Hammer 2004). Det er imidlertid en betydelig diskusjon internasjonalt hvorvidt storstilte utsettingsprogram i elver bidrar til å kompensere for negative og komplekse effekter av menneskelige inngrep, og i hvilken grad utsettinger kan gi skadelige effekter på stedegne bestander (Cowx 1994; Hansen & Loeschcke 1994; Maynard m. fl. 1995; Ham & Persons 2000).

Moderne fiskeutsettinger i Norge består hovedsakelig av gjentatte utsettinger i systemer hvor arten allerede finnes. En av de største fordelene med fiskeutsettinger i lokaliteter hvor rekrutteringen er begrenset, og forholdene for øvrig ligger til rette, er at de kan være svært effektive i å produsere fangbar fisk sammenlignet med naturlig gyting. Studier har vist at for laks og ørret kan fiskeutsettinger av ensomrig parr og smolt gi 3 til 8 ganger så mange voksne gytefisk sammenlignet med hvert egg som gytes naturlig (Marshall m. fl. 1994). Fiskeutsettinger kan også gi betydelige positive ringvirkninger på sportsfiske (Postle & Moore 1996). På verdensbasis er det imidlertid anslått at kun 5 % av settefisken overlever frem til voksen alder (McNeil 1991). Denne lave suksessen viser nødvendigheten av å planlegge og evaluere fiskeutsettinger.

Det er en viss risiko forbundet med enhver kunstig introduksjon av fisk i økosystemer. Fiskeutsettingene kan medføre økt konkurranse og/eller predasjon (Kennedy & Strange 1980; Harcup m. fl. 1984; Saura m. fl. 1990; Berg & Jørgensen 1991; Näslund 1992). Reproductiv suksess hos den utsatte fisken kan også redusere den genetisk betingende tilpasningen som naturlige populasjoner har utviklet over tid (Hindar m. fl. 1991; Utter m. fl. 1993; Reisenbichler & Rubin 1999; Waples 1999).

I Norge foregår det omfattende fiskeutsettinger for å kompensere for reduserte gyte- og oppvekstområder i forbindelse med reguleringsinngrep (DN 1991, L'Abée-Lund 1991, Aass 1993; Vøllestad & Hesthagen 2001). Tilslaget av utsatt fisk viser seg å variere betydelig og påvirkes av en rekke faktorer, som for eksempel fiskens størrelse ved utsetting, fangsttinningsgrad og fiske-samfunnets sammensetning (Aass 1993; L'Abée-Lund 1994; Johnsen 2006). Selv om effektene varierer mellom lokaliteter har fiskeutsettinger i mange regulerte innsjøer og elver bidratt til å opprettholde et attraktivt fiske (Aass 1981; 1993; 1995; Mellquist 1985). Vellykkede utsettinger i elver har for det meste foregått i regulerte elver med anadrome bestander eller storørret, hvor settefisken vandrer ut i marine miljøer eller innsjøer. Omfanget av lakseutsettinger på slutten av 1980-tallet var på flere millioner individer årlig (DN 1991).

En grunnleggende forskjell mellom ørretutsettinger i elver og innsjøer er at settefisk i elver til enhver tid må konkurrere om revir og standplasser med vill fisk. Dette medfører at interaksjonene mellom utsatt og vill fisk kan virke begge veier. Ørretutsettinger i innsjøer, eller i tilløpselver til disse, hvor ørret utnytter de fri vannmasser, vil kunne oppnå tilgang til ressurser (f. eks. byttefisk og store arter av zooplankton) som ikke nødvendigvis er begrenset.

1.1 Fiskeutsettinger i Glomma og Søndre Rena

Med bakgrunn i resultatene fra undersøkelser i regi av Glommaprosjektet i perioden 1985-1989 (Qvenild & Linløkken 1989a, b) ga DN i 1991 pålegg om årlige utsettinger i Glomma og Søndre Rena (**tabell 1**) gjeldende fra 1994. Pålegget var begrunnet i en betydelig nedgang i fiskeavkastningen etter regulering (Qvenild & Linløkken, 1989a, b). I forbindelse med Rendalsoverføringen ble det pålagt utsetting av 25 000 ørret (20 cm, korrigeres mht. størrelse, se Qvenild 2007).

Tabell 2.1. Oversikt over utsettingspålegg (av 3. juli 1991) i Glomma og Rena (fra Qvenild 2007).

Regulering	Lokalitet	Antall	Størrelse	Stamme
Rendalsoverføringen	Glomma	25.000	20 cm	Glomma/Rena
Løpet	Søndre Rena	10.000	20 cm	Rena
Strandfossen	Strandfossen	5.000	20 cm	Glomma
Braskereidfoss	Braskereidfoss	5.000	25 cm	Glomma
Kongsvinger	Kongsvinger	5.000	25 cm	Glomma
Bingsfoss	Bingsfoss	5.000	25 cm	Glomma

Før utsettingene i Glomma og Rena startet var det ingen undersøkelser her i landet som kunne brukes som referanse til slike utsettinger hvor fisken elvelevende hele livet (Qvenild & Linløkken 1989a). I regulerte elver hvor rekrutteringspotensialet er redusert og/eller dødeligheten økt, kan utsettinger være et aktuelt tiltak for å opprettholde fisket. Effekten av hvert enkelt utsettingsprogram bør følges opp og evalueres for å justere strategi og eventuelt målsetninger. I to rapporter fra Høgskolen i Hedmark oppsummeres foreløpige erfaringer fra Glomma (Langdal 2007) og Søndre Rena (Langdal m.fl. 2007). Hensikten med denne rapporten har vært å oppsummere internasjonal kunnskap med relevans for de pågående utsettingene i Glomma og Søndre Rena. Det legges vekt på faktorer som påvirker overlevelse og tilvekst til utsatt ørret i elv i slike komplekse elvesystemer, samt risikovurderinger og eventuelle negative effekter av fiskeutsettingene.

2 Fiskeutsettinger – mål, evaluering og risikovurdering

Før man starter med fiskeutsettinger bør de biologiske flaskehalsene i systemet ideelt sett identifiseres. Dette kan være en svært krevende og vanskelig oppgave i store elver. Den viktigste forutsetningen som må være til stede er at det er et ressursoverskudd i økosystemet som gir livsgrunnlag for settefisk, i tillegg til det som utnyttes av den stedegne fisken (Cowx 1994). I Norge står fiskeutsettinger som avbøtende tiltak i forbindelse med vassdragsreguleringer for en stor del av det totale utsettingsantallet (L'Abée-Lund, 1991).

Vassdragsreguleringer har i mange tilfeller redusert den naturlige rekrutteringen, f. eks. i reguleringsmagasin og på minstevannføringsstrekninger (Kraabøl 2006). Som oftest vil også bæreevnen for fiskeproduksjon over tid bli redusert i slike systemer på grunn av lavere produksjon av viktige næringsdyr for fisken. Man kan derfor risikere å sette ut fisk i regulerte vassdrag med forringede gyte- og oppvekstområder, og hvor mottakersystemet ikke har et nærings- eller habitatoverskudd til å opprettholde økt fisketetthet som følge av utsettinger. I slike tilfeller øker risikoen for negative konsekvenser på villfisk som følge av den introduserte konkurransen fra settefisk.

2.1 Mål

Målene for ulike fiskeutsettingsprogram kan variere betydelig og bør være avgjørende for valg av utsettingsstrategi (L'Abée-Lund, 1991; Aass 1993; Cowx 1994; Vøllestad & Hesthagen 2001). Dette kan omfatte tiltak i ulike deler av livssyklusen, fra rognutlegging til utsetting av fangbar fisk. Målsetninger for fiskeutsettinger kan være å reetablere tapte bestander (f. eks. etter forsuring), kompensere for inngrep som har redusert den naturlige rekrutteringen (f. eks. etter vassdragsreguleringer) og/eller styrke naturlige bestander for å opprettholde eller øke avkastningen (f. eks. hardt fiskepress). Flere har påpekt viktigheten av å formulere veldefinerte målsetninger med utsettingsprosjekter, men rapporterer samtidig at dette ofte ikke blir gjort. Dette gjør det vanskelig å evaluere fiskeutsettingene opp mot de opprinnelige intensjonene (Cowx 1999; Vøllestad & Hesthagen 2001).

2.2 Evaluering og risikovurdering

Effekter av fiskeutsettinger har ofte blitt evaluert ved å se på 1) andel av utsatt fisk som blir gjenfanget, 2) avkastning av utsatt fisk og/eller 3) andel utsatt fisk i fangsten ved prøvefiske eller fangstrapporter fra fiskere. Andel settefisk i totalfangsten fra et prøvefiske er et utilstrekkelig mål på utsettingssuksess (tilslag) fordi utsatt fisk kan være godt representert i mindre lengdeklasser/aldersklasser, mens de utsettes for betydelige dødelighet før de vokser seg inn i fangbar størrelse (f. eks. ved hardt garnfiske: Johnsen & Hesthagen (2004) eller for lavt fastsatt minstemål). Ved forsøksfiske med sportsfiskeutstyr fra båt i Søndre Rena var eksempelvis andelen settefisk i fra 17-33 % i perioden 1999-2003. Gjennomsnittslengden til ørreten i forsøksfangsten var imidlertid kun 22 cm og langt under minstemålet som var gjeldende i denne perioden (Langdal m.fl. 2007). Man bør derfor se på innslaget av settefisk i fiskernes fangster eller andelen settefisk som har overvintret én eller flere ganger i elva.

Det har vært reist kritiske spørsmål til hvorvidt andel settefisk kan brukes som et ubetinget mål på utsettingssuksess. Hvis tetthetsavhengige mekanismer medfører redusert overlevelse hos stedegen fisk, vil fiskeutsettinger skje på bekostning av villfisk (Vøllestad & Hesthagen 2001). Dette er imidlertid svært komplisert å forutse på forhånd, og det er derfor viktig å følge opp utsettinger med undersøkelser av både settefisk og villfisk. Settefisk kan konkurrere om ressursene med villfisk slik at dødeligheten hos villfisk kan øke og totalavkastningen forblir uendret eller i verste fall avtar. Studier som viser endringer i avkastning eller fangst per innsats etter utsetting har imidlertid i liten grad blitt gjennomført, og bør ideelt sett inkludere utviklingen i av-

kastning av både villfisk og settefisk. Generelt ser det ut til å være en stor aksept for betydelige økonomiske investeringer i fiskeutsettinger, samtidig som viljen til å finansiere evalueringer av store utsettingsprogrammer generelt har vært liten både i norsk og internasjonal sammenheng.

Selv om synet på fiskeutsettinger som kultiveringstiltak har blitt mer nyansert gjennom de siste tiårene, er det fortsatt et legitimt forvaltningsverktøy i både nasjonal og internasjonal sammenheng (DN 1991, Aprahamian m. fl. 2003). I noen tilfeller gir imidlertid fiskeutsettinger negative og til dels irreversible effekter på bestandene, og dette har medført sterkere press på behovet for å regulere utilsiktede skadeeffekter (jf. Kvalitetskriterier for settefisk i Norge, Anon. 1997). Videre er det økt fokusering på alternative kultiveringstiltak som reduserer skadeomfanget av menneskelige inngrep ytterligere (Welcomme 2001).

Ut i fra en samfunnsøkonomisk vurdering bør man velge en utsettingsstrategi som gir mest mulig utbytte. I dag er det imidlertid en rådende oppfatning at forarbeidet med en utsettingsstrategi også bør inkludere en analyse av mottakersystemet for å minimere den økologiske risikoen ved utsettinger (Pearsons & Hopley 1999; Hickley & Aprahamian 2000; Vøllestad & Hesthagen 2001). Pearson & Hopley (1999) foreslo en slik analyse med utgangspunkt i utsetting av arter som fra før ikke finnes i mottakersystemet, men denne analysen kan også inkludere villfisk av samme art som utsettingsfisken. Analysen bestod av 5 hovedoppgaver; 1) bestemme akseptabel påvirkning av utsetting på mottakersystemet, 2) vurdere potensielt overlapp mellom villfisk (ulike livsstadier) og settefisk i tid og rom, 3) vurdere om det er potensiale for sterke økologiske interaksjoner mellom villfisk og settefisk, 4) vurdere den økologiske risikoen og 5) vurdere usikkerhet med risikoanalysen. Slike risikoanalyser bør også omfatte brukerrelaterte konsekvenser. Metodikk for å identifisere og vurdere risikofaktorer bør settes på forhånd for å oppnå ensartede standarder (Lackey 1994). Slike vurderinger er trolig en svært nyttig øvelse å utføre i forkant av store utsettingsprogram, selv om man nødvendigvis ikke kan gi fullstendige svar på alle spørsmål på forhånd. Omfattende og systematiske risikovurderinger er i liten grad praktisert i Norge, til tross for økt fokus på mulige negative effekter av utsettinger.

3 Faktorer av betydning for settefiskens overlevelse ved utsettinger i elver

Settefiskens møter en rekke utfordringer etter utsetting (se ref. i Borgstrøm m. fl. 1995). I elver kan problemene på mange områder være større enn i innsjøer. Det er avgjørende at settefiskens begynner å ta til seg næring etter utsetting, noe som har vist seg å være utfordrende etter lang tid på tørrfôrdiett i et oppdrettskar. Selv om settefiskens ofte har betydelige fettreserver ved utsetting, og derfor kan overleve lengre perioder uten å ta til seg nevneverdig med næring, er overgang til proteinholdig diett avgjørende for at den skal overleve over tid og vokse seg inn i fangbar størrelse. Samtidig må den lære seg å finne skjul og å unngå predatorer. I elver er det svært viktig at den finner oppholdssteder som samlet sett er energetisk gunstige. Det er vist at utsatt fisk kan ha manglende evne til energimessig optimalisering av atferden (Bachmann 1984). Unødig bruk av energi kan medføre at settefisk får en negativ energibalanse over tid selv om den tar til seg næring.

I hurtig strømmende partier i Glomma og Søndre Rena dominerer harr og ørret, men på mer stilleflytende strekninger er gjedde og annen rovfisk som lake og stor abbor vanlig forekommende. Dersom settefiskens forflytter seg over store avstander etter utsetting er sannsynligheten stor for at den utsettes for predasjon. I Glomma og Søndre Rena er predasjonsrisiko ved fiskevandring forsterket i forbindelse med etableringen av flere kunstige elvemagasin og en påfølgende økning i bestander av bl.a. gjedde (Museth m. fl. 2006a, b). Settefiskens har vist seg å være svært lett bytte for gjedde (Museth m. fl. 2006a). Dette kan trolig skyldes manglende antipredatoratferd (Johnsson m. fl. 1996; Alvarez & Nicieza 2003). Vellykkede tiltak for å få fisken til å holde seg i området nær utsettingsstedet kan derfor ha positiv betydning for settefiskens overlevelse den første tiden i elva (se kap. 3.1 og 3.2). Turbiner er også regnet som en farlig vandringsvei for stor settefisk (Cada 1998, 2001). Alle de nevnte faktorene avhenger sannsynligvis av settefiskstørrelsen, men også av tiden i oppdrett før utsetting.

I dette kapitlet oppsummerer vi nyere kunnskap om 1) utsettings- og evalueringsmetodikk, 2) fôropptak og vekst etter utsetting 3) settefiskens forflytninger etter utsetting og 4) predasjonsrisiko i tillegg til eventuelle tiltak for å øke graden av stasjonærhet etter utsetting. Det finnes relativt sett mer kunnskap om disse temaene når det gjelder utsetting i innsjøer og magasiner, og det henvises til disse studiene når de anses relevante for Glomma og Søndre Rena.

3.1 Utsettings- og evalueringsmetodikk

3.1.1 Generelt

I følge McNeil (1991) overlever kun om lag 5 % av verdens utsatte laksefisk frem til voksen alder. Denne lave overlevelsen skyldes en rekke faktorer som kan generaliseres til morfologiske, fysiologiske og atferdsmessige svakheter eller forskjeller hos settefisk sammenlignet med villfisk (Dellefors & Johnsson 1995; White m. fl. 1995; Johnsson m. fl. 1996). Overlevelseshraten hos settefisk i elver, og trolig villfisk, er vesentlig lavere sammenlignet med innsjøer. Dette kan forklares med at rennende vann tilbyr et hardere miljø med flere og mer varierte trusselfaktorer (White m. fl. 1995). Vassdragsreguleringer gjør forholdene i elver enda tøffere for fisken.

3.1.2 Anti-predator trening

Nylig utsatt fisk har som regel stor dødelighet på grunn av en rekke årsaker (Subovski & Templeton 1989). I artsrike vassdrag med tilstedeværelse av predatorer kan sannsynligvis en stor del av dødeligheten tilskrives settefiskens manglende erfaring med å møte disse. Denne

svakheten kan skyldes at slike erfaringer ikke er mulig å tilegne seg under oppdrettsperioden (Subovski & Templeton 1989). Flere studier har vist at nyutsatt settefisk løper høyere risiko for predasjon sammenlignet med villfisk (Healey & Reinhardt 1991; Berejikian 1995; Shively m. fl. 1996). Det har blitt gjort flere forsøk på predatorpreging av settefisk ved å utsette dem for enten levende predatorer eller etterlikninger, men de fleste har hatt begrenset suksess (Thompson 1966; Kanyama 1968; Healey & Reinhardt 1991; Kanid'hev m. fl. 1970).

Brown & Smith (1998) gjennomførte et mer sofistikert anti-predator program på settefisk av regnbueørret ved å eksponere disse for kjemiske stimuli fra gjedde. Regnbueørret eksponert for kjemiske alarmsignaler (fra ekstrakt fra skinnet til regnbueørret) i kombinasjon med lukt fra gjedde viste en utpreget anti-predator atferd i form av redusert matsøk, økt stimdannelse og redusert bevegelsesmønster. De som ble utsatt for kun gjeddelukt reagerte ikke på tilsvarende måte. Dette viser at alarmstoffer utskilt fra artsfrender er en viktig utløsende faktor for at settefisk skal utvise en relevant anti-predator atferd. Forsøket viste videre at settefisk som først ble konfrontert med alarmstoffer og gjeddelukt senere viste anti-predator atferd når de kun ble utsatt for gjeddelukt. Gjenfangstene var også signifikant høyere for preget fisk i tillegg til at vekst og kondisjonsfaktor også var høyere sammenlignet med settefisk som ikke gjennomgikk denne treningen. Dette studiet demonstrerer mulighetene for at settefisk relativt enkelt kan preges til å beskytte seg mot effektive predatorer som gjedde og derved øke overlevelsesraten.

3.1.3 Akklimatisering og stress

En annen viktig årsak som kan medføre dødelighet hos settefisk rett etter utsetting er at de settes ut i et nytt miljø i en tilstand hvor de har et forhøyet stressnivå (Strange m. fl. 1978). Evnen til å tilpasse seg nye fysiske og vannkjemiske forhold kan derfor reduseres på grunn av oppbygd stressnivå under transport og håndtering. Hos ørret tar det omkring to uker før kortisol-konsentrasjonen som følge av stresspåvirkning synker til normalt nivå igjen (Strange m. fl. 1977; Pickering m. fl. 1982). Den vanligste måten å måle stressnivå hos fisk er kortisol-nivået. Kortisol påvirker både sosial atferd og evnen til å tilpasse seg i nytt miljø (Olla m. fl. 1992a, b), i tillegg til at faren for infeksjoner øker betydelig (Sheperd & Bromage 1992). Cresswell & Williams (1982) viste at gjenfangstraten hos settefisk holdt i bur i et døgn under lav vannføring før utsetting økte sammenlignet med grupper uten akklimatisering. Tilsvarende fant Jonsson m. fl. (1999) at ettårig settefisk (ørret) i vesentlig større grad ble gjenfanget dersom de ble akklimatisert i bur i seks døgn før de ble sluppet fri.

3.1.4 Transport og håndtering

Transportering av settefisk kan påvirke tilslaget av utsettingene på flere måter. Johnsen (1990) testet effekten av transportmetodikk på ensomrig settefisk av ørret. Ørretungene ble transportert i tette plastposer med luft og i åpne tanker med kontinuerlig tilførsel av oksyngengass i vannet. En gruppe ble transportert i 8-10 timer mens den andre gruppen i 0,5-1 time. Gjenfangster av ørret ett år etter utsettingene i bekker i Trondheim og Toten viste ingen forskjeller mellom kort- og langtransportert ørret, til tross for at betydelig stress og dødelighet under transport i plastposer ble registrert. Disse utsettingslokalitetene var imidlertid preget av tynne ørretbestander. Tilsvarende utsettinger i systemer med predatorer ville trolig medført betydelig dødelighet dersom ørretene kort tid etter utsetting blir eksponert for predatorfisk.

Håving av fisk under utsetting foregår gjerne i flere omganger. Denne typen håndtering er svært stressende for laksefisk generelt (Specker & Schrek 1980; Robertson m. fl. 1987; 1988; Finstad m. fl. 1996). Bedøvelse kan sannsynligvis avhjelpe stressnivået, men kan i stor grad påvirke settefiskens overlevelse dersom den er påvirket av bedøvelsen etter utsetting.

3.1.5 Finneklipping

Ulike merkemetoder benyttes ved fiskeutsettinger for å kunne evaluere effektene i ettertid, samt at utvalg av vill eller F1-generasjons stamfisk kan skilles fra settefisk. Klipping av den ene av de parede finner (buk- og brystfinner), eller andre kombinasjoner åpner for segregering av settefiskgrupper for detaljerte og komparative studier. Klippemerke i én finne muliggjør kun skille mellom vill og utsatt fisk. Hos ørret er det gjort forsøk med spesifikke kombinasjoner av finneklipping. Klipping av brystfinner, bukfinner, gattfinne, ryggfinne og i særlig grad fettfinne er benyttet. Johnsen (1995) undersøkte gjenfangst og regenerering hos finneklipt ørret og konkluderte med at gjenfangstene var dårligst hos ørret med to klipte finner sammenlignet med de som hadde én finne klipt. Det ble imidlertid ikke funnet forskjell i vekstrate mellom disse gruppene. Videre ble det dokumentert ulik grad av regenerering av de ulike finnene. Bryst- og gattfinne regenererte raskest, mens fettfinnen i svært liten grad forandret seg etter klipping. Fettfinneklipping er derfor en meget god metode for enkel merking av settefisk som forventes å leve i flere år etter utsetting. Fettfinneklipping og individmerking med Floy ankermerker ga ingen forskjeller i observert tilvekst og dødelighet i et merkeforsøk med ørret av Glommastamme i Nedgardssjøen (Museth & Qvenild 2001). Fettfinna hos laksefisk har sannsynligvis en funksjon som statussignal hos gytefisk. Hannens fettfinne vokser frem mot gytetiden og antas derfor å signalisere noe til hunnene. Et eksperimentelt studie viste at det var økt tendens til at hunner etablerte gytegrøp i nærheten av hanner med stor fettfinne sammenlignet med hanner uten fettfinne. Imidlertid var ikke det videre gyteforløpet med hensyn til makevalg i like stor grad samsvarende. Det ble derfor konkludert med at hunnene gjennomførte makevalg med bakgrunn i fettfinna hos hannene, men at dette valget ble til dels overkjørt av konkurranse mellom hannene (Petersson et al. 1999). Fettfinna har også en hydrodynamisk betydning sin har innvirkning på halefennens amplitude undervømming. Den har derfor en viss betydning når det gjelder energiforbruk (Reimchen & Temple 2004).

3.1.6 Konkurransforhold ved utsettingslokaliteten

Tetthet og sammensetning av konkurrenter ved utsettingslokaliteten påvirker tilsaget i stor grad og bør derfor undersøkes på forhånd for å optimalisere utsettingsmetodikken. Ved sterk konkurranse om næring vil villfisk i de aller fleste tilfeller utkonkurrere settefisken, mens utfallet blir vesentlig utjevnet ved moderat konkurranse (L'Abée-Lund m. fl. 1994). Graden av konkurranse er i stor grad avhengig av hvorvidt settefisken skal hevde revir i elva etter utsetting eller om den skal ut på vandring i forbindelse med smoltifisering. Jevn fordeling av settefisken virker gunstig på overlevelsen hos de som skal tilkjempe seg revir mens klumpvise utsettinger er både økonomisk rasjonelle og gir optimale resultater ved utsetting av smoltifisert ørret (Hazard & Shetter 1939; Cooper 1952; Cresswell & Williams 1982; Aass 1993). Slike sammenhenger mellom tetthet, vekst og overlevelsesrater er vist i flere studier, spesielt hos ørret i de første leveårene (Bohlin m. fl. 2002; Cattaneo m. fl. 2002; Cucherousset m. fl. 2005; Elliot 1986, 1994; Milner m. fl. 2003). Det er påvist en betydelig grad av nedstrøms forflytning, spesielt hos ørret med redusert fysiologisk tilstand (Bujold m. fl. 2004; Elliot 1994). De sterkere individene etablerer gjerne revir i nærheten av gytelokaliteten, og etablerer seg etter hvert rundt i området (Kalleberg 1958; Hèland 1999; Lahti m. fl. 2001).

3.2 Settefiskens fôropptak og vekst

Effektivt fôropptak er viktig for vekst, overlevelse og reproduktiv suksess hos fisk. Settefisk som har vokst opp i et oppdrettsmiljø er imidlertid i liten grad utsatt for stimuli som i et naturlig heterogent miljø med predatorer og næringskonkurrenter ville påvirket næringssøket og fôropptaket. Dette kan føre til manglende evne til energioptimalisering (Bachmann 1984) og endret furasjeringsatferd, som igjen kan påvirke vekst, overlevelse og reproduktiv suksess etter at settefisken er satt ut.

I eksperimentelle forsøk er det vist at villfisk hadde høyere effektivitet med hensyn til næringsopptak, konfrontasjoner med konkurrenter og konsum av ukjente byttedyr enn settefisk (Sundström & Johnsson 2001). Dette samsvarer godt med undersøkelser som viser at settefisk tar til seg mindre næring (Ersbak & Haase 1983; Smirnov m. fl. 1994), færre typer byttedyr (Sosiak m. fl. 1979) og er tregere til å fange nye byttedyr (Ersbak & Haase 1983) enn villfisk. Det finnes også studier som hevder at en liten fraksjon av den utsatte fisken ikke greier å ta til seg levende føde (Elliot 1975; Maynard m. fl. 1996). Det finnes imidlertid studier som har vist at oppdrettsfisk raskt tilvenner seg levende byttedyr (Reiriz m. fl. 1998), og blir mer effektive med erfaring (Paszkowski & Olla 1985).

Den utsatte ørreten i Søndre Rena og Glomma hadde noe lavere magefylling enn villfisk (Langdal 2007; Langdal m. fl. 2007), men begynte å ta til seg næring rett etter utsetting i begge elvene. Undersøkelsene i Glomma og Søndre Rena avdekket også at en høyere andel av villfisken i Glomma var fiskespisere enn i Søndre Rena (Langdal m. fl. 2007; Langdal 2007).

3.3 Settefiskens forflytninger etter utsetting

Forflytninger og vandringer hos settefisk er en strategi som kan virke positivt på overlevelse og gjenfangstraten fordi den øker sjansene for både å finne gunstige leveområder og eksponere seg for ulike fangstredskaper. Men dersom forflytningene skyldes konkurranse med villfisk, manglende atferdstrening i settefiskanleggene (Brown & Smith 1998) og at økosystemet inneholder predatorer og tekniske installasjoner, kan vandringer være en fatal strategi for settefisk. Komplekse, artsrike og produktive økosystemer som er sterkt påvirket av vassdragsreguleringer byr på store utfordringer for denne type bevarings- og fiskeforsterkningstiltak. Nøkkelen til godt tilslag på fiskeutsettinger er å tilpasse utsettingene i forhold til en risikoanalyse (identifisering av flaskehalser) som omfatter potensielle faremomenter i perioden fra utsetting til ønsket gjenfangsttidspunkt (for eksempel Aprahamian m. fl. 2003). Med unntak av såkalte "put-and-take" utsettinger vil det normalt være ønskelig at settefisken overlever minst et år før den gjenfanges. Settefiskens atferd i tiden mellom utsetting og gjenfangst må derfor være tilpasset de fysiske og biologiske forholdene i utsettingslokaliteten.

Forflytninger hos fisk er en enkel og fleksibel strategi som medfører raske og presise justeringer i forhold til varierende miljøfaktorer. Elvelevende ørret forflytter seg innen vassdraget av flere årsaker. Endring i størrelse (Solomon & Templeton 1976; Elliott 1994) og reaksjoner på en rekke biotiske og abiotiske faktorer i miljøet setter i gang slike forflytninger (Ovidio m. fl. 1998; Young 1999; Burrell m. fl. 2000). Abiotiske faktorer kan være habitatkvalitet (Young 1994; Ovidio m. fl. 2002), vannføring (Bunt m. fl. 1999; Brown m. fl. 2001) lysintensitet og temperatur (Clapp m. fl. 1990; Young 1999; Höjesjö m. fl. 2007). Biotiske faktorer som igangsetter forflytninger hos ørret i elver er mattilgjengelighet og atferd relatert til matsøk (Jenkins 1969; Clapp m. fl. 1990; Kreivi m. fl. 1999; Young 1999, Giroux m. fl. 2000; Ovidio m. fl. 2002), konkurranse om andre ressurser (Höjesjö m. fl. 2007) og antipredator atferd (Young 1999). I regulerte elver vil korttidsendringer i habitatene, som for eksempel endring i vannføring, gi uforutsigbare forandringer i fiskens miljø som nødvendiggjør forflytning. Langtidseffekter av reguleringer, som for eksempel fragmentering av habitater og strukturelle endringer (oppdemte magasiner eller minstevannføringsstrekninger) kan også forsterke behovet for forflytninger.

Studier av atferd hos settefisk av ørret og laks i elver har vist at dersom oppdrettsperioden har vært preget av høye tettheter, vil evnen til romlig fordeling i elva bli begrenset (Symons 1969; Clady 1973; Cresswell 1981; Weber & Fausch 2003). Denne manglende spredningen i det nye miljøet fører til redusert vekst og overlevelse som følge av økt konkurranse, slik det er vist hos en rekke fiskearter (Mortensen 1977; Egglisshaw & Shackley 1980; Hume & Parkinson 1987). Som påpekt av Weber & Fausch (2003) synes det å være logisk at settefisk fordeler seg dårligere etter utsetting, fordi de har levd i små kummer og derfor mangler erfaring til å tilpasse seg de sosiale strukturer som preger fiskesamfunn i elver. Det er imidlertid grunn til å påpeke at det mangler kontrollerte forsøk som kan definere spredningsevnen til settefisk og vill fisk under

forhold hvor de ikke påvirker hverandre. Merking av settefisk i forbindelse med Østerdalssjønen viste at villfisk i stor grad flyttet på seg etter gjenutsetting på nytt sted (T. Qvenild, pers. medd.) Forhold som konkurranse og sult kan i stor grad påvirke evnen og motivasjonen til å foreta forflytninger etter utsetting.

Ville ørretunger i elver er relativt stasjonære (Heggenes 1988; Hesthagen 1988; Bohlin m. fl. 2002) med definerte dominanshierarkier (Jenkins 1969; Höjesjö m. fl. 2007). I elver hvor den naturlige reproduksjonen er stor, og tilgjengelige oppvekstområder er oppfylt, vil det derfor være vanskelig for settefisk å etablere seg. Dette antas å være avhengig av den relative fiskestørrelsen i den forstand at lik størrelse på vill- og settefisk skaper konfrontasjon mellom etablerte villfiskunger og settefisk. Settefisk hos ørret har vist seg å være dårligere til å etablere og forsvare territorier sammenlignet med ville ørretunger (Sundström m. fl. 2003) i tillegg til at matsøk og næringsopptak også er mindre effektivt hos settefisk (Backman 1984; Sundström & Johnsson 2001). Disse atferdssvakheterne kan føre til økt tendens til å vandre bort fra slike ugunstige forhold. Slike umiddelbare forflytninger hos settefisk fører til betydelig økt risiko for predasjon (Millinski 1993; Aarestrup m. fl. 2005). Studier har vist at settefisk hos ørret har en underutviklet anti-predator atferd som følge av redusert stimulans under oppdrettsperioden (Brown & Laland 2001) eller som følge av seleksjon i klekkerier (Einum & Fleming 2001; Ferrière & Järvi 1998).

I tillegg til økt predasjonsrisiko vil vandrende settefisk også utsettes for andre dødelighetsfaktorer. Direkte dødelighet ved passering av turbiner er veldokumentert for ørret og andre laksefiskunger (Wilson m. fl. 1991; Aass 1993; Cada 1998, 2001). Aass (1993) utførte forsøk med å sette ørretsmolt på 20-25 cm direkte inn i turbininntakene til Kaplanturbiner med 46 m fallhøyde og sammenlignet gjenfangstraten med øvrige utsettinger. Gjenfangstene indikerte om lag 30 % dødelighet forårsaket av turbinene. Det er derfor en åpenbar fordel at settefisk unngår turbiner som vandringsvei. Det er flere metoder knyttet til både settefiskproduksjonen og driften av kraftverkene som kan redusere eller eliminere turbinpassasje som dødelighetsfaktor. For det første bør settefisken være såpass stor at valg av nedvandringsvei forbi et kraftverk er viljestyrt. Småvokst ørret kan som følge av begrenset svømmekapasitet bli motvillig trukket ned i turbininntakene. Rivenoja (2005) viste at store smolt hos ørret og laks i Umeälven og Piteälven i Nord-Sverige i større grad enn mindre smolt unngikk å slippe seg ned i turbinene. Tilsvarende ble det ved Hunderfossen kraftverk i Gudbrandsdalslågen dokumentert at stor ørretsmolt (snittlengde 26,2 cm) ikke benyttet turbinene som nedvandringsvei (Arnekleiv m. fl. 2007). For det andre er det helt sentralt at settefisken bør ha en alternativ vandringsrute i tillegg til turbinene. Studier med visuelle observasjoner og telemetri ved Hunderfossen kraftverk har vist at overflattapping i nærheten av turbininntaket gir svært gode nedvandringsforhold både for ørretunger og vinterstøinger (Arnekleiv m. fl. 2007; Kraabøl m. fl. upublisert). For det tredje vil foreldrenes genetikk kunne tenkes å virke utslagsgivende på settefiskens trang til å vandre etter utsetting. Det foreligger få studier som viser slike sammenhenger. Flere studier har imidlertid poengtert viktigheten av genetiske forhold og settefiskens familiebakgrunn ved fiskeforsterkningstiltak (Aprahamian m. fl. 2003; Dannewitz m. fl. 2003; Ruzzante m. fl. 2004). Kraabøl (upubliserte data) fant betydelige forskjeller i nedstrøms forflytningsmønster ved merke-gjenfangstforsøk med settefisk fra Hunderfossen (mjøsørret) og fra Grunna i Ringsaker (fjellørret). Settefisk fra Mjøsa forflyttet seg i større grad nedstrøms i Mesnaelva frem til gjenfangsttidspunktet, mens fjellørreten ble gjenfanget i nærheten av utsettingsstedet. Det ble også rapportert langt høyere gjenfangstandel hos fjellørret, noe som indikerer at mjøsørretens forflytninger nedover i vassdraget medførte høyere predasjonsrate fra gjedde. For å unngå vandringer av ørretunger gjennom turbiner eller risikofylte predatorområder (f. eks elvemagasin) bør det derfor avles på antatt ikke-vandrende stamfisk. Dersom vandringer forbi kraftverk er ønskelig bør det etableres vandringsveier i form av luker som tapper overflatevann fra reguleringsmagasinene.

3.4 Predasjonsrisiko og dødelighet

For å oppnå definerte målsettinger med fiskeutsettinger er det helt avgjørende å finne faktorene (flaskehalsene) som påvirker overlevelsen til den utsatte fisken frem til den når fangbar størrelse. Dette kan være evnen til å utnytte næringstilbudet (se kap 3.3), unngå predasjon og negative konkurranseeffekter (intra- og interspesifikk). Konkurransen mellom vill og utsatt ørret vil kunne påvirke overlevelsen til både den utsatte og ville fisken. Det er imidlertid studier som viser at konkurranse påvirker både settefisk og villfisk i samme grad (Bohlin m. fl. 2002), så fremt utsettingstetthetene er så store at man får tetthetsavhengige effekter. Konkurransen kan derfor også påvirke overlevelsen til settefisk frem til den når fangbar størrelse. Vi velger å se på dette som negative effekter av utsettinger da dette også kan påvirke bestanden av villfisk (Bohlin m. fl. 2002, se kap. 4).

Predasjon kan være en betydelig dødelighetsfaktor for laksefisk i rennende vann (Alexander 1979). I tillegg til at fiskespisende fisk og fugl kan påføre et betydelig predasjonspress (Jepsen m. fl. 1998, 2000; Hyvärinen & Vehanen 2004; Museth m. fl. 2006a) kan også pattedyr som oter og mink påføre betydelig dødelighet på ørret (Heggenes & Borgstrøm 1988; Jacobsen 2005; Aarestrup m. fl. 2005). Oterbestanden i Søndre Rena har økt betydelig de senere årene, men betydningen for settefisk og villfisk er ikke undersøkt (Dötterer m. fl. 2004). Flere studier viser imidlertid at utsatt ørret er mer eksponert for predasjon enn villfisk (Jacobsen 2005; Museth m. fl. 2006a). Dette skyldes trolig at settefisk har redusert anti-predatoratferd under næringssøk og vandringer sammenlignet med villfisk (Johnsson m. fl. 1996; Alvarez & Nicieza 2003; Museth m. fl. 2006a).

Predasjonsrisikoen og dødeligheten på utsatt ørret kan reduseres kraftig hvis størrelsen på settefisken økes. Utsettinger av ørret med ulik alder og størrelse i en finsk regulert elv viste at stor ørret (4-årig, gjennomsnittsstørrelse 37 cm) i langt mindre grad ble spist av gjedde enn mindre ørret (3-årig, gjennomsnittsstørrelse 29 cm) (Hyvärinen & Vehanen 2004). Dette viser at gjedde er en størrelsesselektiv predator, noe som også underbygges av flere laboratorieforsøk (f. eks. Hart & Hamrin 1988; Nilsson & Brönmark 2000). Det er imidlertid viktig å påpeke at det er størrelsesforholdet mellom settefisk og gjedde som er utslagsgivende for predasjonstrykket. Dette vil naturlig nok variere mellom ulike lokaliteter. Bestandsstudier av potensielle predatorer i mottakersystemene vil derfor være et sentralt ledd for å fastsette størrelsen på settefisken.

Flere studier fra finske elvemagasin med gjedde har vist at økt størrelse (> 30 cm) ved utsetting har gitt langt bedre suksess (økt avkastning), uten at den direkte årsaken ble undersøkt (Vehanen 1997). Studier fra norske vassdrag viser også en klar tendens til at utsettingssuksessen øker med økende fiskelengde (Aass 1993, 1995; Johnsen 2006). I Mjøsa og Lågen økte gjenfangsten av utsatt fisk med økende lengde på settefisken (Aass 1993, 1995). I dette systemet må settefisken passere et deltaområde med relativt høy tetthet av gjedde.

4 Negative konsekvenser av fiskeutsettinger i elv

På verdensbasis har selektiv utsetting av laksefisk utenfor naturlig utbredelsesområde (= introduksjon av fremmede arter) medført store negative konsekvenser for stedegne arter (Lewin m. fl. 2007). Selv ved bruk av stedegen settefisk er det økt fokus på mulige skadevirkninger av fiskeutsettinger. Utsettingspålegg i regulerte vassdrag ble tidligere sett på som en "seier for miljøet", men det er i dag økende fokus på mulige negative effekter av fiskeutsettinger blant forskere, forvaltere og ikke minst fiskere. For mange fiskere kan opplevelsen av å fange settefisk være lavere sammenlignet med naturlig rekruttert villfisk. Dette er imidlertid ikke understøttet av undersøkelser, og det er trolig store forskjeller mellom ulike segmenter av fiskere. Slike undersøkelser anses imidlertid som svært sentrale fordi de er normgivende for utforming av ønskede målsetninger med fiskeutsettinger.

Det er uenighet hvorvidt store utsettingsprogram i elver faktisk bidrar til å opprettholde bærekraftige fiskerier, og i hvilken grad negative effekter av utsettinger på stedegne arter er reelt (Hansen & Loeschke 1994; Maynard m. fl. 1995). Utsatt fisk kan påvirke stedegen fisk negativt gjennom genetisk utarming, predasjon, konkurranse, tidlig utvandring forårsaket av høy tetthet, predator tiltrekning og overføring av sykdommer (referert i Weber & Fausch 2003). I den senere tid har mye av oppmerksomheten blitt rettet mot potensielle genetiske effekter av utsettingsprogrammer, men det har også blitt påpekt at konkurranse mellom settefisk og stedegen fisk kan være betydelig og utslagsgivende (Vincent 1987).

De fleste studiene som er gjort på konkurranse mellom utsatt fisk og villfisk har sammenlignet interaksjoner på strekninger med villfisk og utsatt fisk med strekninger med kun villfisk (Weber & Fausch 2003). Dette gjør at det ikke er mulig å skille effektene av settefisk fra den faktiske tetthetsøkningen som utsettingene har forårsaket. Weber & Fausch (2003) konkluderer allikevel med at slike additive forsøksdesign er velegnede når det gjelder studier av effekter av utsatt fisk i forhold til utsettingsmengde og vassdragssystemenes bæreevne.

Flere studier har vist at både vekst og overlevelse kan bli redusert ved store utsettingstettheter, men at graden av reduksjon avhenger av utgangstettheten av villfisk, tetthet av settefisk og miljømessige faktorer som for eksempel produktivitet (referanser i Weber & Fausch 2003). De aller fleste studiene som omhandler konkurranse mellom utsatt ørret og villfisk er imidlertid gjort på ørret < 10 cm.

I vassdragssystemer hvor oppvekstområdene for ørret i det første leveåret er begrenset eller har redusert næringsdyrproduksjon (for eksempel i en reguleringsone) vil utsetting av liten settefisk kunne føre til økt konkurranse om plass og næring med villfisk (Hegge m. fl. 1993). Dette vil igjen kunne føre til at utsatt ørret erstatter vill ørret, og at totaltettheten i liten grad endrer seg (Sundström m. fl. 2004). I en del systemer kan det imidlertid være et næringsoverskudd i nisjer som fylles av eldre/større individer (Hegge m. fl. 1993). I Søndre Rena vokser både vill og utsatt ørret > 25 cm godt (Langdal m. fl. 2007), og det er lite som tyder på sterk konkurranse om næring og plass blant større fisk. Flaskehalsene for at settefisken skal komme inn i fangbar størrelse ligger derfor trolig i predasjonstrykk fra gjedde (og eventuelt andre predatorer) og turbinpassasjer fremfor konkurranse.

I et studie som omfattet utsatt og stedegen ørret samt en etablert regnbueørretbestand i ei lita kalkrik elv i Østerrike fant Weiss & Schmutz (1999) at utsettingene førte til noe økt forflytning både hos stedegen ørret og regnbueørret, i tillegg til redusert vekst hos regnbueørret. Dette ble forklart ved at utsatt ørret i mindre grad hadde tilhold nær bunnsubstratet og oppholdt seg høyere opp i vannmassene sammen med regnbueørret. Studiet viste at utsatt ørret derfor kan ha negative effekt på andre arter i systemet. Dette kan ha paralleller til habitatbruken hos harr i Glomma og Søndre Rena. Det kan derfor ikke utelukkes at storstilt utsetting av ørret i dette systemet kan indusere økt konkurranse med harr.

Det er ikke uvanlig at antall utsatt fisk i en gitt størrelse er høyere enn det tilsvarende antallet av vill fisk (Skaala m. fl. 1996; Heggenes m. fl. 2006). Den genetiske effekten er imidlertid ikke avhengig av mengdeforholdet tidlig i livshistorien, men den relative gytesuksessen til den utsatte fisken i forhold til villfisken (Flemming & Gross 1993). For eksempel fant Heggenes m. fl. (2006) at det etter 30 år med omfattende ørretutsetninger var minimal genflyt fra utsatt til vill fisk og at utsatt fisk i liten grad influerte den genetiske strukturen i bestanden. Den mest sannsynlige forklaringen på dette var at den utsatte fisken i liten grad hadde gytesuksess i innløpselvene. I et studie av Skaala m. fl. (1996) ble det derimot funnet en signifikant genflyt fra utsatt ørret til både anadrom og resident ørret. Det ble videre funnet at overlevelsesraten til hybrider mellom utsatt og vill ørret var lavere enn for villfisk.

Hvis settefisken har reproduktiv suksess i utsettingslokaliteten vil det kunne føre til genetiske endringer i utsettingslokalitetens genetiske struktur. Dette vil derfor også gjelde hvis settefisken er avkom av stedegen fisk fordi seleksjonen under oppdrett er vesentlig lavere enn under naturlige forhold. I hvilken grad det er negative genetiske effekter på bestanden av villfisk i Rena og Glomma som følge av fiskeutsetninger er imidlertid ikke undersøkt. Hindar og Kvaløy (2003) brukte DNA-mikrosatelitter og konkluderte med at ørret fra Mistra og Søndre Rena representerte genetiske adskilte bestander i forhold til ørret fra Imsa. Det er derfor viktig å opprettholde dagens praksis med å bruke stamfisk fra Søndre Rena ved produksjon av settefisk.

En annen faktor som kan påvirke dødeligheten til villfisk i lokaliteter hvor det settes ut fisk er endret søkebilde hos predatorer. I Glomma og Søndre Rena er predasjonen fra gjedde på settefisk betydelig rett etter utsetting (Museth m. fl. 2006a). Dette kan føre til at også villfisk av ørret i større grad blir spist fordi gjedde trolig raskt gjenkjenner ørret, men ikke skiller mellom utsatt og vill fisk. Det er imidlertid i liten grad funnet villfisk av ørret i gjeddemager i undersøkelsene i Løpsjøen og stilleflytende deler av Søndre Rena, men her er også tettheten av små ørret relativt liten (Museth m. fl. 2006a, Museth, upubliserte data).

4.1 Mottakersystemets bæreevne

Begrepet bæreevne angir den mengde rekrutter som et gitt område kan opprettholde over tid uten av det tærer på ressursene (for eksempel Solomon 1985). Bæreevnen til mottakersystemer vil variere betydelig i samsvar med vannføringsregime, mattilgjengelighet og temperatur. Videre er bæreevnen også direkte relatert til individene ved at disse kan skifte leveområder eller diett etter hvert som de vokser (Bohlin m. fl. 1994). De såkalte stock-recruitment-sammenhengene kan variere mellom systemer (Watt & Penney 1980; Chadwick 1985; Elliott 1994; Milner m. fl. 2003). Felles for disse stock-recruitment-kurvene er at de angir en optimal tetthet av rekrutter som gir størst mengde voksen fisk over tid. Dersom antallet rekrutter overstiger den naturlige bæreevnen, for eksempel som følge av fiskeutsetninger, vil effektene elimineres som følge av økt direkte mortalitet og utvandring fra utsettingslokaliteten. Dersom vandringene innebærer faremomenter, samt at andre habitater allerede er oppfylt, vil fiskeutsettinger i slike vassdrag være bortkastet og medføre redusert fiskemengde (L'Abée-Lund 1991).

Det er antatt at territorialitet hos ungfisk setter den øvre grensen for områdets bæreevne (Chapman 1966; Allen 1969; Elliott 1984). I en analyse av 23 studier av territoriørrelse hos diverse laksefisk fant Grant & Kramer (1990) en sterk korrelasjon ($r^2=0,87$) mellom fiskeørrelse og territoriørrelse;

$$\text{Log}_{10}(\text{territoriørrelse}) = 2,61 \text{ log}_{10}(\text{fiskelengde})$$

Anvendelsen av en slik beregning av tilgjengelig habitat for ungfisk og derav optimal utsettingsmengde av gitt individørrelse (Grant m. fl. 1998) er i den senere tid omdiskutert. Nyere studier har vist at elvelevende laksefisk ikke nødvendigvis holder og forsvare egne territorier

med strengt avgränsade förflyttningar (Gowan m. fl. 1994; Gowan & Fausch 1996; Armstrong m. fl. 1999). I stället är det ett betydligt överlapp i hemmeområdet till revirhevdande unger (Höjesö m. fl. 2007).

5 Sammenfattende diskusjon

Med bakgrunn i litteraturgjennomgangen ser det ut til at suksesshistorier så og si er fraværende ved ørretutsettinger i elver med unntak av lokaliteter der den utsatte fisken vandrer ut i marine miljøer eller i innsjøer. Evalueringene i Søndre Rena og Glomma (Langdal m. fl. 2007; Langdal 2007), stilte spørsmål om, og til dels konkluderte med, at dagens utsettingspraksis i liten eller ingen grad har bidratt til økt avkastning av ørret. Vi vurderer omfattende forflytninger til settefisk rett etter utsetting i kombinasjon med predasjon fra bl.a. gjedde som de viktigste årsakene til dette. Ut i fra omfanget av utsettingene i Glomma og Søndre Rena og bruk av stedegen og stor settefisk vurderer vi ut i fra erfaringer fra andre undersøkelser at utsettingene trolig ikke har hatt betydelig negative effekter på villfisken i systemet.

På bakgrunn av de evalueringer som er gjort, har man valgt å øke settefiskstørrelsen fra hovedsakelig 2-årig til 3-årig ørret. I kapittelet nedenfor vil vi derfor bl.a. diskutere fordeler og mulige ulemper med en slik endret utsettingsstrategi.

5.1 Kunnskap om flaskehalsene

Bakgrunnen for fiskeutsettingene i Glomma og Søndre Rena var som nevnt at man opplevde en reduksjon i avkastningen etter reguleringen og andre inngrep i vassdraget (Qvenild & Linløkken, 1989a, b). Glomma og Søndre Rena er betydelig påvirket av inngrep i forbindelse med reguleringen. I forarbeidet til utsettingspålegget ble det argumentert for redusert rekruttering, selv om det påpekes at det er svært vanskelig å vurdere rekrutteringstapet (Qvenild & Linløkken, 1989a, b). I Søndre Rena demmet Løpsjøen opp ca 5 km av elva, en strekning som innholdt både gyte- og oppvekstområder for harr og ørret (Østerdalsskjønnet 1974). I tillegg forsvant de 4 øverste km fra utløpet av Storsjøen ved Løsset ned til Storsjødammen, den såkalte Breviksstrømmen, og 6 km elvestrekning nedstrøms dammen ble kanalisert. Her har det utvilsomt skjedd en reduksjon i gyte- og oppvekstarealet. Dette er imidlertid ikke like opplagt i Glomma da undersøkelser har vist at ørreten i stor grad gyter i de uregulerte sidevassdragene (Langdal & Berge 1999). Man må allikevel anta at det foregår gyting i hovedelva på noen strekninger. Allikevel kan man argumentere for at reguleringene i Glomma har medført redusert rekruttering til den fangbare delen av ørret- og harrbestandene, bl.a. på grunn av økt dødelighet på grunn av kraftverk (nedstrøms passasje gjennom turbiner) og økt tetthet av predatorfisk som gjedde i de kunstige elvemagasinerne (Museth m. fl. 2006b). I tillegg er vannføring i Glomma mellom Høyegga og Rena betydelig redusert som følge av Rendalsoverføringen, og det relative fisketrykket på denne strekningen økt etter reguleringen (Linløkken 1995, Qvenild & Linløkken 1989a, b).

I forbindelse med evalueringen av fiskeutsettingene i Søndre Rena viste Langdal m. fl. (2007) at settefisken raskt tar til seg næring etter utsetting og at tilveksten er god. Til tross for dette ble det konkludert med at utsettingene i liten grad har bidratt til å opprettholde eller øke avkastningen. Dette skyldes trolig høy dødelighet som følge av predasjon fra gjedde (Museth m. fl. 2006a; Langdal m. fl. 2007). Langdal m. fl. (2007) konkluderer med at ørretbestanden i Søndre Rena trolig er rekrutteringsbegrenset. En styrking av gytebestanden i Søndre Rena som følge av økt gjenutsetting og innføring av maksimalmål forventes å få gi positiv effekt på tettheten av stor ørret i elva og i fangstene. En ny undersøkelse på laks har konkludert med at antall gytefisk i mange av lakseelvene må økes dramatisk for å nå nye beregnede gytebestandsmål, og at dette vil få en positiv effekt på den naturlige rekrutteringen (Hindar m. fl. 2007). Langdal m. fl. (2007) konkluderte videre med at ørreten i Søndre Rena har vært overbeskattet og at bestanden nådde et bunnivå i siste halvdel av 1990-tallet. Man kan derfor forvente at den naturlige rekrutteringen vil øke som følge av en styrket gytebestand på grunn av innføring av kvoter i 2002, samt maksimalmål og strengere kvoter fra 2007-sesongen. Situasjonen i Søndre Rena kan dermed gå fra å være rekrutteringsbegrenset til å ikke være det i løpet av nærmeste fremtid. Dette betinger imidlertid at det er tilstrekkelig med gyte- og oppvekstområder. Betydningen

av tetthetsavhengige mekanismer kan derfor på sikt få større innflytelse på bestanden og grunnlaget for fiskeutsettinger kan derfor på sikt bli redusert. Mer enn 10 km av de beste gyte- og oppvekstområdene er neddemt i Søndre Rena, og i tillegg er næringspotensialet økt pga. overføringen av vann fra Glomma. Andelen stor ørret (og harr) i fangstene vil med de nye fiske-reglene sannsynligvis øke på grunn av at den lever lengre i elva som følge av gjenutsetting, men hvis fangst per innsatsenhet av små ørret øker, er dette en sterk indikasjon på at rekrutteringen i Søndre Rena har vært begrenset av antall gytefisk og ikke tilgjengelig gyte- og oppvekstareal. En interessant tilnærming hadde vært å beregne gytebestandsmål i Søndre Rena basert på metodene benyttet av Hindar m. fl. (2007), selv om det er grunnleggende forskjeller mellom laks og resident elveørret.

Situasjonen i Søndre Rena skiller seg fra Glomma ved at Rendalsoverføringen har ført til økt vannføring i Søndre Rena (økt lokal bæreevne for fiskeproduksjon) og redusert vannføring i Glomma mellom Høyegga og Rena (redusert bæreevne for fiskeproduksjon). Settefisk i Glomma ser også ut til å bruke lengre tid på å begynne å ta til seg næring enn settefisk i Søndre Rena, og tilveksten er dårligere (Langdal 2007). Langdal (2007) konkluderer med at settefisk i Glomma opplever ressursknapphet og reiser derfor betimelige spørsmål om forutsetningene for fiskeutsettinger egentlig er tilstede. Utsettingene i Glomma sør for Elverum er i liten grad evaluert, men Westly (2000) observerte generelt lav magefylling og liten tilvekst for settefisk i Glomma ved Rånåsfoss og Kongsvinger.

5.2 Er løsningen økt størrelse på settefisk?

Det er sannsynligvis stor dødelighet på settefisk etter utsetting både i Søndre Rena og Glomma, noe som er forventet ved ørretutsetting i komplekse systemer. Hovedproblemet synes imidlertid å være at settefisk bidrar lite til den fangbare delen av bestanden (Langdal m. fl. 2007). Med bakgrunn i disse funnene i Glomma og Søndre Rena, samt at gjedde spiser mye settefisk etter utsetting (Museth m. fl. 2006a) kan en ny aktuell strategi være å øke størrelsen på utsatt ørret dersom man ønsker å øke innslaget av settefisk i sportsfiskefangstene. Det er også tidligere benyttet relativt stor settefisk i Glomma og Søndre Rena (20-25 cm), men dette har tilsynelatende ikke vært tilstrekkelig størrelse for å unngå predasjon fra gjedde. Andre studier (kap. 3.5.) har vist at predasjonsrisikoen og dødeligheten på utsatt ørret kan reduseres kraftig hvis størrelsen på settefisk økes. Utsettinger av ørret med ulik alder og størrelse i en finsk regulert elv viste at stor ørret (gj.snitt 37 cm) i langt mindre grad ble spist av gjedde enn mindre ørret (gj.snitt 29 cm) (Hyvärinen & Vehanen 2004). Særlig i Søndre Rena hvor det tilsynelatende er et ressursoverskudd som settefisk kan utnytte vil større settefisk trolig øke bidraget av settefisk til fangstene betydelig. Det er imidlertid viktig å påpeke at det er størrelsesforholdet mellom settefisk og gjedde som er utslagsgivende for predasjonstrykket, og innføring av maksimalmål på gjedde i Løpsjøen med den hensikt å øke andelen stor gjedde bør revurderes for å få gevinst av økt settefiskstørrelse. Det er uansett viktig å sette ut fisken langt opp i elva slik at færrest mulig vandrer ut i Løpsjøen. Trolig må også settefiskstørrelsen være rundt 35 cm i Søndre Rena og Glomma for å få samme positive effekt som Hyvärinen & Vehanen (2004) observerte (relativt lik lengdefordeling til gjedde i dette studiet og i Søndre Rena og Glomma). Selv om utsettingene av ørret i Glomma sør for Elverum ikke er evaluert, er det nærliggende å tro ut i fra litteraturen at mye av settefisk har blitt spist av rovfisk kort tid etter utsetting. Økt størrelse på settefisk vil også her trolig bidra til økt innslag av settefisk i fangstene.

Erfaringer med utsetting av stor fisk viser at fangbarheten er stor. I Gudbrandsdalslågen viste Skurdal m. fl. (1989) at utsetting av fangbar fisk ga svært høy gjenfangstprosent. I løpet av 15 dager ble 50 % av den utsatte fisken gjenfanget, mens 90 % var gjenfanget innen 67 dager. Fisken var stasjonær og 95 % ble gjenfanget nærmere enn 1 km fra utsettingsstedet. Det er imidlertid viktig å påpeke at dette var gammel og utrangert stamfisk. Baer m. fl. (2007) viste også ved utsetting av stor settefisk at den ble raskt fisket opp, og 67-84 % av ørret fanget i elven var nylig utsatt fisk. Utsettingene førte imidlertid til at fiskeinnsatsen økte i elva. De argu-

menterte for at dette kunne føre til økt fisketrykk på villfisk, men at den korte tiden settefisk var i systemet i liten grad førte til konkurranse om næring og plass. Den genetiske innblandingen i forbindelse med gyting var derfor begrenset.

Økt størrelse på settefisk kan derfor være et nyttig skifte i kultiveringsstrategi hvis man fortsatt skal sette ut fisk i vassdraget, og vi anser det som lite trolig at dette vil øke fisketrykket på villfisk (jfr. Baer m. fl. 2007). Fiskereglene i Søndre Rena tillater ubegrenset fangst av settefisk, og basert på erfaringene fra andre steder vil trolig denne fisken fiskes opp i løpet av relativt kort tid. Fiskere som ønsker å ha med seg fisk hjem vil derfor fortsatt ha muligheten til dette. Maksimalmål på 40 cm og døgnkvote på én villfisk vil på sikt trolig gi en styrket naturlig gytebestand med positive effekter på rekrutteringen av villfisk.

Målsetningen med utsettingene i Glommavassdraget har vært å bidra til et bedre fiske, og ble iverksatt som følge av redusert avkastning og rekruttering etter vassdragsreguleringene (Qvenild & Linløkken 1989a). Utsettingene er derfor et tiltak for fremme av sportsfisket. Det bør videre reises spørsmål om fiskerne ønsker en slik forvaltningsstrategi. I og med at utsettingen gjøres for fiskernes skyld, bør holdningen til en slik strategi avdekkes gjennom en brukerundersøkelse. Fisketrykket i Søndre Rena og på strekninger av Glomma er relativt høyt (Linløkken 1995). Utsetting av fisk kan derfor være en fornuftig strategi i form av støtteutsettinger, men anses ikke å være nødvendig for å bevare bestandene. Strengere fiskereguleringer, som innført i Søndre Rena fra 2007, vil trolig ha en langt større positiv effekt på bestandsstørrelsen uansett valg av utsettingsstrategi (Eriksson m. fl. 1999). Holdningen til strenge reguleringer av fiske (kvoter, maksimalmål m.m.) vil imidlertid trolig variere mye mellom ulike grupper av fiskere, og man kan derfor vurdere en differensiert forvaltning med tanke på utsetting av fisk.

Det vil trolig være en del fiskere som ser positivt på utsetting av ørret i fangbar størrelse mens andre vil trolig mislike dette. Selv om det ikke er understøttet av empiri, kan det synes som om tilfeldig fiske med variert fiskeredskap på vilkårlige eller tilrettelagte lokaliteter gir en høyere andel settefisk i fangstene sammenlignet med den målrettede strategien som tørrfluefiskere utøver på vakende fisk. Disse forskjellene i fordelingen av vill og utsatt fisk i fangstene kan forklares ved at stor (og attraktiv) villfisk okkuperer godt egnede standplasser for matsøk. Disse standplassene vil være lett synlig som følge av vakaktiviteten under klekkeperioder og derfor være velkjente fiskeplasser for spesialiserte og lokalkjente sportsfiskerne. Konsentrasjonen av storvokst villfisk kan som følge av en hierarkisk fordeling av fisk mellom beitelokalitetene være lavere på andre elvestrekninger som den mindre lokalkjente fiskeren benytter. Dette kan medføre at sistnevnte fiskere i større grad fanger settefisk.

6 Referanser

Aarestrup, K., Jepsen, N., Koed, A. & Pedersen, S. 2005. Movement and mortality of stocked brown trout in a stream. *Journal of Fish Biology* 66; 721-728.

Aass, P. 1981. Fisk og fiskere i Hemsil 1979. Norges Vassdrags- og Energiverk. Terskelprosjektet 18; 1-50.

Aass, P. 1993. Stocking strategy for the rehabilitation of a regulated brown trout (*Salmo trutta* L.) river, *Regulated Rivers; Research & Management* 8; 135-144.

Aass, P. 1995. Ørret som settefisk. I: Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.-H. (red.). *Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag (FFT). Norges Forskningsråd*, s 138-145.

Alexander, G.R. 1979. Predators of fish in coldwater streams. I: H.R. Stroud & H. Clepper. 1979 (red.). *Predator-Prey Systems in Fisheries Management*, pp 153-170. Washington D.C.: Sport Fishing Institute.

Allen, K.R. 1969. Limitations on production in salmonid populations in streams. I: (Red. Northcote, T.G): *Symposium on Salmon and Trout in Stremas*. Institute of Fisheries, University of British Colombia, s. 3-18.

Alvarez, D. & Nicieza, A.G. 2003. Predator avoidance behaviour in wild and hatchery-reared brown trout: the role of experience and domestication. *Journal of Fish Biology*, 63(6): 1565-1577.

Anonym 1997. Forslag til kvalitetskriterier for settefisk av aure i innlandet. Innstilling fra arbeidsgruppe nedsatt av Fylkesmannen i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 4/1997, 27 sider + vedlegg.

Aprahamian, M.W., Smith, K.M., McGinnity, P., McKelvey, S. & Taylor, J. 2003. Restocking of salmonids – opportunities and limitations. *Fisheries Research* 62; 211-227.

Armstrong, J.D., Huntingford, F.A. & Herbert, N.A. 1999. Individual space use strategies of wild and juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 55; 1201-1212.

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.

Bachman, R.A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 1-32.

Baer, J., Blasel, K. & Diekmann, M. 2007. Benefits of repeated stocking with adult, hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta*, to recreational fisheries? *Fisheries Management and Ecology*, 14(1); 51-59.

Berg, S. & Jørgensen, J. 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L. of wild and hatchery origin. 1: Post –stocking mortality and smolt yield. *Journal of Fish Biology* 39; 151-169.

Bohlin, T., Dellefors, C., Faremo, U. & Johlander, A. 1994. The energetic equivalence hypothesis and the relation between population density and body size in stream-living salmonids. *American Naturalist* 143; 478-493.

- Bohlin, T., Sundström, L.F., Johnsson, J., Höjesjö, J. & Petersson, J. 2002. Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery-reared fish. *Journal of Animal Ecology* 71; 683-692.
- Borgstöm, R., Jonsson, B., L'Abée-Lund, J.H. (red.) 1995. Ferskvannsfisk – økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag" (FFT). Norges Forskningsråd. 268 s.
- Brown, C. & Laland, K. 2001. Social learning and life skills training for hatchery-reared fish. *Journal of Fish Biology* 59; 471-493.
- Brown, G.E. & Smith, J.F. 1998. Acquired predator recognition in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): conditioning hatchery-reared fish to recognize chemical cues of a predator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55; 611-617.
- Brown, R.S., Power, G. & Beltaos, S. 2001. Winter movements and habitat use of riverine brown trout, white sucker and common carp in relation to flooding and ice-break-up. *Journal of Fish Biology* 59; 1126-1141.
- Bujold, V., Cunjak, R.A., Dietrich, J.P. & Courtemanche, D.A. 2004. Drifters versus residents: assessing size and age differences in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, 273-282.
- Bunt, C.M., Cooke, S.J., Katopodis, C. & McKinley, R.S. 1999. Movements and summer habitat of brown trout (*Salmo trutta*) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. *Regulated Rivers; Research & Management* 15; 395-403.
- Burrell, K.H., Isely, J.J., Bunnell, D.B., Van Lear, D.H. & Dolloff, C.A. 2000. Seasonal movements of brown trout in a southern Appalachian river. *Transactions of the American Fisheries Society* 129; 1373-1379.
- Cada, G.F. 1998. Fish passage mitigation at hydroelectric projects in the United States. I: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. 1998 (red.). *Fish Migration and Fish Bypasses: Proceedings of the Symposium*. Vienna, Austria: Fishing News Book, s. 208-219.
- Cada, G.F. 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26; 14-26.
- Cattanéo, F., Lamouroux, N., Breil, P. & Capra, H. 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta* L.) population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59; 12-22.
- Chadwick, E.M.P. 1985. Fundamental research problems in the management of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in Atlantic Canada. *Journal of Fish Biology* 27; 9-25.
- Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. *American Naturalist* 100; 345-357.
- Clady, M.D. 1973. A competition and fish cultural study of rainbow trout – a literature review. Oregon State Game Commission Project No. F-94-R-1. Oregon State Wildlife Commission, Portland, Oregon.
- 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.

Cooper, E.L. 1952. Returns from plantings of legal-sized brook, brown and rainbow trout in the Pigeon River, Otsego County, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 82; 265-280.

Cowx, I.G. 1994. Stocking strategies. Fisheries Management & Ecology 1; 15-31

Cowx, I.G. 1999. An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constraints. Fisheries Management and Ecology 6; 21-34.

Cresswell, R.C. 1981. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters – a review. Journal of Fish Biology 18; 429-442.

Cresswell, R.C. & Williams, R. 1982. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters; effect of time and method of stocking. Fisheries Management 13; 97-103.

Cucherousset, J., Ombredane, D., Charles, K., Marchand, F. & Baglinière, J.-L. 2005. A continuum of life history tactics in a brown trout (*Salmo trutta* L.) population. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62; 1600-1610.

Dannewitz, J., Petersson, E., Prestegard, T. & Järvi, T. 2003. Effects of sea-ranching and family background on fitness traits in brown trout *Salmo trutta* reared under near-natural conditions. Journal of Applied Ecology 40; 241-250.

Dellefors, C. & Johnsson, J.I. 1995. Foraging under risk of predation in wild and hatchery-reared sea trout (*Salmo trutta* L.). Nordic Journal of Freshwater Research 70; 31-37.

Direktoratet for Naturforvaltning 1991. Forslag til kultiveringsstrategi for anadrom laksefisk og innlandsfisk. Direktoratet for Naturforvaltning. Rapport 8, 1-48

Dötterer, M., Wabakken, P., Zimmermann, B., Christensen, H., Maartmann, E., Omland, M., Johansen, T. & Arnemo, J. 2004. Prosjekt innlandsoter. Utbredelse og bestandsutvikling i Hedmark fylke 1901 – 2002. Høgskolen i Hedmark. Oppdragsrapport nr. 1-2004. 42 s.

Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. 1980. Survival and growth of salmon, *Salmo salar* (L.) planted in a Scottish stream. Journal of Fish Biology 16; 565-584.

Einum S. & Fleming, I.A. 2001. Implications of stocking: ecological interactions between wild and released salmonids. Nordic Journal of Freshwater Research 75; 56-70.

Elliot, J.M. 1975. Weight of food and time required to satiate brown trout (*Salmo trutta*). Freshwater Biology 5; 51-64

Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*, in a lake District stream, 1966-1983. Journal of Animal Ecology 53; 327-350.

Elliott, J.M. 1986. Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout (*Salmo trutta* L.) in a Lake District stream. Journal of Animal Ecology 55; 907-922.

Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, 286 s.

Eriksson, T., Nordwall, F. & Näslund, I. 1999. Beskatning av fiskbestånd i strömvatten – fiskar vi för mycket? I: Näslund, I. 1999 (red.). Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Fiskeriverkets försöksstation, Kälarne, s. 243-266.

Ersbak, K. & Haase, B.L. 1983. Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stream-stocked brown trout. *North American Journal of Fisheries Management* 3; 142-151.

Fernoe, A. & Järvi, T. 1998. Domestication genetically alters the antipredator behaviour of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) – a dummy predator experiment. *Nordic Journal of Freshwater Research* 74; 95-100.

Finstad, B., Iversen, M. & Ugedal, O. 1996. Smoltifisering hos laks og sjøørret: effekt av ulike produksjonsregimer og transport. I: Erlandsen, A.H. (red.). *Fiskesymposiet 1996*. EnFo-rapport nr. 128.

Fleming, I.A. & Gross, M.R. 1993. Breeding Success of Hatchery and Wild Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Competition. *Ecological Applications* 3; 230-245.

Giroux, F., Ovidio, M., Philippart, J.-C. & Baras, E. 2000. Relationship between the drift of macroinvertebrates and the activity of brown trout in a small stream. *Journal of Fish Biology* 56; 1370-1381.

Gowan, C., & Fausch, K.D. 1996. Mobile brook trout in two high-elevation Colorado streams: re-evaluating the concept of restricted movement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53; 1370-1381.

Gowan, C., Young, M.K., Fausch, K.D. & Riley, S.C. 1994. Restricted movement in stream salmonids: a paradigm lost? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51; 2626-2637.

Grant, J.W.A. & Kramer, D.L. 1990. Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47; 1724-1737.

Grant, J.W.A., Steingrímsson, S.O., Keeley, E.R. & Cunjak, R.A. 1998. Implications of territory size for the measurement and prediction of salmonid abundance in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55; 181-190.

Ham, K.D. & Pearson, T.N. 2000. Can reduced salmonid population abundance be detected in time to limit management impacts? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 17-24.

Hansen, M.M. & Loeschcke, V. 1994. Effects of releasing hatchery-reared brown trout to wild trout populations. I: V. Loeschcke, J. Tomiuk & S. K. Jain (red.). *Conservation Genetics*. Basel: Birkhäuser-Verlag, s. 273-289.

Harcup, M.F., Williams, R. & Moring, J.R. 1984. Movements of brown trout, *Salmo trutta* L., in the River Gwyddon, South Wales. *Journal of Fish Biology* 24; 415-426.

Hart, P. & Hamrin, S. F. 1988. Pike as a Selective Predator - Effects of Prey Size, Availability, Cover and Pike Jaw Dimensions. *Oikos* 51; 220-226.

Hazard, A.S. & Shetter, A.D. 1939. Results of experimental plantings of legal-sized brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo irideus*). *Transactions of the American Fisheries Society* 119; 825-835.

Healey, M.C. & Reinhardt, U. 1991. The effectiveness of training hatchery raised Chinook and Coho salmon to avoid predators. Contract Report, Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver, B.C.

Hegge, O., Hesthagen, T. & Skurdal, J. 1993. Juvenile Competitive Bottleneck in the Production of Brown Trout in Hydroelectric Reservoirs Due to Intraspecific Habitat Segregation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8; 41-48.

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; 1163-1172.

Heggenes, J. & Borgstrøm, R. 1988. Effect of mink, *Mustela vison*, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology* 33; 885-894.

Heggenes, J., Skaala, Ø., Borgstrøm, R. & Igland, O.T. 2006. Minimal gene flow from introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) after 30 years of stocking. *Journal of Applied Ichthyology*, 22; 119-124.

Hèland, M. 1999. Social organization and territoriality in brown trout juveniles during ontogeny. I: Baglinière, J.L. & Maisse, G. 1999 (Red.). *Biology and ecology of the brown trout and sea trout*. Berlin: Springer-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries, 115-143.

Hesthagen, T. 1988. Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in northern Norway. *Journal of Fish Biology* 32; 639-653.

Hickley, P. & Aprahamian, M.W. 2000. Fisheries science and the management imperative. I: Cowx, I.G. (Red.). *Management and Ecology of River Fisheries*. Fishing News Books, London, s. 346-360.

Hindar, K., Diserud, O.H., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. - NINA Rapport 226. 78 s.

Hindar, K. & Kvaløy, K. 2003. Genetiske undersøkelser av ørret fra Mistra og Søndre Rena i Glommavassdraget. NINA Minirapport 41, 7 s.

Hindar, K., Ryman, N. & Utter, F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48; 945-957.

Holmlund, C.M. & Hammer, M. 2004. Effects of fish stocking on ecosystem services: An overview and case study using the Stockholm archipelago. *Environmental Management* 33: 799-820.

Hume, J.M.B. & Parkinson, E.A. 1987. Effect of stocking density on the survival, growth and dispersal of steelhead trout fry (*Salmo gairdneri*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 44; 271-281.

Höjesjö, J., Økland, F., Sundström, L.F., Petterson, J. & Johnsson, J.I. 2007. Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology* 70; 257-268.

Hyvarinen, P. & Vehanen, T. 2004. Effect of brown trout body size on post-stocking survival and pike predation. *Ecology of Freshwater Fish* 13; 77-84.

Jacobsen, L. 2005. Otter (*Lutra lutra*) predation on stocked brown trout (*Salmo trutta*) in two Danish lowland rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 14(1): 59-68.

- Jenkins, T.M. (jr.) 1969. Social structure, position choice and micro distribution of two trout species (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) resident in mountain streams. *Animal Behaviour Monograph* 2; 57-124.
- Jepsen, N., Pedersen, S. & Thorstad E. 2000. Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regulated Rivers: Research & Management* 16; 189-198.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland, F. & Rasmussen, G. 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during a seaward migration. *Hydrobiologia* 371/372; 347-353.
- Johnsen, B.O. 1990. Transportforsøk med ensomrig settefisk. Effekter på gjenfangst og tilvekst. NINA Oppdragsmelding 112; 1-24.
- Johnsen, B.O. 1995. Settefiskene greier seg. I: Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.-H. (red.). Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak I norske vassdrag (FFT). Norges Forskningsråd, s. 157-161.
- Johnsen, S. 2006. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland - Fagrapport 2005. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2/06.
- Johnsen, S. & Hesthagen T. 2004. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland - Fagrapport 2003. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 3/04, 57 s.
- Jonsson, J.I., Petersson, E., Jönsson, E., Järvi, T. & Björnsson, B.T. 1996. Domestication and growth hormone alter anti-predator behaviour and growth patterns in juvenile brown trout, *Salmo trutta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53; 1546-1554.
- Jonsson, S., Brännäs, E. & Lundqvist, H. 1999. Stocking of brown trout, *Salmo trutta* L.: effects of acclimatization. *Fisheries Management and Ecology* 6; 459-473.
- Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*S. trutta* L.). *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 39; 55-98.
- Kanayama, Y. 1968. Studies of the conditioned reflex in lower vertebrates. X: Defensive conditioned reflex of chum salmon fry in a group. *Marine Biology* 2; 77-87.
- Kanid'hev, A.N., Kostyunin, G.M. & Salmin, S.A. 1970. Hatchery propagation of the pink and chum salmon as a means of increasing the salmon stocks of Sakhalin. *Journal of Ichthyology* 10; 249-259.
- Kennedy, G.J.A. & Strange, C.D. 1980. Population changes after two years of salmon (*Salmo salar*) stocking in upland trout (*Salmo trutta*) streams. *Journal of Fish Biology* 17; 577-586.
- Kraabøl, M. 2006. Gytebiologi hos Hunderørret I Gudbrandsdalslågen nedenfor Hunderfossen kraftverk. NINA Rapport 217.
- Kraabøl, M., Arnekleiv, J.V. & Museth, J. 2007. Temporal segregation in downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelt and smolt populations in a regulated river. Submitted paper presented at the 7th International Symposium on Fish Telemetry, Silkeborg, Denmark (in review).

Kreivi, P., Moutka, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Huhta, A. & Meissner, K. 1999. Diel feeding periodicity, daily ration and prey selectivity in juvenile brown trout in a subarctic river. *Journal of Fish Biology* 55; 553-571.

L'Abée-Lund, J.H. 1991. Fiskeutsettinger - et reelt forsterkningstiltak? *Fauna* 44; 173-180

L'Abée-Lund, J.H. 1994. Fiskeutsettinger som tiltak for å styrke bestanden. I: Erlandsen A.H. (red.) 1994. Fiskesymposiet 1994. Energiforsyningens fellesorganisasjon. s. 235-244.

Lahti, K., Laurila, A., Enberg, K. & Piironen, J. 2001. Variation in aggressive behaviour and growth rate between populations and migratory forms in the brown trout (*Salmo trutta* L.). *Animal Behaviour* 62; 935-944.

Langdal, K. 2007. Settefisker i Glomma – en evaluering av effekter. Høgskolen i Hedmark. Rapport i trykk.

Langdal, K. & Berge O. 1999. Movement patterns of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated inland river system, south-eastern Norway. I: Moore A. & Russell I. (red.). *Advances in Fish Telemetry*. CEFAS, Lowesoft. s. 165.

Langdal, K., Berge, O. & Borgerås 2007. Settefisker i Søndre Rena – en evaluering av effekter. Høgskolen i Hedmark, rapport nr. 2, 47 s.

Lackey, R.T. 1994. Ecological risk assessment. *Fisheries* 19; 14-18.

Lewin W.C., McPhee, D.P. & Arlinghaus, R. 2007. Biological impacts of recreational fishing resulting from exploitation, stocking and introduction. I: Aas, Ø. (red.) *Global challenges in recreational fisheries*. Blackwell Publishing, Oxford. s. 75-92.

Linløkken, A. 1995. Angling pressure, yield and catch per effort of grayling, *Thymallus thymallus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., on the rivers Glomma and Rena, south-eastern Norway. *Fisheries Management and Ecology* 2; 249-262.

Lobón-Cerviá, J. 2003. Spatiotemporal dynamics of Brown trout (*Salmo trutta* L.) production in a Cantabrian stream: Effects of density and habitat quality. *Transactions of the American Fisheries Society* 132; 621-637.

Maynard, D. J., Flagg, T. A. & Mahken, C. V. W. 1995. A review of seminatural culture strategies for enhancing the postrelease survival of anadromous salmonids. *American Fisheries Society Symposium* 15; 307-314.

Maynard, D.J., McDowell, G.C., Tezak, E.P. and Flagg, T.A. 1996. Effect of diets supplemented with live food on the foraging behavior of cultured Chinook salmon. *Prog. Fish-Cult.* 58; 187-191.

Marshall, T.L., Farmer, G.J. & Cutting, R.E. 1994. Atlantic salmon initiatives in Scotia.Fundy region, Nova Scotia and New Brunswick. I: Calabi, S. & Stout, A. (Red.). *Proceedings of the New England Salmon Management Conference on a hard look at some tough issues*. New England Salmon Association, Silver Quill Brook, Camden, ME, s 116-123.

McNeil, W.J. 1991. Expansion of cultured Pacific salmon into marine ecosystems. *Aquaculture* 98; 173-183.

Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. Norges Vassdrags- og Energiverk. *Kraft og Miljø* 10; 1-120.

- Millinski, M. 1993. Predation risk & feeding behaviour. I: Pitcherm T.J. (red.). Behaviour of Teleost Fishes. London, Chapman & Hall. s. 285-305.
- Milner, N.J., Elliott, J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, R., Welton, J.S. & Ladle, M. 2003. The natural control of salmon and trout populations in streams. Fisheries Research 62; 111-125.
- Mortensen, E. 1977. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish brook. Journal of Fish Biology 10; 23-33.
- Museth, J. & Qvenild, T. 2001. Utsetting av ørret i Nedgardsjøen 1996-1999: Tilvekst, diett og merketap. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 10/2001, 25 s.
- Museth, J., Sandlund, O. T., Brandrud, T. E., Kjellberg, G., Løvik, J. E., Reitan, O., Taugbøl, T. & Aanes, K. J. 2006a. Elvemagasinet Løpsjøen i Søndre Rena. Undersøkelser av vegetasjon, dyreplankton, bunndyr, fisk og fugl 35 år etter etablering - NINA Rapport 168. 54 pp.
- Museth, J., Sandlund, O.T., Brandrud, T.E. m. fl. 2006b. Effekter av reguleringsdammer i store elver. I: Sandlund, O.T., Hovik, S., Selvik, J. R., Øygarden, L. & Jonsson, B. 2006 (red.) 2006. Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag. – NINA Temahefte 35: 34-46.
- Näslund, I. 1992. Survival and distribution of pond- and hatchery-reared 0+ brown trout, *Salmo trutta* released in a Swedish stream. Aquatic Fisheries & Management 23; 477-488.
- Nilsson, P.A. and Brönmark, C. 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. Oikos, 88(3); 539-546.
- Olla, B. L., Davis, M. W., Ryer, C. H. 1992 a. Foraging and predator avoidance in hatchery-reared Pacific salmon: achievement of behavioural potential. I: Thorpe, J.E. & Huntingford, F.A. (Red.), World Aquaculture Workshops Number 2: The Importance of Feeding Behaviour for the Efficient Culture of Salmonid Fishes. Baton Rouge, L.A: World Aquaculture Society, s. 5-12.
- Olla, B.L., Davis, M.W. & Shreck, C.B. 1992 b. Comparison of predator avoidance capabilities with corticosterone levels induced by stress in juvenile coho salmon. Transactions of the American Fisheries Society 121; 544-547.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffeaux, D., Birtles, C. & Philippart, J.-C. 1998. Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta*) in the Belgian Ardennes. Hydrobiologia 372; 263-274.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffeaux, 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.
- Paszkowski, C. A., Olla, B. L. 1985. Foraging behavior of hatchery-produced coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolts on live prey. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42; 1915-1921.
- Pearsons, T.N. & Hopley, C.W. 1999. A practical approach for assessing ecological risks associated with fish stocking programs. Fisheries 24; 16-23.
- Petersson, E., Järvi, T., Olsén, H., Mayer, I. & Hedenskog, M. 1999. Male-male competition and female choice in brown trout. Animal Behaviour 57; 777-783.
- Pickering, A.D., Pottinger, T.G. & Christie, P. 1982. Recovery of brown trout, *Salmo trutta* L. from acute handling stress: a time course study. Journal of Fish Biology 20; 229-244.

Postle, M. & Moore, L. 1996. Economic evaluation of recreational fisheries. I: Hickley, P & Tompkins, H. (red.). *Recreational Fisheries: Social, Economic and Management Aspects*. Fishing News Books, London, s. 184-199.

Qvenild, T. 2007. Glommaprosjektet – årsmelding 2006. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/2007.

Qvenild, T. & Linløkken, A. 1989a. Glomma - fisk og reguleringer. Glommaprosjektet, sluttrapport, 62s.

Qvenild, T. & Linløkken, A. 1989b. Beregning av settefiskpålegg i Glomma. Glommaprosjektet, rapport nr. 8, 22 s.

Reimchen, T.E. & Temple, N.F. 2004. Hydrodynamic and phylogenetic aspects of the adipose fin in fishes. *Canadian Journal of Zoology* 82; 910-916.

Reiriz, L., Nicieza, A.G. & Brana, F. 1998. Prey selection by experienced and naive juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 53; 100-114.

Reisenbichler, R.R. & Rubin, S.P. 1999. Genetic changes from artificial propagation of Pacific salmon affect the productivity and viability of supplemented populations. *ICES Journal of Marine Sciences* 56; 459-466.

Rivinoja, P. 2005. Migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Brown trout (*S. trutta*) smolt at regulated areas in two northern Swedish rivers. I: Rivinoja, P. 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in flow regulated rivers. Doctoral Thesis No. 2005: 114. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.

Robertson, L., Thomas, P., Arnold, C.R. & Trant, J.M. 1987. Plasma cortisol and secondary stress responses of red drum to handling, transport, rearing density and a disease outbreak. *Prog. Fish. Cult.* 1; 1-12.

Robertson, L., Thomas, P. & Arnold, C.R. 1988. Plasma cortisol and secondary stress responses of red drum (*Sciaenops ocellatus*) to several transportation procedures. *Aquaculture* 68; 115-130.

Ruzzante, D.E., Hansen, M.M., Meldrup, D. & Ebert, K.M. 2004. Stocking impact and migration pattern in an anadromous brown trout (*Salmo trutta*) complex: where have all the stocked spawning sea trout gone? *Molecular Ecology* 13; 1433-1445.

Saura, A., Mikkola, J. & Ikonen, E. 1990. Re-introduction of salmon, *Salmo salar* (L.) and sea trout, *Salmo trutta* (L.), to the Vantaanjoki River Finland. I: van Densen, W.L.T., Steinmetz, B. & Huges, R.H. (Red.). *Proceedings of the Symposium Organized by the European Inland Fisheries Advisory Commission on Management of Freshwater Fisheries*, Göteborg, Sweden, 31. mai-3. juni 1988. Pudoc, Wageningen, s. 127-136.

Shepherd, J. & Bromage, N. 1992. *Intensive Fish Farming*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, s. 198-203.

Shively, R.S., Poe, T.P. & Sauter, S.T. 1996. Feeding response by northern squawfish to a hatchery release of juvenile salmonids in the Clearwater River Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society* 125; 230-236.

Skaala, O., Jorstad, K.E. & Borgstrøm, R. 1996. Genetic impact on two wild brown trout (*Salmo trutta*) populations after release of non-indigenous hatchery spawners. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53; 2027-2035.

- Skurdal, J., Hegge, O. & Hesthagen, T. 1989. Exploitation rate, survival and movements of brown trout (*salmo trutta* L.) stocked at takeable size in the regulated rivers Lågen and Otta, southern Norway. *Regulated Rivers: Research & Management* 3; 247-253.
- Smirnov, B.P., Chebanova, V.V. & Vedenskaya, T.V. 1994. Adaption of hatchery-raised chum salmon, *Oncorhynchus keta*, and Chinook salmon, *O. tshawytscha*, to natural feeding and effects of starvation. *J. Ichthyol.* 34; 96-106.
- Solomon, D.J. & Tempelton, R.G. 1976. Movements of brown trout, *Salmo trutta* L., in a chalk stream. *Journal of Fish Biology* 9; 411-423.
- Solomon, D.J. 1985. Salmon stock and recruitment, and stock enhancement. *Journal of Fish Biology* 27; 45-58.
- Sosiak, A.J., Randall, R.G. & McKenzie, A.J. 1979. Feeding by hatchery-reared and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in streams. *J. Fish. Res. Board Can.* 36; 1408-1412.
- Specker, J.L. & Schreck, C.B. 1980. Stress responses to transportation and fitness for marine survival of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37; 765-769.
- Strange, R.J., Schreck, C.B. & Golden, J.T. 1977. Corticoid stress responses to handling and temperature in salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 106; 213-217.
- Strange, R.J. & Schreck, C.B. & Erwing, R.D. 1978. Cortisol concentrations in confined juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Transactions of the American Fisheries Society* 107; 812-819.
- Subosvki, M.D. & Templeton, J.J. 1989. Life skills training for hatchery fish: social learning and survival. *Fisheries Research* 7; 343-352.
- Sundström, L.F. & Johnsson, J.I. 2001. Experience and social environment influence the ability of young trout to forage on live novel prey. *Animal Behaviour* 61; 249-255.
- Sundström, L.F., Lohmus, M. & Johnsson, J.I. 2003. Investment in territorial defence depends on rearing environment in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 54; 249-255.
- Sundstrom, L.F., Bohlin, T. & Johnsson, J.I. 2004. Density-dependent growth in hatchery-reared brown trout released into a natural stream. *Journal of Fish Biology* 65; 1385-1391.
- Symons, E.K. 1969. Greater dispersal of wild compared with hatchery-reared juvenile Atlantic salmon released in streams. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 26; 1867-1876.
- Thompson, R.B. 1966. Effects of predator avoidance conditioning on the post-release survival rate of artificially propagated salmon. Ph.D.-thesis, University of Washington, Seattle, Washington.
- Utter, F.M., Seeb, J.E., Seeb & L.W. 1993. Complementary uses of ecological and biochemical genetic data in identifying and conserving salmon populations. *Fisheries Research* 18; 59-76.
- Vehanen, T. 1997. Fish and fisheries in large regulated peaking-power river reservoirs in northern Finland, with special reference to the efficiency of brown trout and rainbow trout stocking. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13; 1-11.

Vincent, R. E. 1987. Effects of stocking catchable-size hatchery rainbow trout on two wild trout species in the Madison River and O'Dell Creek, Montana. *North American Journal of Fisheries Management* 7; 91-105.

Vøllestad, L.A. & Hesthagen, T. 2001. Stocking of Freshwater Fish in Norway: Management Goals and Effects. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75; 143-152.

Waples, R.S. 1999. Dispelling some myths about hatcheries. *Fisheries* 24; 12-21.

Watt, W.D. & Penney, G.H. 1980. Juvenile salmon survival in the Saint John River System. *Canadian Technological Report on Fisheries and Aquatic Sciences* 939; 1-13.

Weber, E.D. & Fausch, K.D. 2003. Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: differences in biology and evidence for competition. *Canadian Journal of Aquatic Science* 60; 1018-1036.

Weiss, S. & Schmutz, S. 1999. Response of resident brown trout, *Salmo trutta* L., and rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), to the stocking of hatchery-reared brown trout. *Fisheries Management and Ecology* 6; 365-375.

Welcomme, R.L. 1998. Evaluation of stocking and introductions as management tools. I: Cowx, I.G. (red.). *Stocking and introduction of fish*, Oxford, s. 397-413,

Welcomme, R.L. 2001. *Inland Fisheries Ecology and Management*. Fishing News Books, Oxford, 358 s.

Welcomme, R.L. & Bartley, D.M. 1998. Current approaches to the enhancement of fisheries. *Fisheries Management & Ecology*; 527-547.

Westly, T. 2000. Korttidsstudier av karoppdrettet ørret (*Salmo trutta* L.) utsatt på to lokaliteter i Glomma, med hovedvekt på gjenfangst, ernæring og vekst. Hovedfagsavhandling, Universitetet i Oslo.

White, R.J., Karr, J.R. & Nehlsen, W. 1995. Better roles for fish stocking in aquatic resource management. *American Fisheries Society Symposium* 15; 527-547.

Wilson, J.W., Giorgi, A.E. & Stuehrehrenber, L.C. 1991. A method for estimating spill effectiveness of passing juvenile salmon and its application at Lower Granite Dam on the Snake River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48; 1872-1876.

Young, M.K. 1994. Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. *Canadian Journal of Zoology* 72; 2078-2083.

Young, M.K. 1999. Summer diel activity and movement of adult brown trout in high-elevation streams in Wyoming, USA. *Journal of Fish Biology* 54; 181-189.

Østerdalsskjønnet 1974. Ekspropriasjonsskjønn i anledning av delvis overføring av Glomma til Rendalen og regulering av Savalen og Unndalen m.v. Del L. Fisket i Renavassdraget.

NINA Rapport 307

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1871-9



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no