

TEMARAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

NR 2

Prognoser for lakseinnsig,
regnbueørret og klimaendringer:
utfordringer for forvaltningen



TEMARAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 2

Prognoser for lakseinnsig,
regnbueørret og klimaendringer:
utfordringer for forvaltningen

RAPPORTEN REFERERES SOM

Anon. 2011. Prognoser for lakseinnsig, regnbueørret og klimaendringer: utfordringer for forvaltningen.

Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 45 s.

Trondheim oktober 2011

ISSN: 1891-5302

ISBN: 978-82-93038-07-8

RETTIGHETSHAVER

© Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

REDAKSJON

Eva B. Thorstad, Bjørn Barlaup & Torbjørn Forseth

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

NØKKELOORD

Laks - *Salmo salar* - regnbueørret - *Oncorhynchus mykiss* - introdusert art - klimaendringer - adaptiv forvaltning - prognoser

Sammendrag

Anon. 2011. Prognoser for lakseinnsig, regnbueørret og klimaendringer: utfordringer for forvaltningen. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 45 s.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har fått i oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) å 1) gjøre rede for utfordringer i forbindelse med regulering av fisket; adaptiv forvaltning og prognoser og vurdere midtsesongevaluering som alternativ, 2) vurdere hva prognoser for klimaendringer kan medføre av utfordringer for lakseforvaltningen, og 3) vurdere utfordringer knyttet til regnbueørret i naturen.

Prognoser for lakseinnsig og adaptiv forvaltning

Basert på en gjennomgang av ulike prognoseverktøy konkluderer Vitenskapelig råd for lakseforvaltning med at de eksisterende prognosemodellene for innsig av laks har for stor usikkerhet og for lav prediktiv verdi til at de bør brukes som sentralt element i det faglige grunnlaget for fiskereguleringene, selv om de kan brukes som støtte for retningen og nivåene på reguleringene. Slik den best utviklede modellen (utviklet av ICES arbeidsgruppe) er bygd opp, vil den ikke kunne forutsi større endringer i produktivitet på grunn av store og raske endringer i sjøoverlevelsen.

Mer adaptive forvaltningsmodeller basert på utvidet kunnskapsinnhenting fra fiskeriene framstår som et godt alternativ. Vitenskapsrådet anbefaler at det utredes videre hvordan kilenotstasjoner langs ytre kyst, midtsesongevaluering i både sjø- og elvefisket og sentral innrapportering fra tellesystemer for oppvandring i vassdrag kan brukes som grunnlag for justering av beskatningstrykk underveis i fiskesesongen, og hvordan ettersesongevalueringer basert på slik informasjon kan inngå i rådgivingen for fiskereguleringene. Grunnlaget for adaptiv forvaltning kan bedres dersom det etableres rapporteringssystemer som sikrer at fangsstatistikken blir raskere tilgjengelig enn i dag.

Klimaendringer

Klimaforhold påvirker alle faser av laksens liv gjennom endringer i temperaturforhold, nedbørsforhold, vannkvalitet, andre miljøfaktorer og økosystemer. Kunnskapen om hvordan ulike klimafaktorer påvirker laks i ferskvannfasen er omfattende, mens det finnes mindre kunnskap om den marine fasen. Det finnes per i dag ikke gode prognoser eller scenario for framtid utviklingen av laksebestandene som inkluderer klimaeffekter i marin fase.

Selv om mange av trekkene hos laks som påvirkes av klimavariabeler i ferskvann og sjøen er plastiske og kan endres raskt som respons på miljøendringer, så har mange av trekkene også arvelige komponenter som kan endres gjennom seleksjon. De største usikkerhetene i å forutsi effekter av klimaendringer er knyttet til lite kunnskap om hvordan klimaendringene på lengre sikt vil medføre genetiske og økologiske tilpasning hos de ulike laksebestandene. Siden laksebestander er genetisk forskjellige, og dessuten vil oppleve ulike klimaendringer, er det sannsynlig at ulike bestander vil respondere ulikt på klimaendringer.

Som en føre-var-tilnærming bør det legges vekt på ta vare på genetisk variasjon og genetiske tilpasninger, og minimere introduksjoner som kan redusere bestandenes genetiske variasjon og integritet og dermed deres evne til raskt å tilpasse seg miljøendringer. Innslaget av rømt

oppdrettslaks kan bidra til å gjøre villaksbestandene mindre robuste til å møte klimaendringer ved forringelse av deres genetiske variasjon og integritet. Utsettinger av klekkeriprodusert laks kan i noen tilfeller også redusere bestandenes evne til å tilpasse seg miljøendringer.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har oppsummert føre-var-baserte råd om tilpasninger av lakseforvaltningen til klimaendringer:

1. Tyngdepunktet for utbredelsen av laks vil trolig forskyves nordover slik at Norge i enda større grad enn i dag vil forvalte en stor del av verdens laksebestander, og at ansvaret for å ta vare på arten i enda større grad kommer til å hvile på Norge.
2. Økt dødelighet i sjøen som et resultat av klimaendringer er en utfordring for forvaltningen fordi det er vanskelig å sette inn målrettede tiltak. Forvaltningsstrategier som maksimerer naturlig smoltproduksjonen i ferskvann vil imidlertid bidra til å styrke laksebestander, selv om hovedproblemet for bestanden skulle være i sjøfasen. Sterke smoltårsklasser bidrar til at flere gytefisk kommer tilbake, og i perioder med lav sjøoverlevelse er det viktigere enn noen gang å styrke bestandene i ferskvann.
3. Langtidsutviklingen i laksebestandene vil i stor grad avhenge av bestandenes tilpasningsevne. Det er derfor avgjørende at bestandenes genetiske integritet og genetiske variasjon bevares slik at råmateriale for evolusjonær endring bevares. Klimaendringene forsterker således betydningen av at:
 - a. Innblandingen av rømt oppdrettsfisk reduseres til ikke-skadelige nivå,
 - b. kultiveringsutsettinger kommer innenfor trygge genetiske, økologiske og sykdomsmessige rammer, og
 - c. den effektive bestandsstørrelsen holdes nær maksimum gjennom reguleringer av fiske og andre tiltak som sikrer tilstrekkelig antall gytefisk, samt at variasjonen i livshistorie opprettholdes.
4. I regulerte vassdrag bør det fokuseres på strategier for bruk av de nye vannressursene (økt nedbør i deler av landet) som kommer laksen til gode. Dette er særlig aktuelt i de mange vilkårsrevisjonene som sannsynligvis kommer opp i årene som kommer. Tiltak knyttet til vannføring, men også fysiske tiltak i vassdragene, bør både ha økt produksjon og bevaring av livshistorievariasjon som mål.
5. Gytebestandsmålene bør justeres opp i takt med mulig økt bærekapasitet i vassdragene.
6. Problemområdene knyttet til infeksjonspress fra lakselus i oppdrett (kortere generasjonstid - større produksjon av lakselus) vil utvides nordover i takt med tidligere og økt oppvarming av fjordområdene og kysten. Dette bør tas hensyn i arealplanleggingen i lakseoppdrett.
7. Tålegrensen for lakselus, i form av antall lakselus per smolt, vil reduseres der smoltstørrelsen avtar som følge av økt vekst og lavere smolalder. Dette vil ha betydning for grenseverdier for lakselus i lakseoppdrett. Mindre smolt vil også svømme saktere ut fjordene og påvirke tidspunkt og varighet for tiltak i oppdrett. Tidligere smoltutvandring kan også gjøre at tidspunkt for tiltak bør justeres.

Regnbueørret

Regnbueørret er en stillehavslaks. Gjennom utsettinger i til sportsfiskeformål og rømminger fra både kultiveringsanlegg og akvakultur er arten spredt til nær samtlige kontinent, og også til Norge. I dag foregår det en liten produksjon av regnbueørret i ferskvann, og en betydelig produksjon i sjøen (til sammen 75 000 tonn i 2009). Hovedproduksjonen foregår i Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Nordland. For perioden 1993-2010 ble det rapportert om rømming av ca 10 000-300 000 fisk årlig. Regnbueørret er kategorisert som en høyrisiko art i

norsk svarteliste for innførte arter, fordi den som invaderende art er vurdert å kunne ha negative effekter på naturlig biologisk mangfold.

Regnbueørret kan påvirke stedegne arter gjennom konkurranse om næring, gyte- og oppveksthabitat, predasjon, oppgraving av gytegroper, hybridisering og overføring av sykdommer og parasitter. Siden ørret og laks gyter sent om høsten og regnbueørreten normalt gyter om våren, er det fare for at regnbueørret graver opp egg som er gytt foregående høst. Det er kjent fra krysningsforsøk at regnbueørret kan hybridisere og få levedyktig avkom med ørret og laks, men det vurderes som lite sannsynlig at slik hybridisering skal forekomme under naturlige forhold.

Flytting av fisk er den viktigste spredningsmåten for infektive organismer hos fisk. Det er få kjente introduksjoner av infeksjoner som følge av innførslene av regnbueørret til Europa. En videre flytting av regnbueørret innen Europa kan bidra til å spre infektive organismer. Et eksempel er spredningen av *Gyrodactylus salaris* til Drammenselva og Lierelva, som trolig kan forklares med rømt smittet regnbueørret fra oppdrettsanlegg. Per mai 2011 er *G. salaris* utryddet fra alle infiserte regnbueørretanlegg i Norge. Rømt regnbueørret kan ha til dels høye nivå av lakselus. Det er rimelig å anta at rømt regnbueørret i enkelte år kan gi et vesentlig bidrag til produksjonen av lakseluslarver i områder med mye rømt regnbueørret.

I løpet av de siste tiår har produksjonen av regnbueørret økt betydelig i norske oppdrettsanlegg. Dette har ført til en betydelig økning i antall rømte fisk, og mange vandrer opp i elvene. Regnbueørret har en rekke biologiske likhetstrekk med norske stedegne arter av laksefisk. Så langt er det få eksempler på naturlig rekruttering i norske elver, og den rømte fisken synes i liten grad å konkurrere med stedegen fisk. Imidlertid er rømt fisk en kilde til overføring av patogener og parasitter, noe som er en trussel mot stedegne arter.

Ved et vedvarende høyt antall rømte fisk er det en økende fare for at regnbueørret etablerer seg i norske vassdrag, siden sannsynligheten for etablering øker med økende antall regnbueørret som over flere år vandrer opp i den samme elva. Videre har avkom som stammer fra naturlig reproduksjon trolig økt evne til etablering. Dermed kan det bygges opp en selvreproduserende bestand, som igjen kan fungere som en kilde til spredning og en rekke nyetableringer. Det finnes en rekke eksempler fra andre innførte arter hvor lang tids tilstedeværelse uten reproduksjon har blitt etterfulgt av vellykket reproduksjon og rask spredning og kolonisering over større områder. Regnbueørreten kan dessuten være sjøvandrende, og har derfor et stort potensiale for spredning langs kysten. Om regnbueørret etablerer seg i norske vassdrag vil det få betydelige negative konsekvenser for opprinnelig fauna, og særlig for sjøvandrende laksefisk, som vil konkurrere med regnbueørret.

Innhold

Sammendrag	4
Vitenskapelig råd for lakseforvaltning	8
Medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning	9
1 Innledning	11
2 Prognoser og adaptiv forvaltning som grunnlag for lakseforvaltning og regulering av fiske 12	
2.1 Prognoser	12
2.2 Adaptiv forvaltning.....	14
2.2.1 Kilenotstasjoner langs ytre kyst	16
2.2.2 Midtsesongevaluering i sjøfisket	17
2.2.3 Midtsesongevaluering i vassdragene	17
2.2.4 Tellesystemer for oppvandring i vassdrag.....	17
2.2.5 Ettersesongevaluering	18
2.2.6 Handlingsalternativer.....	18
2.3 Konklusjoner og anbefalinger.....	18
3 Klimaendringer.....	19
3.1 Innledning	19
3.2 Ferskvannsfasen	19
3.3 Sjøfasen.....	20
3.4 Langtidseffekter og tilpasninger	24
3.5 Råd om tilpasninger av forvaltning.....	25
4 Regnbueørret.....	27
4.1 Innledning	27
4.2 Regnbueørret i akvakultur i Norge - produksjon og innrapporterte rømminger	28
4.3 Regnbueørret som vektor for infektive organismer	30
4.4 Rømt regnbueørret - hvordan klarer de seg i naturen?	32
4.5 Interaksjoner med stedege arter	35
4.5.1 Konkurransen om næring og oppveksthabitat	35
4.5.2 Predasjon	35
4.5.3 Konkurransen om gytehabitat og oppgraving av gytegroper.....	35
4.5.4 Hybridisering	35
4.5.5 Overføring av sykdom og parasitter	36
4.6 Naturlig reproduksjon og etablering av selvreproduserende bestander.....	36
4.7 Konklusjoner og anbefalinger.....	38
5 Referanser.....	39

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er et uavhengig råd opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 2009. Det vitenskapelige rådet har som hovedoppgaver å:

- 1) beskrive bestandsstatus for laks i forhold til gytebestandsmål og trusselnivå,
- 2) utarbeide prognoser for innsig av laks,
- 3) gi råd om beskatningsnivået, og
- 4) gi råd om andre spesifiserte tema.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning skal foreta sine analyser og vurderinger innenfor rammene av NASCO (den nordatlantiske organisasjonen for vern av atlantisk laks) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, ICES (det internasjonale havforskningsrådet) sine tilrådninger, samt vedtatte nasjonale målsettinger for lakseforvaltning jf. føringene i St.prp. nr. 32 (Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder). Basert på eksisterende vitenskapelig kunnskap skal det gis vitenskapelige råd i henhold til mandat og årlige spørsmål.

Leder og medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er oppnevnt av DN. Rådet er sammensatt slik at de viktigste problemstillingene som skal belyses er dekket med minst ett medlem med spesialkompetanse innenfor feltet. Medlemmene i rådet er personlig oppnevnt og representerer således ikke den institusjonen de er ansatt i. Rådets medlemmer oppnevnes for fem år av gangen. Norsk institutt for naturforskning (NINA) ivaretar sekretariatsfunksjonen for rådet.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utarbeider en årlig rapport i egen rapportserie, som beskriver status og utvikling for bestanden av villaks. Rapporten skal være forvaltningens sentrale dokument når det gjelder sammenstilling av kunnskapsgrunnlaget for forvaltning av villaks. Rådet kan ved behov hente inn bidrag fra eksperter utenfor rådet. Disse svarer ikke for de råd som gis ut over sitt identifiserte bidrag. I tillegg til årlig rapport utarbeider vitenskapsrådet temarapporter som dekker ulike tema, etter oppdrag fra forvaltningen eller eget initiativ, i en egen temarapportserie.

I 2011 har rådet følgende sammensetning:

LEDER:

Torbjørn Forseth

MEDLEMMER:

Bjørn T. Barlaup, Bengt Finstad, Peder Fiske, Harald Gjøsæter, Kjetil Hindar, Morten Johansen, Frode Kroglund, Tor Atle Mo, Audun H. Rikardsen, Eva B. Thorstad og Vidar Wennevik

SEKRETARIAT:

Eva B. Thorstad (leder), Peder Fiske, Torbjørn Forseth og Laila Saksgård

Medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning



Torbjørn Forseth, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: torbjorn.forseth@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Effekter av vassdragsreguleringer, klimaeffekter, lokal forvaltning, gytebestandsmål, habitatbruk og vekst.

Har også jobbet med: Parasitter og sykdom, sur nedbør, fiskevandring og laksetrapp. 45 internasjonale publikasjoner og 75 tekniske rapporter.



Bjørn T. Barlaup, Dr. scient.

Stilling: Forskningsleder ved Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) v/ Uni Miljø, Bergen.

e-post: bjorn.barlaup@uni.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Gytebiologi, bestandsovervåking, effekter av vassdragsregulering, effekter av akvakultur, restaureringsbiologi, sur nedbør og kalking.

Har også jobbet med: Uttak av rømt oppdrettslaks og relikts laks. 20 internasjonale publikasjoner og > 120 tekniske rapporter.



Bengt Finstad, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: bengt.finstad@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Økofysiologi, smoltproduksjon og utsettinger av fisk, forurensing og forsurening, biotelemetri (fiskevandring), oppdrett og havbeite, laks i åpent hav og fiske sykdommer og parasitter. Arbeid både i felt og på laboratoriet og sammen med nasjonale og internasjonale samarbeidspartnere innen forskning, forvaltning og industri. 81 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



Peder Fiske, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: peder.fiske@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Overvåking av bestandssammensetning, estimering av bestandsstørrelse, effekter av rømt oppdrettslaks og beskatning.

Har også jobbet med: Vandring i ferskvann og sjøen, atferd, effekter av vassdragsregulering og fang og slipp fiske. Medlem i ICES Working Group on North Atlantic Salmon som årlig vurderer bestandssituasjonen for atlantisk laks. 31 internasjonale publikasjoner og 56 tekniske rapporter.



Harald Gjørseter, Dr. philos.

Stilling: Forsker, Havforskningsinstituttet

e-post: harald.gjosater@imr.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Har til nå ikke jobbet med laks.

Har også jobbet med: Fiskeøkologi i Barentshavet, bestandsvurdering, rådgiving, lodde og bunnfisk i Barentshavet. Er medlem i ICES Arctic Fisheries Working Group og ICES Working Group on North Atlantic Salmon. 40 internasjonale publikasjoner og > 200 andre publikasjoner, inkludert bokkapitler, populærvitenskapelige artikler, rapporter etc.



Kjetil Hindar, Dr. philos.

Stilling: Forskningssjef, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: kjetil.hindar@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Genetisk struktur, genetiske og økologiske effekter av rømt oppdrettslaks, hybridisering mellom laks og ørret, gytebestandsmål, reetablering og genmodifisert laksefisk.

Har også jobbet med: Effekter av fiske, vassdragsreguleringer, parasitter og sykdommer, og andre laksefisk. 68 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



Morten Falkegård, Dr. scient.

Stilling: Forsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: morten.falkegard@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Habitatbruk, diett, atferd og vandringer, produksjon, beskatning, forvaltning og overvåkning.

Har også jobbet med: Introduerte arter og ferskvannsbunndyr. 7 internasjonale publikasjoner og 13 tekniske rapporter.



Frode Kroglund, Cand. real.

Stilling: Forsker, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

e-post: frode.kroglund@niva.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Hvordan vannkjemi påvirker fiskens fysiologi og hvordan svekket fysiologisk status påvirker dødelighet, vekst, vandring, smoltifisering, saltvannstoleranse, og marin overlevelse og følsomhet for sekundære stressorer (lakselus).

Har også jobbet med: Effekter av vassdragsregulering, relikts laks, og gruveavrenning. 44 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter.



Tor Atle Mo, Dr. scient.

Stilling: Seksjonsleder, Seksjon for parasittologi, Veterinærinstituttet

e-post: tor.a.mo@vetinst.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Forekomst og effekt av fiskeparasitter hos villfisk og oppdrettsfisk, særlig hos laksefisk. Referanseekspert på *Gyrodactylus salaris* for verdens dyrehelseorganisasjon (OIE) og har ansvar for ulike overvåkingsprogrammer for *G. salaris* i Norge. Medlem i ICES Working Group on the Pathology and Disease of Marine Organisms som rapporterer forekomst og endringer av agens og sykdommer hos marine organismer hos medlemslandene. 48 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



Audun H. Rikardsen, Dr. scient.

Stilling: Professor ved Universitetet i Tromsø, Vitenskapelig rådgiver ved Norsk institutt for naturforskning (NINA) (20 %)

e-post: audun.rikardsen@uit.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Vandringer til laksefisk (laks, sjørret og sjørøye) i alle stadier av sjø- og ferskvannsfasen, næringsøkologi, habitat, parasittering, vekst, beskatning og menneskelig påvirkning, med spesiell vekt på nordlige bestander.

Har også jobbet med: *Gyrodactylus salaris*, *lakselus*, *fysiologi*, fang- og slipp, fiskemerking, fangstteknikker, restaurering av vassdragsinngrep, EU's vanddirektiv, egnethetsanalyser for oppdrettsanlegg, rømt oppdrettsfisk, konsekvensanalyser. 36 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



Eva B. Thorstad, PhD

Stilling: Forsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: eva.thorstad@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Vandringer i ferskvann og sjøen, atferd, habitatbruk, effekter av vassdragsregulering, fang og slipp fiske, beskatning, effekter av rømt oppdrettslaks, merking, relikts laks, bestandsovervåking og effekter av sur nedbør og andre forurensinger.

Har også jobbet med: Effekter av introduserte arter, interaksjoner mellom arter og energetikk. 75 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



Vidar Wennevik, PhD

Stilling: Forsker, Havforskningsinstituttet

e-post: vidar.wennevik@imr.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Populasjonsstruktur av laks, laks i havet, anvendelse av genetiske metoder i identifikasjon av individer, interaksjoner mellom vill og rømt laks.

Har også jobbet med: Populasjonsstruktur av torsk og sild, og generell lakseøkologi. Medlem i ICES Working Group on North Atlantic Salmon som årlig vurderer bestandssituasjonen for atlantisk laks. 10 internasjonale publikasjoner og > 15 tekniske rapporter.

1 Innledning

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har fått i oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) å 1) gjøre rede for utfordringer i forbindelse med regulering av fisket; adaptiv forvaltning og prognoser og vurdere midtsesongevaluering som alternativ, 2) vurdere hva prognoser for klimaendringer kan medføre av utfordringer for lakseforvaltningen, og 3) vurdere utfordringer knyttet til regnbueørret i naturen. Disse temaene gjøres rede for i hvert sitt kapittel nedenfor.

2 Prognoser og adaptiv forvaltning som grunnlag for lakseforvaltning og regulering av fiske

2.1 Prognoser

Det har lenge vært et mål at forvaltningen av villaks, og spesielt fiskereguleringene, skal baseres på prognoser for innsig av laks. Dette ble spesielt vektlagt i Villaksutvalgets innstilling (NOU 1999:9), som foreslo et reguleringssystem basert på prognoser for lakseinnsig og geografisk baserte kvoter for fisket i både sjø og elv. Det ble også lagt vekt på mer adaptiv forvaltning og muligheter for å justere kvoter underveis i sesongen. Bruk av kvoter har ikke blitt benyttet som hovedprinsipp i norsk lakseforvaltning, i hovedsak på grunn av for dårlige prognoseverktøy og administrative kostnader med et kvotesystem (Rapport fra kvoteutvalget, Anon. 2005). Kvoter i form av personlige kvoter per døgn, uke eller sesong har likevel blitt innført i flere vassdrag. Arbeidet med prognoser har fortsatt både i Norge og internasjonalt. ICES arbeidsgruppe for laks i Nord-Atlanteren (WGNAS) har siden tidlig på 1980-tallet arbeidet med ulike systemer for å beskrive og forutsi laksebestandenes størrelse, blant annet som grunnlag for regulering av marine fiskerier etter laks ved Grønland og Færøyene. I hovedsak har man benyttet estimater av PFA (pre-fishery abundance), som er basert på historisk fangstutvikling, som grunnlag for anbefalingene. Fra tidlig på 2000-tallet ble publiserte studier som viste sammenhenger mellom lakseproduksjon og temperaturforhold (Friedland mfl. 1998; 2000) tatt inn i vurderingene. Sammenhengene tilsa at produksjonen av laks i Nord-Atlanteren økte med arealet med gunstige sjøtemperaturer (8-10 °C) i havområdene i mai. Dette ble forklart med at økt temperatur medførte økt vekst og økt overlevelse (Friedland mfl. 1998, Jonsson & Jonsson 2011, Todd mfl. 2011). Senere studier viste imidlertid at veksten i noen områder var negativt korrelert med sjøtemperaturen, og nye forklaringsmodeller ble basert på at temperaturene hadde blitt høyere enn det termale optimum, eller at det var andre økosystemeffekter som påvirker vekst og dermed overlevelse (Friedland mfl. 2005). Basert på tilgjengelig litteratur framstår den første forklaringen som lite sannsynlig (se oppsummering i Forseth mfl. 2011), og nyere oppsummeringer fokuserer på andre økosystemendringer som forklaring på temperaturkorrelasjonene (Jonsson & Jonsson 2011, Todd mfl. 2011).

WGNAS presenterte i 2007 en bestand-rekrutteringsbasert prognosemodell (historisk eggdeponering og år som variable) for PFA for deler av det sørlige bestandskomplekset (Irland, Storbritannia, Frankrike, og sørlige og vestlige deler av Island), men konkluderte med at det ikke var faglig grunnlag for å lage modeller med tilstrekkelig prediktiv verdi for de nordlige bestandskompleksene (vestkysten av Sverige, Norge, Finland, Russland og nordlige og østlige deler av Island). Modellutviklingen i ICES fortsatte og ble etter hvert basert på et Bayesiansk rammeverk (NEAC PFA Bayesian forecast modell, WGNAS 2011) som inkluderte en historisk basert produktivitetsparameter (autokorrelativ random-walk) og en parameter for alder ved kjønnsmodning. Miljøparametre inngår ikke i noen av disse modellene, og det er opprettet (mars 2009) en egen bredt sammensatt internasjonal studiegruppe som blant annet skal forsøke å inkludere slike fysiske og biologiske variable. Foreløpig foreligger det ikke noen rapport fra denne gruppa.

I Norge benyttet "Arbeidsgruppen for bestandsstatus for laks" i en periode korrelative sammenhenger mellom sjøaldersklasser til å gi prognoser for innsig av laks (Hansen mfl. 2005,

2006, 2007, 2008). I det historiske materialet (fra 1993 og utover) var det signifikante sammenhenger mellom regional innsig (PFA) av smålaks i ett år og innsiget av mellomlaks året etter og storlaks to år etter (r^2_{valid} varierte fra 0,13 til 0,5 mellom regioner og sjøaldersklasser). Fra 2008 begynte imidlertid sammenhengene å bryte sammen, fordi det kom betydelig mer mellomlaks tilbake enn prognosene forutsa. I Norge har denne trenden fortsatt, og det har opplagt skjedd en endring i andelen fisk som kjønnsmodnes etter ett år i sjøen. I Island, der man hadde lignende sammenhenger mellom sjøaldersklasser (Scarneccia 1984, Gudjonsson mfl. 1995), ble disse også svekket, men her kom det mye smålaks og mindre mellomlaks tilbake enn det prognosene skulle tilsi (Jonsson mfl. 2008, ICES 2011). Sammenhengen mellom vekst og alder ved kjønnsmodning hos laks er dårlig forstått, og det finnes ikke etablerte forklaringsmodeller. Jonsson & Jonsson (2011) foreslo at moderate reduksjoner i vekst medfører redusert alder ved kjønnsmodning (mer ensjøvinter, slik det ble observert på 1980 og 1990 tallet, Jonsson & Jonsson 2004), mens enda dårligere vekst gir økt alder ved kjønnsmodning fordi fiskene ikke har nok energireserver til å returnere etter ett år, slik det har vært observert i de senere år. Denne mekanismen er imidlertid ikke dokumentert.

Det finnes ikke modellverktøy som er egnet til å gi gode prediksjoner for lakseinnsig, verken til Norge eller til andre land eller regioner. "NEAC PFA Bayesian forecast modell" (WGNAS 2011) er en modell der det legges mest vekt på hva som har skjedd i de nærmeste foregående årene, og er således dårlig egnet til å forutsi store endringer i overlevelse eller kjønnsmodning fra år til år, som kan gi store endringer i innsig. I lys av dette er det ikke noen dårlig tilnærming å benytte oppnåelse av gytebestandsmål i de siste årene som grunnlag for rådgevingen for fiskereguleringer for de kommende årene, slik vitenskapsrådet har gjort (Anon. 2009b, 2010c, 2011d).

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning konkluderer med at de eksisterende prognosemodellene for lakseinnsiget har for stor usikkerhet og for lav prediktiv verdi til at de bør brukes som sentralt element i det faglige grunnlaget for fiskereguleringene, selv om de kan brukes som støtte for retningen og nivåene på reguleringene. Slik den best utviklede modellen (NEAC PFA Bayesian forecast modell) er bygd opp, vil den ikke kunne forutsi større endringer i produktivitet på grunn av store og raske endringer i sjøoverlevelsen, slik det sist ble observert rundt årtusenskiftet (Anon. 2011c). Fordi en reduksjon i sjøoverlevelse fra for eksempel 4 til 2 % vil halvere lakseinnsiget, er det opplagt at forvaltning etter en for optimistisk prognose vil kunne få store konsekvenser for måloppnåelsen i bestandene. Sjøoverlevelsen har i flere år på rad vært lav, spesielt for smålaksbestander, og forvaltning basert på oppnåelse av gytebetandsmålene i de senere år (med antagelsen om at de neste årene blir like "dårlige") er en forsiktig tilnærming som gir høy sannsynlighet for at forvaltningsmålene blir nådd i årene som kommer. Mer fleksible forvaltningsløsninger mellom reguleringene vil kunne brukes til å justere beskatningsnivåene når det skjer store og raske endringer i produktivitet (se nedenfor).

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har i sitt mandat i oppgave å gi prognoser for innsig av laks til Norge, og vi vil derfor fortsette å følge utviklingen i det nasjonale og internasjonale arbeidet med prognoser: Dersom det etableres gode kvalitetssikrede prognoseverktøy, vil vitenskapsrådet utarbeide prognoser for lakseinnsiget.

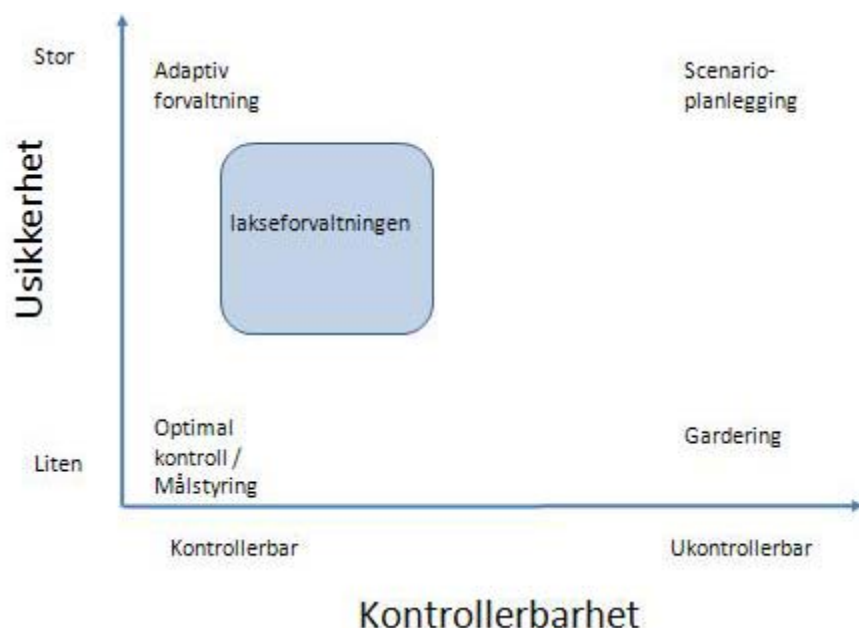
2.2 Adaptiv forvaltning

Uten gode prognoser for innsig kan det være behov for andre forvaltningsmodeller hvor endringer i innsig og/eller bestandsstruktur gir grunnlag for raskere endringer i reguleringer av fiske og fisketrykk. Som beskrevet ovenfor foreslo Villaksutvalget (NOU 1999:9) at det skulle arbeides mot mer adaptive forvaltningsmodeller. Adaptiv forvaltning har flere definisjoner, men alle beskriver en prosess der ressursforvaltningen forbedres gjennom å lære av hva slags effekt nåtidig forvaltning har – altså “learning while doing” (Williams mfl. 2009). Williams mfl. (2009) ga følgende definisjon på adaptiv forvaltning:

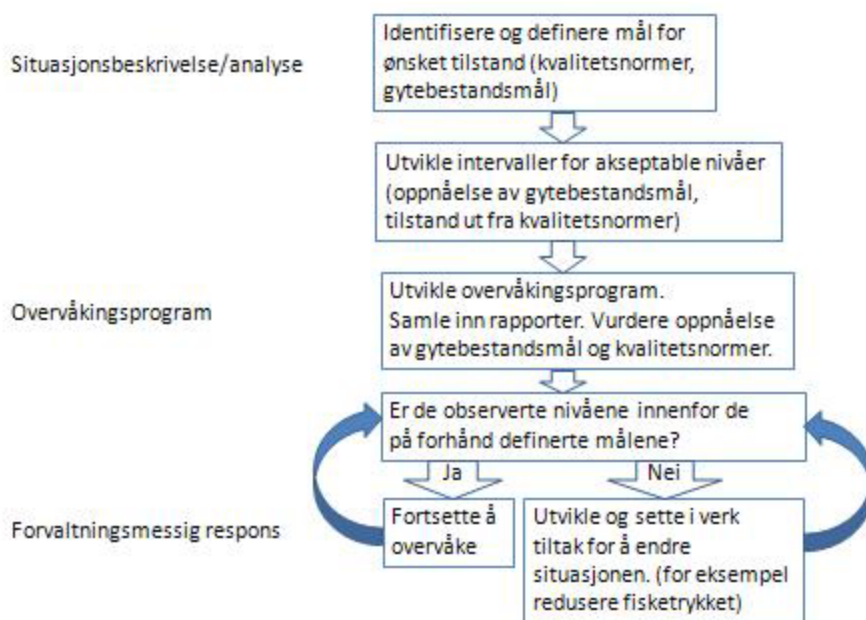
“Adaptive management [is a decision process that] promotes flexible decision making that can be adjusted in the face of uncertainties as outcomes from management actions and other events become better understood. Careful monitoring of these outcomes both advances scientific understanding and helps adjust policies or operations as part of an iterative learning process. Adaptive management also recognizes the importance of natural variability in contributing to ecological resilience and productivity. It is not a ‘trial and error’ process, but rather emphasizes learning while doing. Adaptive management does not represent an end in itself, but rather a means to more effective decisions and enhanced benefits. Its true measure is in how well it helps meet environmental, social, and economic goals, increases scientific knowledge, and reduces tensions among stakeholders.”

Adaptiv forvaltning er i utgangspunktet en egnet tilnærming der en har usikkerhet i ressursens størrelse, men hvor målsettingene er avklarte, måloppnåelse kan evalueres og hvor det kan gjennomføres effektive tiltak (**figur 2.1**). Når det er mindre usikkerhet om ressursen er målstyrt forvaltning mer aktuelt. På norsk har Gundersen mfl. (2011) definert målstyrt forvaltning som “...en dynamisk styringsprosess som gir forvaltningen mulighet til å ha en systematisk tilnærming til problemstillinger, som spesifiserer akseptable nivåer for påvirkning og mulighet for overvåking og evaluering av forholdet mellom bruk og vern”. Lakseforvaltningen framstår i de senere år i høy grad å oppfylle kriteriene for målstyrt forvaltning (**figur 2.2**).

Gytebestandsmål (Hindar mfl. 2007) og oppnåelse av disse (Anon. 2009b, 2010c, 2011d) er gode biologiske målstyringsverktøy, og tilstanden i bestandene kan beskrives av kvalitetsnormer (Anon. 2011b). Målsettingene med lakseforvaltningen er presist definert gjennom lovverket (Lakse- og innlandsfiskloven og Naturmangfoldloven), og fisket kan reguleres relativt effektivt gjennom forskrifter. Det er usikkerhet både i forvaltningsmålene (gytebestandsmålene) og i vurderingene av måloppnåelse, men det er først og fremst manglende prediktive modeller for innsigets størrelse (se ovenfor) som gir usikkerheter i grunnlaget for forvaltning. En kombinasjon av målstyrt og adaptiv forvaltning framstår derfor som et egnet rammeverk for forvaltning av laks (**figur 2.1**), spesielt når det gjelder regulering av fiske.



Figur 2.1. Ulike forvaltningsstrategier som funksjon av usikkerheten om ressursens størrelse og sammensetning, og i hvor høy grad man kan kontrollere ressursen gjennom tiltak (omarbeidet fra Peterson mfl. 2003). Lakseforvaltningens plassering i systemet er inntegnet, slik vitenskapsrådet har vurdert det. Forvaltningsmålene og vurderingene av oppnåelse (gytebestandsmål) har moderat usikkerhet, men det finnes ikke pålitelige prognoser for innsigets størrelse (plassering langs usikkerhetsaksen), og forvaltningen har virkemidler til å kontrollere forvaltningsresultatet gjennom reguleringer (kontrollerbarhetsaksen). I denne sammenheng har vi fokusert på fiskereguleringer, og ikke vurdert trusselfaktorer som forvaltes av andre myndigheter.



Figur 2.2. Lakseforvaltningen satt inn i et flytdiagram for målstyrt forvaltning der det forvaltes etter grenser for akseptable endringer i tilstand. Omarbeidet fra Gundersen mfl. (2011).

Ved innføring av midtsesongevalueringer i vassdragene ble ett element i adaptiv forvaltning innført. Denne tilnærmingen ble første gang prøvd i 2009, og omfattet de nasjonale laksevassdragene. Ordningen ble utvidet til 71 vassdrag fra 2011. Midtsesongevaluering baseres på at fangstene i vassdragene vurderes i forhold til sannsynligheten for at gytebestandsmålene vill bli nådd av de lokale forvalterne (grunneierlag, forvaltningslag, fiskeforeninger eller andre) midtveis i fiskesesongen. Fiskeforholdene (gode eller dårlige) og den sesongmessige oppvandringen (tidlig eller sen) blir også vurdert. Tiltak (begrensinger i fiske) skal gjennomføres dersom det er sannsynlig at målene ikke blir nådd.

Midtsesongevalueringen åpner for endringer i fiskeregler underveis i elvefisket, men dekker ikke sjøfisket. Ordningen dekker ikke endringer i regulering mellom sesonger. På grunn av rapporteringssystemet for fangst, der rapportene blir tilgjengelige først om lag et halvt år etter at sesongen er avsluttet, vil vurderinger av måloppnåelse og justering av reguleringene ha en forsinkelse på ett år. Som eksempel vil reguleringene for sesongen 2012 i utgangspunktet baseres på vurdering av måloppnåelse for 2009 og 2010 (Anon. 2011c, d), mens fangstene i 2011 ikke blir vurdert (retningslinjer for reguleringene for 2012, DN 2011), i alle fall ikke på en systematisk måte. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning påpeker at det faglige grunnlaget for mer adaptive forvaltningsordninger kan bedres, og rådgivingen forenkles, dersom systemet med fangsrapportering forbedres slik at rapportene foreligger raskere enn i dag.

For ytterligere å nærme seg en adaptiv forvaltning som kan brukes som grunnlag for endringer i beskatningsnivå både i sjø- og elvefisket, er det mulig å gjennomføre overvåkning og evalueringer på en bredere front:

- Kilenotstasjoner langs ytre kyst
- Fangstrapporter underveis i fisket i fjorder – det vil si midtsesongevaluering i sjøfisket.
- Rapportering fra tellesystemer for oppvandring i vassdrag
- Forbedret midtsesongevaluering i vassdragene
- Ettersesongevaluering – ved bruk av etablerte interaktive rapporteringssystemer fra vassdragene (www.fangsrap.no, lokale laksebørser osv.)

Nedenfor går vi inn på disse tilnærmingene i noe mer detalj, men praktisk bruk vil kreve videre utredning.

2.2.1 Kilenotstasjoner langs ytre kyst

Ved å etablere et nettverk av kilenotstasjoner i ytre kyststrøk kan det trolig skaffes en tidlig indikasjon på lakseinnsigets størrelse. Det er to fordeler med å benytte stasjoner i ytre kyststrøk. For det første fanger disse fisk fra mange bestander over et bredt regionalt område. Dette gir grunnlag for å vurdere regionale innsig. For det andre er slike stasjoner i liten grad påvirket av beskatningstrykket i andre fiskerier, som vil variere i takt med fiskereguleringene. Ulempen er at kilenøtene kan beskatte fisk fra svake bestander som ikke tåler særlig beskatning. Denne ulempen kan imidlertid reduseres ved at uskadd fisk slippes ut igjen. Dette åpner også for å utvikle merkeprogrammer, som kan gi verdifull forvaltningsrelevant kunnskap:

- Innvandringsmønster fra kyst til fjord og vassdrag.
- Regionale estimater av innsig.
- Estimater av totalbeskatning.

Genetiske prøver fra fiskene som fanges kan også gi informasjon om hvilken fisk som beskattes og innvandringsmønster (Svenning mfl. til trykking).

I hvilken grad fangst i kilenøter kan brukes som tidlige indikatorer på lakseinnsigets størrelse, avhenger av om man finner lokaliteter hvor det basert på historiske data er gode sammenhenger mellom fangst og innsig. Slike stasjoner er trolig det beste grunnlaget for kunne endre reguleringer også for sjøfisket ved større endringer i innsig fra år til år.

2.2.2 Midtsesongevaluering i sjøfisket

Som for fisket i elvene er det trolig mulig å bruke fangstrapporter underveis fra kilenøter eller krokarn (Finnmark) som indikatorer for innsigets størrelse. For å få til dette er det nødvendig å skaffe historiske data om fangst per not og døgn fra utvalgte lokaliteter, samt å etablere interaktive rapporteringssystemer. Også her vil rapporter fra fangstredskaper i ytre strøk og ytre deler av fjorder være særlig verdifulle. Fordi fangst i faststående redskap kan variere med lokale miljøforhold, er det nødvendig at ordningen omfatter relativt mange lokaliteter.

2.2.3 Midtsesongevaluering i vassdragene

Det er som nevnt ovenfor etablert et system for midtsesongevaluering i 71 vassdrag. Basert på historiske fangster fordelt på uker, kunnskap om beskatning, fangster i ulike vekstklasser og historisk kjønnsfordeling kombinert med lokale vurderinger av fangsutviklingen og fangstforhold, gis det en prognose for sannsynlig oppnåelse av gytebestandsmålet. Prognosene produseres ved utfylling av et regneark, som revideres årlig (primært ved endring i beskatning i samsvar med vitenskapsrådets vassdragsvise vurderinger). Også annen informasjon fra fisketellere og fangster i sjøen kan brukes. Vitenskapsrådet foreslår at ordninger utvides til flere vassdrag og at det utarbeides standard kriterier for om det er nødvendig med endringer i beskatningsnivå:

1. Prognosene fra midtsesongevalueringene antyder at gytebestanden vil bli høyere enn 200 % av gytebestandsmålet. Fisketrykket kan om ønskelig økes. Her er det stor sannsynlighet for at gytebestandsmålet blir nådd selv om beskatningen økes, også gitt usikkerheten i prognosene.
2. Prognosene fra midtsesongevalueringene antyder at gytebestanden vil bli mellom 100 og 200 % av gytebestandsmålet. Gjeldende fiskereguleringer opprettholdes. Gytebestandsmålet ser ut til å bli nådd med nåværende beskatning, og dersom det ikke skulle bli nådd blir avviket trolig lite.
3. Prognosene fra midtsesongevalueringene antyder at gytebestanden vil bli mellom 50 og 100 % av gytebestandsmålet. Fangsttrykket bør reduseres for resten av sesongen. Justeringer i fangstrykket vil kunne gjøre at gytebestandsmålet blir nådd, eller gjøre at avviket trolig ikke blir stort.
4. Prognosene fra midtsesongevalueringene antyder at gytebestanden vil bli mindre enn 50 % av gytebestandsmålet. Beskatning bør opphøre for å bringe gytebestanden så nær gytebestandsmålet som mulig. Mulighetene for å nå gytebestandsmålet er liten.

2.2.4 Tellesystemer for oppvandring i vassdrag

Det gjennomføres ulike former for telling av oppvandrende fisk (video, feller, trapper) i et økende antall vassdrag. I noen vassdrag gjennomføres også drivtelling (snorkeldykking) underveis i sesongen. Noen av disse tellingene gir informasjon underveis, mens andre er basert på analyser etter oppvandringssesongen. Som nevnt ovenfor kan disse inngå som hjelpemiddel i midtsesongevalueringene i de aktuelle vassdragene, men det er ikke etablert ordninger hvor informasjon fra de ulike vassdragene samles. En slik innrapportering til en felles base kan gi viktig informasjon om innsigets størrelse i en adaptiv forvaltningsprosess. Det forutsettes at tellesystemene kvalitetssikres/verifiseres.

2.2.5 Ettersesongevaluering

Som nevnt ovenfor er rådgivingen for fiskereguleringene basert på rapporterte fangster som ikke inkluderer siste fiskesesong (Anon. 2009a, b, 2010b, c, 2011c, d), fordi det tar tid å samle og kvalitetssikre fangstrappene. En økende andel av elvefangstene rapporteres gjennom ulike interaktive systemer (www.fangstrapp.no, laksebørser). Hvis denne informasjonen samles og systematiseres kan den brukes sammen med annen kunnskapsinnhenting til å vurdere om siste sesong antyder *reduisert*, *uendret* eller *økt* innsig. I analysene av trender i estimerte innsigsstørrelser i vitenskapsrådets siste rapport (Anon. 2011c) ble det funnet signifikante positive autokorrelasjoner innenfor intervaller på to år, og sjelden for lengre intervaller. Dette innebærer at innsiget i et gitt år primært ligner på innsiget året før. Heller ikke disse trendmodellene er egnet til å gi prognoser, og de langsiktige trendene er vel så viktige som endringer fra år til år. Imidlertid kan en klassifisering (reduisert, uendret, økt) av siste års innsig i en ettersesongevaluering være et verktøy for å bedre rådgivingen. Etter vitenskapsrådets vurdering vil det være mulig å inkludere en slik klassifisering basert på siste fiskesesong i rådgivingen, slik at rådene baserer seg på mer oppdatert informasjon. Dette kan gjøres ved å gi råd i et todimensjonalt system hvor råd som framkommer fra historiske oppnåelse kombineres med klassifisering av innsig fra siste år. Et slikt system krever imidlertid systematisk innhenting av informasjon underveis og etter sesongen.

2.2.6 Handlingsalternativer

Kunnskapsinnhenting på nivåene som er beskrevet ovenfor gir grunnlag for justering av beskatningstrykk mellom ordinære fiskereguleringer. I en slik prosess kan det være formålstjenelig å basere seg på forhåndsavtalte handlingsalternativer, slik at ulike utfall av eksisterende reguleringer og innsigsstørrelser følges av konkrete tiltak på en systematisk måte.

2.3 Konklusjoner og anbefalinger

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning konkluderer med at de eksisterende prognosemodellene for innsig av laks per i dag har for stor usikkerhet og for lav prediktiv verdi til at de bør brukes som sentralt element i det faglige grunnlaget for fiskereguleringene. Mer adaptive forvaltningsmodeller basert på utvidet kunnskapsinnhenting fra fiskeriene framstår som et godt alternativ. Vitenskapsrådet anbefaler at det utredes videre hvordan kilenotstasjoner langs ytre kyst, midtsesongevaluering i både sjø- og elvefisket og sentral innrapportering fra tellesystemer for oppvandring i vassdrag kan brukes som grunnlag for justering av beskatningstrykk underveis i fiskesesongen, og hvordan ettersesongevalueringer basert på slik ny informasjon kan inngå i rådgivingen for fiskereguleringene. Grunnlaget for adaptiv forvaltning kan bedres dersom det etableres rapporteringssystemer som sikrer at fangsstatistikken blir raskere tilgjengelig enn i dag.

3 Klimaendringer

3.1 Innledning

Klimatiske forhold påvirker alle faser av laksens liv gjennom temperaturforhold som påvirker fysiologiske prosesser, gjennom nedbørsforhold som påvirker laksens leveområde i ferskvann, og gjennom økosystemendringer både i ferskvann, fjord, kyst og hav (**tabell 3.1**). Kunnskapen om hvordan ulike klimafaktorer påvirker laks i ferskvannsfasen er omfattende, mens det finnes mindre kunnskap om den marine fasen (Jonsson & Jonsson 2009). Undersøkelser av klimaeffekter i den marine fasen er dominert av korrelative studier (som for eksempel sammenhenger mellom havtemperatur, sjøoverlevelse og vekst), og det er særlig mangel på kunnskap om mekanismer. Oppsummering av klimaendringer på laks finnes i flere internasjonale publikasjoner (bl.a. Friedland mfl. 2003, Reist mfl. 2006, Jonsson & Jonsson 2009, 2011, Todd mfl. 2011). Mye av kunnskapen er presentert på norsk i Finstad mfl. (2010).

I denne rapporten er ikke formålet å oppsummere kunnskap om klimaeffekter på laks, men å fokusere på hva prognoser for klimaendringer kan medføre av utfordringer for lakseforvaltningen, og hva slags tiltak og tilpasninger som kan være nødvendig i forvaltningen av laks i et klima i endring. Her oppsummerer vi kort kunnskapsstatus for effekter på kort sikt for henholdsvis ferskvanns- og sjøfasen med fokus på norske forhold, og gir en tabellmessig oversikt over ventende effekter på ulike livsstadier. Deretter diskuteres utfordringer knyttet til langtidseffekter og muligheter for biologiske tilpasninger både for ferskvanns- og sjøfasen. Til slutt diskuteres utfordringer for lakseforvaltningen, og vi presenterer våre råd for hvordan forvaltningen kan tilpasses klimaendringer.

3.2 Ferskvannsfasen

Klimavariasjon i ferskvann kan på kort sikt påvirke laksens atferd, fysiologi, livshistorie, gytetid, eggutvikling, klekkesetidspunkt, tidspunkt for når plommeseekkyngelen kommer opp av grusen, vekst og størrelse og alder ved utvandring (Jonsson & Jonsson 2009, Finstad mfl. 2010). Vannføring og vanntemperatur er svært viktige miljøparametre for laks. Vanntemperatur påvirker hastigheten på alle de fysiologiske og biokjemiske reaksjonene i fiskekroppen, noe som er en viktig årsak til at klimaet påvirker fiskenes utviklingshastighet, vekst og relaterte livshistorietrekk. Vanntemperaturen kan også påvirke atferdsmessige reaksjoner som tidspunkter for vandring mellom habitater. Endringer i vannføring kan ha en tilsvarende effekt. Vannføringsendringer kan i tillegg påvirke bestandene gjennom forandringer i utnyttbart areal og dermed realisert fisketetthet, fødetilgang og gytemuligheter. Alle disse faktorene er derfor sterke påvirkningselementer for bestandenes rekruttering, tetthet, vekst. Dermed påvirker de også bestandsregulering og vassdragenes bærekapasitet. Indirekte påvirker klimaet laksebestandene ved effekter på konkurrenter, predatorer, patogener og vannkvalitet med følger for bestandenes tetthet og utbredelse (Jonsson & Jonsson 2009, Finstad mfl. 2010).

Effektene av flere viktige klimafaktorer i eksempelavdrag fra tre regioner i Norge (Sørlandet, Vestlandet og Finnmark) ble modellert av Finstad mfl. (2010). Basert på ulike klimascenarier fra FNs klimapanel ble det produsert vannføring og vanntemperaturserier for en kontrollperiode

(1961-1990) og tre framtidsscenario for perioden 2017-2100. Seriene ble deretter brukt som inngangsv verdier i en individuell og funksjonelt basert modell for hele laksens livssyklus (IB Salmon, Hedger mfl. innsendt), slik at det ble produsert scenario for fiskeproduksjonen i dagens og framtidens klima. Slik scenariebaseret modellering av demografi (rekruttering, vekst og dødelighet) er ennå relativt sjeldent for dyrestandener generelt, og representerer et viktig første forsøk på å forutsi klimaeffekter for laks. Hovedfunnet var at bærekapasiteten for laks i norske vassdrag vil øke i et endret klima, i hovedsak på grunn av økt vekst som gir redusert smoltalder, samt redusert tetthetsavhengig dødelighet på grunn av økt vanndekt areal som følge av økt vannføring, særlig om vinteren. Dette gjaldt både i sørlige, vestlige og nordlige deler av landet, og under alle tre klimascenario som ble benyttet. I moderat store elver, som ble brukt som utgangspunkt for modelleringen, ser det heller ikke ut til at temperaturøkningen blir skadelig høy, selv i de sørligste og varmeste delene av landet.

Modellen i Finstad mfl. (2010) dekker ikke alle potensielle effekter på laks i ferskvannsfasen, og inkluderer ikke klimaeffekter i marin fase. Viktige faktorer som ikke er modellert for ferskvannsfasen er endringer i isforhold og forekomst av kortvarige tørke- og flomepisoder som alle kan påvirke overlevelse, samt prosesser i nedbørsfeltet som kan gi endringer i tilførsel av næringsstoffer og sedimenttransport og således påvirke vassdragenes produktivitet (Finstad mfl. 2010). Heller ikke effekter av endrede konkurranseforhold (særlig i vassdrag med mange fiskearter) og predasjon, forekomst og effekt av patogener og endringer i vannkvalitet, ble modellert. Det er vist at flere viktige patogener kan ha klimapåvirket effekt (f. eks. Sterud mfl. 2007). Modellen dekker heller ikke forholdene i små vassdrag. Den største usikkerheten med scenario produsert ved bruk av slike modeller er imidlertid at de tar utgangspunkt i dagens genetiske tilpasninger hos laks, og at de ikke tar hensyn til at klimaendringer på sikt vil medføre genetiske tilpasninger i de ulike bestandene som en respons på miljøendringene (se nedenfor). Modellene gir derfor scenario som er gyldige på relativt kort sikt, mens effektene på lengre sikt, når genetiske tilpasninger endres som følge av klimaendringene, er mer usikre.

3.3 Sjøfasen

Nyere oppsummeringer (Friedland mfl. 2003, Reist mfl. 2006, Jonsson & Jonsson 2009, 2011, Todd mfl. 2011) konkluderer alle med at laksen i sjøfasen vil påvirkes av klimaendringer. I havområdene der norsk laks beiter (Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet) skjer det en generell oppvarming, som er ventet å fortsette med global oppvarming (Førland mfl. 2009, Hanssen-Bauer mfl. 2009, Anon. 2011a). Det har også skjedd endringer i næringskjededynamikk i havet som samsvarer med observerte endringer i miljøfaktorer, og endringer i sekundærproduksjon vises i form av endrede dominansforhold i zooplanktonarter (Beaugrand mfl. 2002, Beaugrand & Reid 2003, Todd mfl. 2011). Utbredelsen av marine fiskearter har også endret seg, ved at de fleste arter har endret gjennomsnittsbreddegrad og/eller dybde (Perry mfl. 2005). Økt forekomst av CO₂ kan gi økt havforsuring, med negative effekter på en rekke marine organismer, fra primærprodusenter til fisk (Børsheim & Golmen 2010).

Tabell 3.1. Oversikt over mulige og sannsynlige effekter av klimaendringer på ulike livsstadier av laks i ferskvann og sjøen. Mest sannsynlige totaleffekt av klimaendringer på hvert livsstadium er også vurdert som negativ (÷), nøytral (0), positiv (+) eller usikker (?).

Livsstadium/leveområde	Økt temperatur (T)	Økt/reduert vannføring (Q)	Ekstremhendelser	Andre effekter	Mest sannsynlig totaleffekt	Referanser
Ferskvann:						
Gytefisk	Senere gyting og økte kostnader ved gyting (kan redusere overlevelse). Økt risiko for utbrudd av klimasensitive sykdommer.	Endringer i oppvandringstidspunkt (både senere og tidligere - vassdragsspesifikt).	Økt feilvandning ved store sommerflommer		÷	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)
Rogn	Raskere utvikling. Økning i sørlig del av utbredelsesområde kan bli kritisk for overlevelse.		Tidligere klekking ved vinter-/tidlige vårflommer		÷	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)
Gytefisk og rogn	Senere gyting men raskere utviklingshastighet kan nulle hverandre?				0/?	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)
Plommeseekkyngel	Redusert størrelse ved klekking.	Økt overlevelse ved høyere vinter Q	Redusert overlevelse ved store flommer og tørke.		0	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)
Årsyngel	Økt vekst. Økt risiko for utbrudd av klimasensitive sykdommer.		Redusert overlevelse ved store flommer og tørke, og ved store og flere isganger.		+	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)
Parr	Økt vekst opp til 17-19 °C, deretter lavere vekst. Økt andel gyteparr. Økt risiko for utbrudd av klimasensitive sykdommer.	Økt Q kan gi større leveområde og lavere tetthetsavhengig dødelighet (sommer og vinter), og motsatt for redusert Q.	Redusert overlevelse ved store flommer og tørke.	Redusert isdekke kan gi økt dødelighet (økt energiforbruk og økt predasjonsrisiko)	+	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)
Smolt	Redusert smoltstørrelse (men kan også øke). Tidligere utvandring.	Økt høstutvandring. Slik fisk har lav overlevelse.			-	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)

Livsstadium/leveområde	Økt temperatur (T)	Økt/reduert vannføring (Q)	Ekstremhendelser	Andre effekter	Mest sannsynlig totaleffekt	Referanser
Samlet ferskvann	Økt vekst, redusert vinteroverlevelse	Økt vinteroverlevelse			+	Finstad mfl. (2010)
Fjord/kyst:						
Smolt	For tidlig utvandring kan gi redusert vekst og overlevelse	Mindre synkron utvandring ved redusert vårfloem kan gi økt predasjon		Lavere toleranse for lakselus der smoltstørrelsen avtar	÷	Friedland (1998), Hvidsten mfl. (1998, 2009), Friedland mfl.(2000), Kennedy & Crozier (2010)
Postsmolt	Der smoltstørrelsen blir mindre kan overlevelse bli lavere			Lavere toleranse for lakselus ved mindre smoltstørrelse	÷	Finstad mfl. (2010), Jonsson & Jonsson (2009, 2011)
Samlet fjord/kyst	Redusert smoltoverlevelse der smoltstørrelsen avtar. Kan kompenseres ved økt smoltproduksjon	Redusert smoltoverlevelse der vårfloemmen reduseres		Økt dødelighet/reduert vekst pga. lakselus. Risikoen for infeksjon kan øke, også i nord, pga. økte sjøtemperaturer og tidligere oppvarming	÷	Finstad & Bjørn (2011)
Hav:						
Postsmolt	Redusert vekst og overlevelse ved økt vanntemperatur første høst og vinter i sjøen.				÷	McCarthy mfl. (2008), Jonsson & Jonsson (2011), Todd mfl. (2011)
Ensjøvinter laks	Økt forekomst ved moderate reduksjoner i vekstforhold, redusert ved svært dårlige forhold?			Indirekte effekter av økosystemendring som påvirker tilgang på byttedyr. Økt risiko for sykdomsutbrudd	÷	Jonsson & Jonsson (2011), Todd mfl. (2011)
Flersjøvinter laks	Økt forekomst ved svært dårlige vekstforhold?			Indirekte effekter av økosystemendring som påvirker tilgang på byttedyr. Økt risiko for sykdomsutbrudd	÷	Jonsson & Jonsson (2011), Todd mfl. (2011)
Repeterte gytere	Økt eller lavere overlevelse?				?	Halttunen (2011)

Livsstadium/leveområde	Økt temperatur (T)	Økt/reduert vannføring (Q)	Ekstremhendelser	Andre effekter	Mest sannsynlig totaleffekt	Referanser
Samlet sjøfase	Perioder med redusert innsig av smålaks som rammer smålaksvassdrag. Perioder med økt innsig av flersjøvinter. Generelt redusert sjøoverlevelse.			Økt risiko for sykdomsutbrudd	÷	Jonsson & Jonsson (2011), Todd mfl. (2011)
Lakseproduksjon samlet	Redusert produktivitet i sør (sør for Norge), økt i nord. Forskyving av artens tyngdepunkt nordover (både i vassdrag og hav)					Todd mfl. (2011)

Klimaeffekter i sjøfasen henger sammen med påvirkninger i ferskvann. Endringer i vannføring og vanntemperatur i vassdragene kan gi endringer i tidspunkt for smoltutvandring, smoltens størrelse ved utvandring og miljø- og næringsforholdene som smolten opplever i tidlig sjøfase i fjorder og langs kysten (f.eks. McCormick mfl. 1998, Hvidsten mfl. 2009, Kennedy & Crozier 2010). Dette kan gi redusert vekst og overlevelse av postsmolt i en del laksebestander (Jonsson & Jonsson 2011, Todd mfl. 2011), men det finnes ikke scenariobaserte modeller for hvordan slike endringer vil virke for enkeltbestander eller i regioner.

Det er dokumentert at temperaturforhold i havet kan påvirke vekst og overlevelse (korrelasjoner mellom vekst/sjøoverlevelse og direkte temperaturmål eller indirekte variabler som representerer temperaturforhold i sjøen, Jonsson & Jonsson 2011, Todd mfl. 2011). Slike korrelasjoner kan imidlertid oppstå både på grunn av direkte fysiologiske effekter av temperatur og ved “bottom-up” effekter gjennom endret tilgang på byttedyr. Temperaturskaleringen for vekst i sjøfasen er dårlig kjent, og gjør det vanskelig å isolere de fysiologiske effektene av temperatur fra indirekte effekter (Forseth mfl. 2011). Laksen er en generalist og opportunistisk predator i sjøfasen (Rikardsen & Dempson 2011), og dette gjør at det er vanskelig å knytte endringer i forekomst av nøkkelarter til endringer i vekst og overlevelse hos laks (Todd mfl. 2011). Variasjon i vandringsmønster og beiteområder mellom år og bestander kompliserer bildet ytterligere (Rikardsen & Dempson 2011).

Det har vært diskutert hvorvidt endret sammensetning av andel ensjøvinter- og flersjøvinterlaks kan utgjøre fundamentale bestandsendringer som et resultat av klimaendringer (Jonsson & Jonsson 2011, Todd mfl. 2011). Jonsson & Jonsson (2011) foreslo at moderate reduksjoner i vekst gir redusert alder ved kjønnsmodning og mer ensjøvinterlaks, slik det ble observert på 1980 og 1990 tallet (Jonsson & Jonsson 2004), mens enda dårligere vekst gir økt alder ved kjønnsmodning fordi fiskene ikke har nok energireserver til å returnere etter ett år, slik det har vært observert i de senere år.

3.4 Langtidseffekter og tilpasninger

Selv om mange av trekkene som påvirkes av klimavariabel både i ferskvann og i sjøen er plastiske (**tabell 3.1**), og således kan endres raskt som respons på endringene, har mange av trekkene også arvelige komponenter som kan endres gjennom seleksjon. De største usikkerhetene i å forutsi effekter av klimaendringer på laks er dermed knyttet til lite kunnskap om hvordan de relativt raske klimaendringene på sikt vil medføre genetiske og økologiske tilpasning hos de ulike bestandene (Todd mfl. 2011). Hastigheten på evolusjonære endringer i forhold til hastigheten på klimaendringene er en fundamental utfordring i biologiske klimaeffektstudier.

Siden laksebestander er genetisk forskjellige, er det sannsynlig at ulike bestander vil respondere ulikt på klimaendringer, selv om de utsettes for den samme påvirkningen. Ulike bestander vil dessuten oppleve ulike klimaendringer i ferskvannsfasen, og de utnytter ulike oppvekstområder i havet (f.eks. nordnorske og sørnorske bestander). Todd mfl. (2011) påpekte at det som en forevar-tilnærming i en tid med raske klimaendringer bør legges vekt på ta vare på genetisk variasjon og genetiske tilpasninger, og minimere introduksjoner som kan redusere bestandenes genetiske variasjon og integritet og dermed deres evne til raskt å tilpasse seg miljøendringer. For norske

bestander vil innslaget av rømt oppdrettslaks kunne bidra til å gjøre bestandene mindre robuste til å møte klimaendringer ved forringelse av deres genetiske variasjon og integritet. Todd mfl. (2011) advarte også generelt mot å sette ut klekkeriprodusert fisk for å bevare og forsterke bestander, på grunn av de negative genetiske effekter slik kultivering kan ha på genetisk sammensetning av ville bestander (også oppsummert av Anon. 2010b) og dermed deres evne til å raskt tilpasse seg klimaendringer. McGinnity mfl. (2009) viste spesifikt at innblanding av kultivert fisk reduserte bestandenes evne til å tilpasse seg økte vanntemperaturer. De utviklet også en prediktiv modell som viste at sannsynligheten for at bestander kunne bli utryddet i et framtidig klimascenario økte betydelig i bestander med kultivert fisk sammenlignet med ville bestander uten innslag av kultivert fisk i løpet av 20 laksegenerasjoner.

3.5 Råd om tilpasninger av forvaltning

Det er vanskelig å gi presise råd om tilpasninger av lakseforvaltningen til klimaendringer uten gode prognoser eller scenario for framtid utviklingen som inkluderer klimaeffekter i marin fase. Noen “føre-var” baserte råd er imidlertid mulig å gi:

1. Klimaendringer vil trolig forskyve tyngdepunktet for utbredelsen av laks nordover slik at Norge i enda større grad enn i dag vil forvalte en stor del av verdens laksebestander, og at ansvaret for å ta vare på arten i enda større grad kommer til å hvile på Norge.
2. Økt dødelighet i sjøen som et resultat av klimaendringer er en utfordring for forvaltningen fordi det er vanskelig å sette inn målrettede tiltak. Forvaltningsstrategier som maksimerer naturlig smoltproduksjonen i ferskvann vil imidlertid bidra til å styrke laksebestander, selv om hovedproblemet for bestanden skulle være i sjøfasen. Sterke smoltårsklasser bidrar til at flere gytefisk kommer tilbake, og i perioder med lav sjøoverlevelse er det viktigere enn noen gang å styrke bestandene i ferskvann.
3. Langtidsutviklingen i laksebestandene vil i stor grad avhenge av bestandenes tilpasningsevne. Det er derfor avgjørende at bestandenes genetiske integritet og genetiske variasjon (innen og mellom bestander) bevares slik at råmateriale for evolusjonær endring bevares. Klimaendringene forsterker således betydningen av at:
 - a. innblandingen av rømt oppdrettsfisk reduseres til ikke-skadelige nivå,
 - b. kultiveringsutsettinger kommer innenfor trygge genetiske, økologiske og sykdomsmessige rammer, og
 - c. den effektive bestandsstørrelsen holdes nær maksimum gjennom reguleringer av fiske og andre tiltak som sikrer tilstrekkelig antall gytefisk og at variasjonen i livshistorie opprettholdes (se også 4).
4. I regulerte vassdrag bør det fokuseres på strategier for bruk av nye vannressurs (økt nedbør i deler av landet) som kommer laksen til gode. Dette er særlig aktuelt i de mange vilkårsrevisjonene som sannsynligvis kommer opp i årene som kommer. Tiltak knyttet til vannføring, men også fysiske tiltak i vassdragene, bør både ha økt produksjon og bevaring av livshistorievariasjon (som alder ved kjønnsmodning) som mål.
5. Gytebestandsmålene bør justeres opp i takt med økt bærekapasitet i vassdragene, som følge av mulig økt næringsrikhet på grunn av økt avrenning av næringsstoffer, redusert smoltalder på grunn av økt vanntemperatur, økt produksjonsareal på grunn av økt vannføring, eller andre effekter av klimaendringer som kan vise seg å medføre økt bærekapasitet for laks.

6. Problemområdene knyttet til infeksjonspress fra lakselus i oppdrett vil utvides nordover i takt med tidligere og økt oppvarming av fjordområdene og kysten (kortere generasjonstid - større produksjon av lakselus). Dette bør tas hensyn i arealplanleggingen i lakseoppdrett.
7. Tålegrensen for lakselus, i form av antall lakselus per smolt, vil reduseres der smoltstørrelsen avtar som følge av økt vekst og lavere smolalder. Dette vil ha betydning for grenseverdier for lakselus i lakseoppdrett. Mindre smolt vil også svømme saktere ut fjordene og påvirke tidspunkt og varighet for tiltak i oppdrett. Tidligere smoltutvandring kan også gjøre at tidspunkt for tiltak bør justeres.

4 Regnbueørret

4.1 Innledning

Regnbueørret *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) er en stillehavslaks som har sitt naturlige utbredelsesområde langs vestkysten av Nord-Amerika og nordøstlige deler av Russland (Kamchatka) (Quinn 2005). Her danner de både lokalt tilpassede ferskvannsstasjonære (rainbow trout) og sjøvandrende bestander (steelhead) (Behnke 1992, Quinn 2005).

Regnbueørret ble beskrevet for første gang under navnet *Salmo mykiss* av J.J. Walbaum i 1792. Senere har arten blitt beskrevet en rekke ganger under ulike artsnavn og underartsnavn. I lang tid ble navnet *Salmo gairdneri*, beskrevet av J. Richardson i 1836, betraktet som gyldig vitenskapelig artsnavn. På grunnlag av genetiske studier ble imidlertid regnbueørret inkludert blant stillehavslaksene (*Oncorhynchus* spp.) i 1989 (Behnke 1992).

Selv om regnbueørret er beslektet med stillehavslaksene skiller den seg fra de fleste av de andre artene i slekten ved at de kan gyte flere ganger gjennom livet (iteropar) og gjør dette vanligvis om våren ved stigende vanntemperatur. Til forskjell gyter de aller fleste europeiske laksefisk på synkende vanntemperatur om høsten. Regnbueørret danner en egen gruppe av *Oncorhynchus* sammen med strupesnittørret *O. clarki* og (i noen analyser) og masulaks *O. mason* på den asiatiske stillehavskysten, og noen foreslår å kalle dem “stillehavsrørret” til forskjell fra stillehavslaks (Crespi & Fulton 2004). Slekten *Oncorhynchus* ser for øvrig ut til å være mer i slekt med røye i slekten *Salvelinus* enn med laks og ørret i slekten *Salmo*.

De sjøvandrende (anadrome) bestandene deles ofte i to former, en som kjønnsmodnes etter den er returnert til elva og en som kjønnsmodnes i sjøen når den er på vei mot elva for å gyte, også ofte kalt “sommer” og “vinter” steelhead. Forskjellen ligger i tidspunktet fiskene vandrer opp i elva, hvor sommervarianten vandrer opp i elva på sensommeren eller høsten (ofte august og september) og overvintrer i elva før de gyter om våren. Til forskjell entrer vintervarianten ofte elva om senvinteren og våren like før de gyter, og kjønnsmodningsprosessen er derfor i gang før de kommer i ferskvann. Vintervarianten finner man oftest i nedre deler av et vassdrag, mens sommervarianten ofte vandrer lengre opp i vassdraget. Sett bort fra gytetidspunkt så ligner livssyklusen til sjøvandrende regnbueørret mye på vår laks; de bruker gjerne 1-3 år i ferskvann og 1-3 år på første sjøvandring. Blant stillehavslaksene er regnbueørret den arten som tilsynelatende gjennomfører de lengste sjøvandringene og raskt forlater kysten og ut i åpent hav. Det er imidlertid også stor variasjon blant regnbueørret, hvor enkelte bestander har en mer “sjørørretlik” vandringsatferd med sommervandring i nære fjordområder (Quinn 2005).

Selv om regnbueørret er en vårgyter, har ulike bestander (familier) i akvakultur blitt endret til å gyte til mange tider gjennom året. Enkelte familier gyter om høsten. Det er grunn til å tro at den utstrakte eksporten av regnbueørret fra Nord-Amerika til Europa har omfattet akvakulturfisk med ulike gytetidspunkt. Således kan vi ha importert både vårgytende og høstgytende regnbueørret til Norge, men import av vårgytere har trolig vært dominerende. Langvarig kultivering over mange generasjoner både før og etter innførsel til Europa trekkes ofte fram som en viktig årsak til at arten generelt har vanskelig for å etablere selvreproduserende bestander i Europa (se kapittel 4.6).

Regnbueørret er meget tilpasningsdyktig, og gjennom omfattende utsettinger i forbindelse med sportsfiske og rømminger fra både kultiveringsanlegg og akvakultur er arten spredd til nær samtlige kontinent (MacCrimmon 1971). I Europa er det drevet oppdrett av regnbueørret siden 1890-tallet (Laird & Needham 1988) både for matfiskproduksjon og for utsetting til sportsfiskeformål. I 2005 ble det produsert 273 000 tonn regnbueørret i Europa (Vandeputte mfl. 2008), som med unntak av Norge, hovedsakelig produseres i ferskvannsanlegg i innlandet. Til Norge kom regnbueørreten trolig for første gang i 1902 da den ble introdusert fra Danmark, og i 1908 foregikk det en storstilt import av arten fra Danmark (MacCrimmon 1971, Bevanger 2005).

Regnbueørret har også senere blitt innført fra Danmark en rekke ganger, både til matfiskoppdrett, men også til kultiveringsutsettinger i Norge. Det har også blitt importert levende fisk fra USA (Bevanger 2005). Over tid har det blitt satt ut regnbueørret en rekke steder i Norge, både til matfiskproduksjon i jorddammer og såkalte “gårdsdammer”, og til sportsfiskeformål (Hindar mfl. 1996). Produksjonen i dammer ble satt i gang på 1950-tallet. I en omfattende spørreundersøkelse fant Hindar mfl. (1996) at det var registrert regnbueørret i 195 av 344 kommuner hvor det ble innhentet opplysninger. I totalt 114 av disse kommunene ble det opplyst at regnbueørret var registrert i perioden fra 1990 til 1996. På slutten av 1980-tallet ble man klar over at regnbueørret kunne være smittebærer av *Gyrodactylus salaris*, samtidig som det ble mer fokus på at regnbueørret er en uønsket fremmed art. Siden 1990, har det vært forbud mot utsetting av regnbueørret til kultiveringsformål og sportsfiske i norske vassdrag. Produksjonen av regnbueørret i ferskvannsanlegg og utestting i noen få “put and take”-dammer for fiske har fortsatt, men disse har blitt pålagt smitte- og rømmingshindrende tiltak.

I motsetning til produksjonen i ferskvann har den norske produksjonen av regnbueørret i sjøen økt svært mye de senere tiårene. I 2009 ble det i henhold til Statistisk sentralbyrå produsert om lag 75 000 tonn regnbueørret i oppdrettsanlegg i Norge, det aller meste av dette i sjøen (figur 4.1).

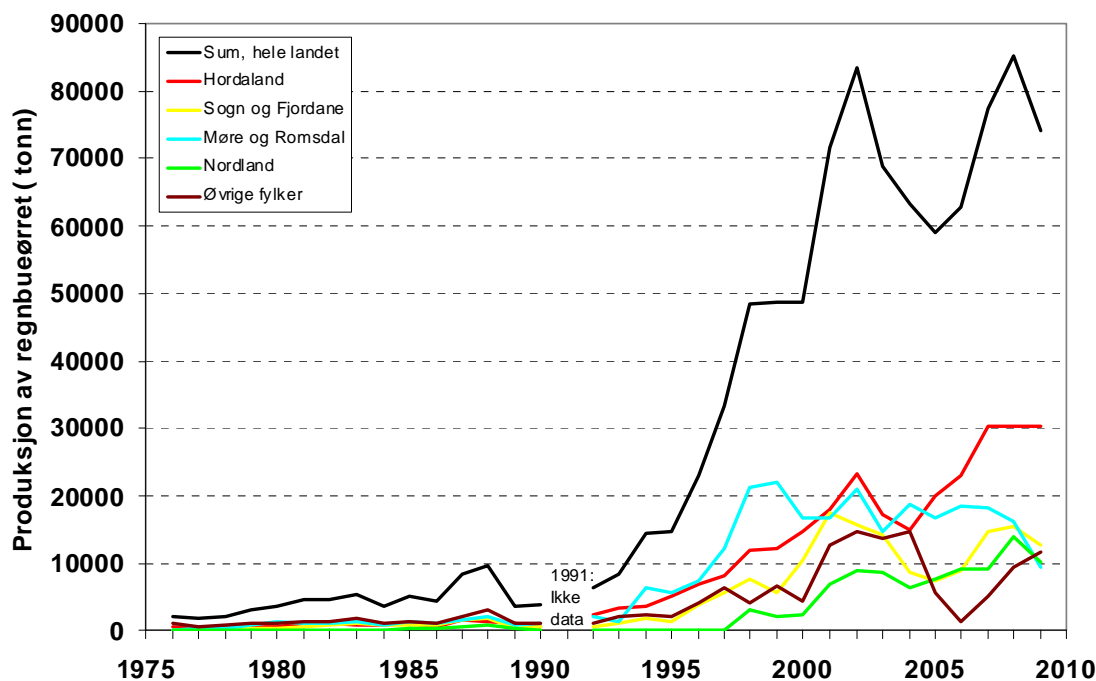
Den globale spredningen av regnbueørret har ført den inn på listen over de 100 verste invaderende arter i verden, utarbeidet av den internasjonale naturvernorganisasjonen IUCN (World's Worst Invasive Alien Species, www.issg.org/database/species/ecology.asp). Den er også oppført på norsk svarteliste for innførte arter, hvor den kategoriseres som en høyrisiko art (Gederaas 2007). Grunnlaget for denne kategoriseringen er at regnbueørreten som invaderende art er vurdert å kunne ha negative effekter på naturlig biologisk mangfold (Gederaas 2007).

Med bakgrunn i den pågående storskala produksjonen av regnbueørret langs norskekysten gir vi her en oppdatert vurdering av rømt regnbueørret som en mulig trussel for de stedegne laksefiskene.

4.2 Regnbueørret i akvakultur i Norge - produksjon og innrapporterte rømminger

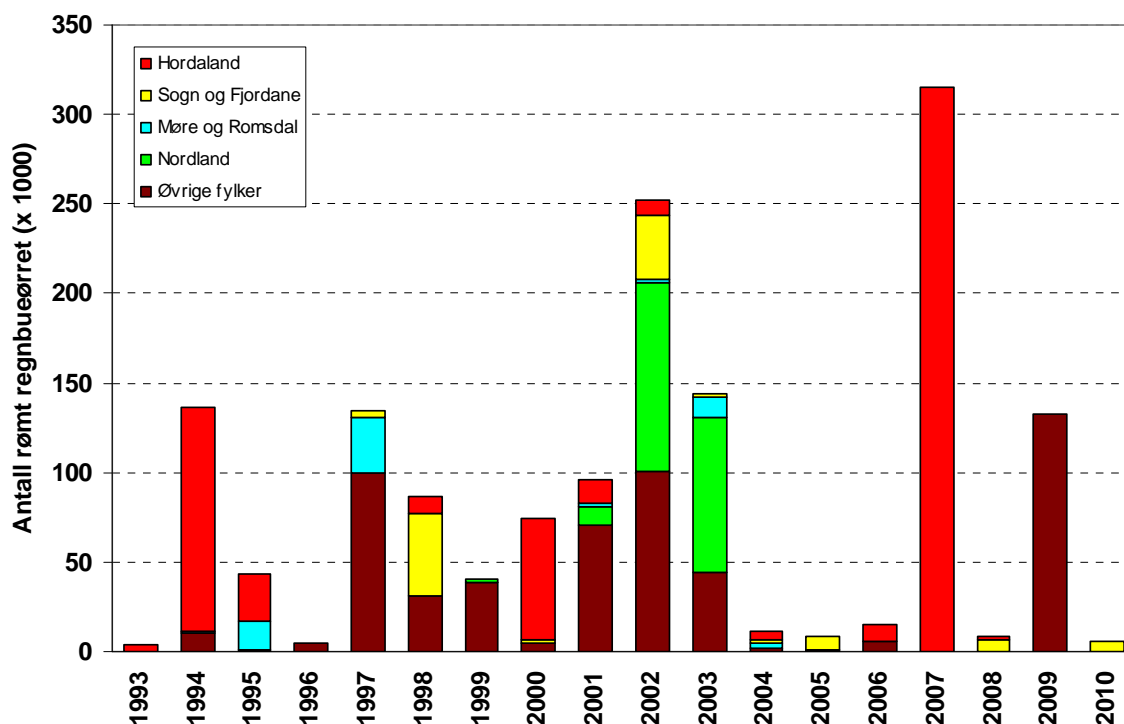
Totalproduksjonen av regnbueørret i oppdrett langs norskekysten økte markert fra første halvdel av 1990-tallet, da produksjonen var under 10 000 tonn, og fram til 2000-tallet da produksjonen flatet mer ut på et nivå fra 60 000 - 85 000 tonn per år (figur 4.1).

Hovedproduksjonen har vært fordelt på fylkene Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Nordland. Hordaland har vært største produsent det siste tiåret.



Figur 4.1. Produksjon av regnbueørret i norsk oppdrett i perioden 1976 til 2009. Basert på data fra SSB (www.statbank.ssb.no).

Når det oppdages rømming fra et oppdrettsanlegg plikter oppdretteren å rapportere dette til forvaltningsmyndighetene (Baarøy mfl. 2004). På grunnlag av slike innrapporteringer utarbeider Fiskeridirektoratet en årlig statistikk over antall rømte fisk. For perioden 1993-2010 var det stor variasjon i antall innrapporterte rømminger av regnbueørret, med en årlig variasjon fra mindre enn 10 000 til mer enn 300 000 rømte fisk (**figur 4.2**). Statistikken viser også at rømmingen i denne perioden var fordelt på en rekke fylker. Genetisk identifikasjon av rømt fisk kan nå brukes til å identifisere anlegg som fiskene har rømt fra (Glover 2010). Dette vil øke mulighetene til å finne kilden og årsakene til rømmingene.



Figur 2. Årlig innrapportert rømming av regnbueørret fordelt på ulike regioner for perioden 1993-2010. Kilde: Fiskeridirektoratet, www.fiskeridir.no/statistikk/akvakultur/roemmingsstatistikk.

4.3 Regnbueørret som vektor for infektive organismer

Vitenskapsrådet har ikke funnet publikasjoner som beskriver undersøkelser av infeksjoner hos regnbueørret i naturen i Norge. Publiserte undersøkelser av regnbueørret i norske kultiverings- og oppdrettsanlegg er også svært sparsomme. De sykdommene hos regnbueørret det internasjonalt har vært mest fokus på, er virussykdommene VHS (viral hemoragisk septikemi) og IHN (infeksiøs hematopoetisk nekrose) og dreiesyke forårsaket av parasitten *Myxobolus cerebralis* (Nehring mfl. 1998). I Norge har det vært mye fokus på spredning av parasitten *Gyrodactylus salaris* med flytting og rømming av regnbueørret.

Selv om flytting av fisk er den viktigste spredningsmåten for infektive organismer hos fisk, er det få kjente introduksjoner av infeksjoner som følge av innførslene av regnbueørret til Europa. En viktig grunn kan være at innførslene hovedsakelig har omfattet rogn. De infeksjonene som er påvist hos regnbueørret i Europa skyldes smitteoverføring fra europeiske laksefisk. En videre flytting av regnbueørret innen Europa kan bidra til å spre infektive organismer. Et velkjent eksempel på dette hos oss er spredningen av en variant av *Gyrodactylus salaris* som er dødelig for laksunger. Denne varianten ble først påvist i 1986 på regnbueørret i et oppdrettsanlegg i Tyrifjorden som tilhører Drammensvassdraget, og senere også på mange andre oppdrettsanlegg med regnbueørret høyere opp i samme vassdrag. I 1986 ble det ikke funnet *G. salaris* på

laksunger i Drammenselva nedstrøms oppdrettsanleggene, men året etter ble det observert en rask spredning av parasitten blant laksunger i denne elva samt Lierelva like ved. Spredningen av *G. salaris* til laks i Drammenselva og Lierelva kan trolig forklares med rømt smittet regnbueørret fra oppdrettsanleggene høyere opp (ovenfor lakseførende strekning) i Drammensvassdraget (Mo 1991). Per mai 2011 er *G. salaris* utryddet fra alle infiserte regnbueørretanlegg i Norge, og alle anlegg som produserer regnbueørret i ferskvann skal undersøkes hvert annet år med hensyn på forekomst av *G. salaris* i et nasjonalt overvåkingsprogram.

Dreiesykeparasitten *Myxobolus cerebralis* har sin naturlige utbredelse blant laksefisk i land rundt Atlanterhavet. Allerede på 1800-tallet forårsaket parasitten stor dødelighet hos introdusert regnbueørret i Europa. I USA har flytting av fisk fra den østlige delen (“Atlanterhavssiden”) (alternativt fra Europa) til den vestlige siden (“Stillehavssiden”) bidratt til å spre *M. cerebralis* til naive regnbueørretbestander. Parasitten forårsaker stor dødelighet i mange av disse bestandene, og *M. cerebralis* betraktes i dag som den viktigste trusselen mot vill regnbueørret i USA (Hedrick mfl. 1998). En tilsvarende dødelighet observeres hos regnbueørret i Europa der *M. cerebralis* synes å ha en stor utbredelse. Hindar mfl. (1996) gav dødelighet forårsaket av naturlig forekommende myxosporidier som en mulig forklaring på at regnbueørret i liten grad har klart å etablere viltlevende bestander i Norge, men det synes ikke å ha blitt gjennomført undersøkelser som kan bekrefte eller avkrefte denne hypotesen. Tilsvarende er dreiesyke nevnt som en av årsakene som kan ha bidratt til å hindre etablering av selvreproduserende bestander av regnbueørret andre steder i Europa (Fausch mfl. 2001, Fausch 2007).

Siden 1994 har alle oppdrettsanlegg med regnbueørret i Norge blitt undersøkt med hensyn på forekomst av de to alvorlige virussykdommene VHS og IHN i et nasjonalt overvåkingsprogram, uten at de to virustypene har blitt påvist gjennom dette programmet. Dersom en av disse blir påvist blir anlegget umiddelbart pålagt restriksjoner, og fiskene blir slaktet så raskt som mulig for å hindre videre spredning. I 2007 ble VHS-virus påvist hos syk regnbueørret i tre sjøvannsanlegg i Storfjorden i Møre og Romsdal, og ytterligere to anlegg i 2008 og ett i 2009. Det samme viruset ble også påvist i én rømt regnbueørret (Anon. 2008, 2010a). Den genotypen som ble påvist (genotype III) var tidligere aldri funnet i oppdrettede eller ville laksefisk, men derimot hos marine fiskearter. I 2007 ble alle oppdrettsanlegg med torsk, sei og laks i Storfjorden undersøkt for VHS-virus uten påvisning. I løpet av 2007 ble det også undersøkt omtrent 260 ville marine fisk, mer enn halvparten sild, fra fjorden uten at VHS-viruset ble påvist. I 2010 ble VHS-viruset ikke påvist hos oppdrettede regnbueørret i Storfjorden (Anon. 2010a).

I Osterfjordbassenget er det gjort registreringer som viser at rømt regnbueørret kan ha til dels høye nivå av lakselus. Under et garnfiske utført i slutten av april og begynnelsen av mai i 1999 ble det fanget 115 regnbueørret som i gjennomsnitt hadde 4,4 voksne hunnlus (Holst 2004), og ved fangst av 141 regnbueørret i april 2000 ble tilsvarende funnet i gjennomsnitt 3,6 voksne hunnlus per rømt regnbueørret (J.C. Holst pers. medd. i Skilbrei & Wennevik 2006). Basert på disse resultatene er det rimelig å anta at rømt regnbueørret i enkelte år kan gi et vesentlig bidrag til produksjonen av lakseluslarver i området (**figur 4.3**) (Skilbrei 2005, Skilbrei & Wennevik 2006).



Figur 4.3. Rømt regnbueørret med mye lakselus fotografert i Radfjorden nord for Bergen i mars 2010. Oppdretterne gjennomfører en rekke tiltak for å redusere lakselusproblemet. Siden regnbueørreten er relativt stasjonær etter rømming kan den som vert for lakselus bidra til å opprettholde produksjonen av lakselus og dermed motvirke oppdretternes tiltak.

4.4 Rømt regnbueørret - hvordan klarer de seg i naturen?

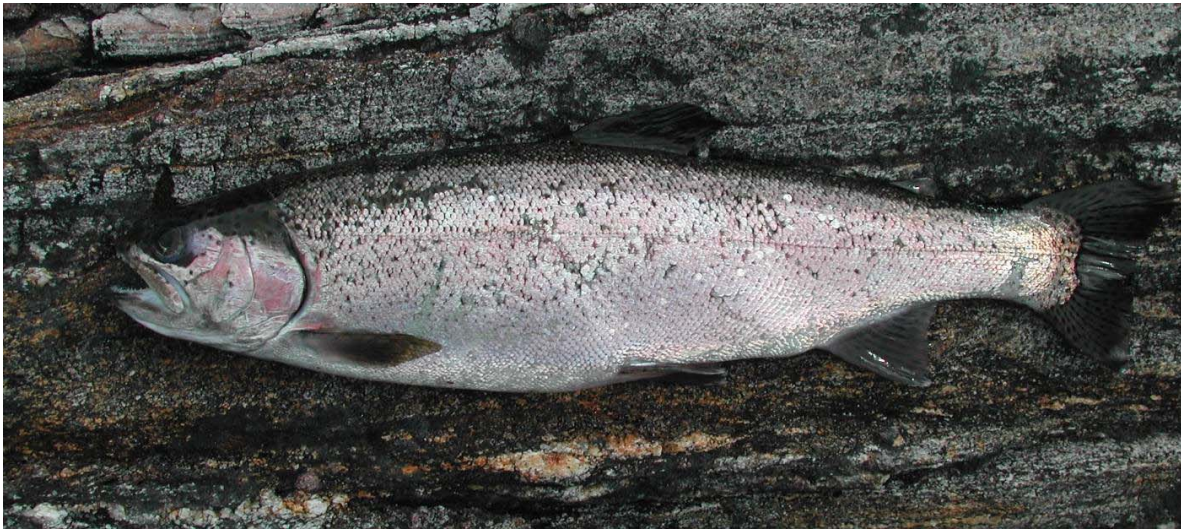
Sjansen for at rømt regnbueørret skal kunne etablere seg og gjennomføre en vellykket gyting vil trolig øke dersom fisken raskt klarer å tilpasse seg naturlige byttedyr. Utsatt laksesmolt som er trent til å tilpasse seg naturlige byttedyr, har vist seg å ha en bedre sjanse til å overleve, spise og vokse i sjøen enn de som kun har blitt foret på pellets (Brown mfl. 2003a, b). Videre har utsatte postsmolt av laks vist seg å generelt spise mindre enn vill postsmolt i tidlig sjøfase (Sturlaugsson 1994, 2000). Større individer av både utsatt og rømt laks som er fanget i åpen sjø ser ut til å ha tilpasset seg naturlig føde tilsvarende vill laks (Jacobsen mfl. 1993a, b, Jonssen mfl. 2003). Jonsson mfl. (1993a, b) viste at oppdrettet regnbueørret utsatt som 1+ og 2+ smolt i Norge hadde god vekst, og at veksten var negativt relatert til størrelse ved utsetting. Noen fisk returnerte også etter tre år i sjøen, og dette tyder dermed på at rømt regnbueørret kan overleve, tilpasse seg og utnytte marine byttedyr.

Det finnes få diettstudier av regnbueørret rømt fra oppdrettsanlegg. Rikardsen & Sandring (2006) fant at hvor lett rømt regnbueørret klarte å tilpasse seg naturlig føde i sjøen var avhengig

av sjøalderen ved rømming (se også **figur 4.4**). Fisk som rømte etter å ha stått over ett år i merd slet med å tilpasse seg marin føde og spiste mest ufordøyelig føde som lignet på pellets (f.eks. tangblærer, småstein, kvistbiter og lignende) i de 15 månedene etter rømming som undersøkelsen foregikk. Disse tapte da også generelt vekt og kondisjon gjennom hele perioden. Regnbueørret som rømte som postsmolt tilpasset seg imidlertid raskt naturlig føde, og spiste tilsvarende type og mengde byttedyr etter bare én måned i sjøen som annen anadrom fisk (sjøørret, sjørøye og laks) innenfor samme område. Disse fiskene økte også raskt i vekt i månedene etter de hadde tilpasset seg naturlig føde.

Ulike studier tyder dermed på at jo tidligere i sjøfasen regnbueørret rømmer, jo raskere tilpasser de seg naturlig føde. De fiskene som tilpasser seg vokser godt, ser ut til kunne overleve og returnere til vassdrag for å gyte etter en tid i sjøen. Selv om større fisk i mindre grad tilpasser seg naturlig føde, ser disse også ut til å kunne overleve på energireserver i minimum 1,5 år (Rikardsen & Sandring 2006, **figur 4.4**), og det kan derfor ikke utelukkes at også disse kan gyte lenge etter de har rømt.

Skilbrei (2009) gjennomførte forsøk med akustisk merket regnbueørret satt ut fra oppdrettsanlegg i Osterfjordbassenget i Nordhordland. Den utsatte fisken var relativt stasjonær etter utsetting og oppholdt seg lenge i fjorden. Av 50 regnbueørret satt ut i mai og august 2008 var 18 % fremdeles i fjorden i januar 2009, mens om lag en tredjedel hadde forlatt fjorden og en tredjedel var tatt i fisket. At regnbueørreten kan være relativt stasjonær også etter en rømming, er en egenskap som utnyttes ved gjenfangstfiske (Skilbrei og Wennevik 2006).



Figur 4.4. Oppdrettet regnbueørret gjenfanget etter henholdsvis 7 (øverste bilde) og 15 (nederste bilde) måneder på rommen i Steigen kommune i 2003 og 2004. Fisken rømte etter å ha blitt foret over ett år i merd i sjøen. Ved gjenfangst etter 15 måneder hadde finnene delvis vokst ut, og fisken hadde fått en mer “steelhead-lignende” slank fasong og farge. Mageinnholdet hos gjenfanget fisk bestod hovedsakelig av ufordøyelig mat (ca 75 %), men også ett og annet byttedyr, inkludert krepsdyr, bløtdyr og fiskelarver. Foto: Audun Rikardsen og Lars Blomberg.

4.5 Interaksjoner med stedegne arter

4.5.1 Konkurrans om næring og oppveksthabitat

I utseende og livssyklus likner regnbueørreten på laks og ørret. En kan derfor forvente at regnbueørret som søker opp i norske vassdrag stedvis vil etablere seg, og vil konkurrere med stedegne laksefisk om næring og habitat. Det er velkjent at ungfisk av regnbueørret i hovedsak livnærer seg på insekter og mindre krepsdyr, mens de voksne og større individene har en svært variert diett ofte bestående av fisk supplert med større insekter, krepsdyr, mollusker, salamander og frosk (Scott & Crossman 1973, Walker 2004). At regnbueørreten er en generalist som effektivt kan beite på mange ulike byttedyr gjør at den potensielt kan ha en negativ påvirkning på stedegne arters næringstilgang og habitatbruk (Elliot 1973, Tilzey 1976, Crowl mfl. 1992, Schade & Bonar 2005, Hasegawa & Maekawa 2006, Baxter 2007). I Øyreselva i Hardanger undersøkte Borgstrøm & Skaala (2008) rømt regnbueørret (9-19 cm) som nylig hadde vandret opp i elva. Ved første prøvetaking i oktober var mageinnholdet hos regnbueørreten dominert av plantemateriale, men ved andre prøvetaking i februar hadde den, i likhet med stedegen ungfisk av laks og ørret, spist både steinfluer og vårflyer. Dette resultatet er i samsvar med den generelle kunnskapen om diett- og habitatvalg hos de ulike artene og tilsier at regnbueørret i norsk natur kan være en betydelig konkurrent for de stedegne artene.

4.5.2 Predasjon

Regnbueørreten er en effektiv fiskespiser, og det finnes flere eksempler på at predasjon fra regnbueørret har desimert eller ført til fortrenning av stedegne fiskearter (Tilzey 1976, Crowl mfl. 1992, Benkhe 2002, Fausch 2008). Tilstedeværelse av en ny predator vil ofte endre atferdsmønsteret til byttefisk slik at disse er mer i skjul for å unngå kontakt med predatorene (Gilliam & Fraser 1987). Denne atferdsresponsen kan indirekte redusere vekst og overlevelse i bestandene av byttefisk.

4.5.3 Konkurrans om gytehabitat og oppgraving av gytegroper

Laks, ørret og regnbueørret velger gytehabitat ut fra klart definerte kriterier med tanke på substrat, vannhastighet og vanddyp (Tautz & Groot 1972, Crisp & Carling 1989, Fleming mfl. 1996). Siden disse artene har overlappende preferanser for gytehabitat er det en risiko for at det kan oppstå konkurranse mellom artene. Siden ørret og laks gyter sent om høsten og regnbueørreten normalt gyter om våren, vil det være en fare for at regnbueørreten graver opp egg som foregående høst er gytt av stedegne arter. Dette er beskrevet som en viktig mekanisme for at regnbueørreten delvis (Hayes 1987) eller helt (Scott & Irvine 2000) har fortrenget ørretbestander. Tilsvarende er det fra Japan beskrevet at introdusert regnbueørret har gravd opp egg gytt av to stedegne røyearter (*Salvelinus malma* og *S. leucomaenis*) (Taniguchi mfl. 2000), og at dette trolig har bidratt til røyebestandenes negative bestandsutvikling etter at regnbueørreten ble innført. I Norge er det gjort filmopptak av regnbueørret som i mars graver opp laks og/eller ørretrogn på en gyteplass i Arnaelva nord for Bergen (Tore Wiers, Uni Miljø. pers. obs.). I Sverige er slik oppgraving av gytegroper som følge av innført regnbueørret vurdert som en mulig trussel mot bestandene av sjørret på Gotland (Landegren 1999).

4.5.4 Hybridisering

Det er kjent fra krysningsforsøk at regnbueørret kan hybridisere og få levedyktig avkom med ørret (Blanc & Maunas 2005), og i noen tilfeller også med laks (Waknitz mfl. 2003). Slike hybrider er bare kjent fra eksperimenter, og det vurderes som lite sannsynlig at slik hybridisering

skal forekomme under naturlige forhold. Imidlertid er det fra Nord-Amerika kjent at hybridisering med regnbueørret har fortrent eller desimert flere lokale og endemiske stammer av strupesnittørret (*Oncorhynchus clarkii*) (Allendorf & Leary 1988). Hybridisering er derfor vurdert som en alvorlig trussel mot stedegne *Oncorhynchus* arter og det biologiske mangfoldet (Boyer mfl. 2008, Muhlfeld mfl. 2009). Høsten 2010 ble det observert en stor hann regnbueørret som var i ferd med å gyte sammen med brunørret i en tilløpsbekk til Frognerdammen i Oslo. Dette funnet viser at det også finnes høstgytende individer av regnbueørret i Norge (se: www.dagbladet.no/2010/11/17/nyheter/fiske/innenriks/frognerparken/larslars/14301969/). Det er ukjent om hendelsen førte til befruktning av rogn og eventuelle levedyktige avkom, men avisoppslaget aktualiserer behovet for kunnskap om eventuell hybridisering og andre interaksjoner mellom regnbueørret og stedegne arter i norske vassdrag.

4.5.5 Overføring av sykdom og parasitter

Rømt regnbueørret kan også påvirke stedegne arter ved overføring av sykdom og parasitter. Dette er nærmere beskrevet i kapittel 4.3.

4.6 Naturlig reproduksjon og etablering av selvreproduserende bestander

Til tross for utsettinger siden begynnelsen av 1900-tallet og fram til slutten av 1980-tallet, og betydelige rømminger fra oppdrett de siste tiårene, er det i Norge registrert få tilfeller av naturlig reproduksjon av regnbueørret (Hindar mfl. 1996, Hesthagen & Sandlund 2007). I anadrome vassdrag er det rapportert to tilfeller, henholdsvis i Imsa (Jonsson mfl. 1993a) og i Oselva (Sægrov mfl. 1996). I begge tilfellene ble naturlig reprodusert regnbueørret registrert i et enkelt år (1978 i Imsa og 1994 i Oselva), og det er senere ikke påvist reproduksjon i disse elvene. I anadrome vassdrag synes det derfor å være svært få påviste tilfeller av reproduksjon, til tross for at det årlig utføres et omfattende elektrofiske og innsamling av ungfisk i mange vassdrag.

I innlandsvassdrag er det registrert flere tilfeller av reproduksjon. På bakgrunn av en spørreundersøkelse fant Hindar mfl. (1996) at sikker reproduksjon av regnbueørret var registrert i ikke-anadrome vassdrag i fem kommuner etter 1990. Bestander som er selvreproduserende og opprettholdt over flere tiår er beskrevet fra tre lokaliteter; Setervatna i Romsdalen, Potta som er en liten innsjø på Dovre, og Brennfjellvatna i Storfjord i Troms (Gammelsæter & Dønnum 1994, Hindar mfl. 1996). Videre spredning og etablering ut fra disse bestandene er ikke kjent.

Tilsvarende er det også relativt uvanlig at arten reproduserer naturlig andre steder i Europa (MacCrimmon 1971, Fausch mfl. 2001, Walker 2004). Årsaken til at det ikke etableres flere selvreproduserende bestander er ikke kjent, men følgende forhold, hver for seg eller i kombinasjon, er nevnt som mulige hindringer for etablering:

- Domestisering som gjør dagens regnbueørret lite egnet til å kolonisere nye habitat
- Naturlig forekommende sykdomsfremkallende organismer (Hindar mfl. 1996)
- Flomregimer om våren eller forsommeren som er spesielt ugunstig for den vårgytende regnbueørreten fordi egg og yngel blir vasket ut (Fausch mfl. 2001)
- Konkurransen eller predasjon fra stedegne arter

Av disse faktorene er trolig domestisering viktig for å motvirke etableringer under norske forhold (Jonsson mfl. 1993a). Den genetiske påvirkningen fra mange tiår i oppdrett uten naturlig reproduksjon og med oppveksten i kar og merd, har sannsynligvis redusert evnen den rømte

fisken har til å gjennomføre en vellykket reproduksjon og etterfølgende livssyklus. Denne hypotesen støttes av studier som viser at regnbueørret viser tap av fitness sammenliknet med naturlig rekruttert villfisk selv etter få generasjoner med stamfiskhold (Araki mfl. 2009), og studier hvor ungfisk av regnbueørret viser atypisk atferd i naturen (Jonsson mfl. 1993a). I tillegg vil en stor andel av den rømte fisken ha unaturlig kort og dyp kroppsform, og ofte også finneslitasjer som vil redusere fiskens mulighet til å reproducere.

Parasittologen Egil Karlsbakk foreslo i sin tid at fravær av de naturlig forekommende sykdomsorganismene til ørret og laks, kunne være en forklaring på at regnbueørret kun etablerte selvreproduserende bestander i “spesielle” lokaliteter i Norge (Hindar mfl. 1996). De fleste bestandene vi vet om, kan knyttes til jorddammer/gårdsdammer og fjellvatn uten andre arter av *Salmo*. I tilfeller der regnbueørret samlever med ørret (Gammelsæter & Dønnum 1994), ble det undersøkt om disse hadde myxosporidier, uten at slike ble funnet. En forklaring på dette kan være at så lenge fisken er båret dit, mangler de sykdomsframkallende organismene, og regnbueørret kan da etablere seg i lokaliteten (Hindar mfl. 1996). Denne hypotesen er enn så lenge ikke undersøkt videre.

Ved et vedvarende høyt antall rømte fisk er det en fare for at noen fisk skal etablere seg, siden sannsynligheten for etablering vil øke med økende antall regnbueørret som over flere år søker opp i den samme elva (Hindar mfl. 1996). Videre er det rimelig å anta at avkom som stammer fra naturlig reproduksjon har økt evne til etablering. På denne måten kan det bygges opp en selvreproduserende bestand som igjen kan fungere som en kilde til spredning og en rekke nyetableringer. Således gikk det nær 100 år etter at utsettingene med regnbueørret begynte til arten etablerte seg i “The Great Lakes” i Canada og USA på 1970-tallet (Dueck 1996). Tilsvarende eksempler finnes for en rekke andre innførte arter hvor lang tids tilstedeværelse uten reproduksjon har blitt etterfulgt av vellykket reproduksjon og rask spredning og kolonisering over større områder. Et eksempel er den innførte karpefisken *Pseudorasbora parva*, som hadde lav forekomst på begynnelsen av 1970-tallet før den viste en eksplosiv spredning og dramatisk økt forekomst i ferskvannshabitat i en rekke europeiske land (Gozlan mfl. 2010). Siden regnbueørreten kan være sjøvandrende, har den et stort potensiale for spredning langs kysten. Om dette skjer vil det få betydelige negative konsekvenser for opprinnelig fauna, og særlig for sjøvandrende laksefisk som vil konkurrere med regnbueørret.

De registrerte tilfellene av vellykket reproduksjon i Norge er riktignok få, men gir et signal om at potensialet for en økt etablering er tilstede. Fortsatt høye rømningstall innebærer en risiko for reproduksjon i naturen. For å kunne vurdere potensialet for at dette fører til etablering, er det viktig å forstå årsakene til at regnbueørret som hovedregel ikke etablerer selvreproduserende bestander i Norge. Dersom domestisering eller interaksjoner med stedegne laksefisk og deres sykdomsorganismer er de viktigste årsakene, er sterke bestander av vill laks og ørret en viktig faktor for å hindre etablering. Dersom vannførings- eller temperaturregimer er den viktigste årsaken, er det viktig at disse ikke endres i en retning som favoriserer reproduksjon eller overlevelse av regnbueørret. En kan ikke se bort fra at klimaendringer med økt vanntemperatur og endringer i andre fysiske og økologiske forhold, som for eksempel reduserte bestander av lokale laksefisk, kan begunstige regnbueørreten. Det er nå flere undersøkelser som viser at invaderende arter som tidligere ikke har hatt stor betydning kan få en eksplosiv bestandsvekst som følge av endringer i klimatiske forhold. Et eksempel er krepsdyret *Austrominius modestus* som har hatt en ekspansiv bestandsvekst som følge av en rekke milde vintre (Witte mfl. 2010). Andre

eksempler på klimabetinget bestandsvekst finner vi hos sneglen *Crepidula fornicata* (Thieltges mfl. 2004) og stillehavsostersen *Crassostrea gigas* (Diederich mfl. 2005).

4.7 Konklusjoner og anbefalinger

I løpet av de siste tiår har produksjonen av regnbueørret økt betydelig i norske oppdrettsanlegg. Dette har ført til en betydelig økning i antall rømte regnbueørret. Mange av disse vandrer opp i elvene langs norskekysten. Regnbueørreten har en rekke biologiske likhetstrekk med våre stedegne arter av laksefisk. Så langt er det svært få eksempler på naturlig rekruttering i norske elver, og den rømte fisken synes i liten grad å konkurrere med stedegen fisk. Imidlertid er rømt fisk en kilde til overføring av patogener og parasitter som i seg selv er en trussel mot stedegne arter. Det finnes flere eksempler på at rømt regnbueørret kan være verter for lakselus, noe som igjen kan bidra til økt infeksjon på villfisk. Rømt regnbueørret er relativt stasjonær og rømt fisk kan derfor bidra til å opprettholde en kilde til produksjon av lakselus i områder hvor det ellers er god kontroll på lakselusnivåene i oppdrettsanleggene.

Det ligger også en betydelig fare i at regnbueørret kan bli en konkurrent til stedegne arter dersom den først klarer å etablere selvreproduserende bestander og tilpasser seg de naturlige forholdene i norske elver. Så langt har dette ikke skjedd, men en rekke studier av andre arter har vist at det kan være et tidsspørsmål før innførte arter etablerer seg. Med vedvarende høye rømminger over tid øker derfor sannsynligheten for en slik etablering med tilhørende negative konsekvenser for stedegne arter. Siden vi ikke fullt ut forstår årsakene til at regnbueørret ikke etablerer bestander i Norge, er vår evne til å kvantifisere denne sannsynligheten begrenset.

Følgende tiltak anbefales for å overvåke og motvirke negative effekter av rømt regnbueørret på stedegne bestander av laksefisk:

- Styrke tiltak for å hindre rømming fra akvakultur.
- Intensivt gjenfangstfiske etter rømt regnbueørret ved større rømminger. Et slikt fiske kan være effektivt siden rømt regnbueørret er relativt stasjonær etter rømming.
- Vurdere økt bruk av triploide stammer eller stammer bestående av bare hunnfisk i oppdrett.
- Overvåkingsfiske etter rømt regnbueørret i sjø og i ferskvann (elver).
- Overvåking av elver i områder med mye rømming for påvisning av eventuell naturlig reproduksjon av regnbueørret.
- Rutinemessig kontroll av patogener og parasitter på rømt regnbueørret.
- Skaffe kunnskap om årsakene til at regnbueørret kun i et fåtall tilfeller har etablert bestander i Norge, og hvilke skadevirkninger eventuell etablering kan ha.

5 Referanser

- Allendorf, F.W. & Leary, R.F. 1988. Conservation and distribution of genetic variation in a polytypic species: the cutthroat trout. *Conservation Biology* 2: 170-184.
- Anon. 2005. Prognosebasert kvoteregulering i laksefisket. Rapport fra utvalg nedsatt av Direktoratet for naturforvaltning på oppdrag fra Miljøverndepartementet. 1-38.
- Anon. 2008. Helsesituasjonen hos oppdrettsfisk 2008. Veterinærinstituttet www.vetinst.no/index.php/nor/Forskning/Publikasjoner/Fiskehelse rapporten
- Anon. 2009a. Status for norske laksebestander i 2009 og råd om beskatning. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1: 1-230.
- Anon. 2009b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse og beskatningsråd for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1b: 1-357.
- Anon. 2010a. Helsesituasjonen hos laksefisk 2010. Veterinærinstituttet www.vetinst.no/index.php/nor/Forskning/Publikasjoner/Fiskehelse rapporten
- Anon. 2010b. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2: 1-213.
- Anon. 2010c. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse og beskatningsråd for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2b: 1-516.
- Anon. 2011a. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen (HFNS). Framtidsbilder for sektorene i 2030. Endelig rapport, 57 s. Fiskeridirektoratet, Klima og Forurensningsdirektoratet, Kystverket, NVE, Oljedirektoratet, Petroleumstilsynet, Sjøfartsdirektoratet og Statens strålevern.
- Anon. 2011b. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1: 1-105.
- Anon. 2011c. Status for norske laksebestander i 2011. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 3: 1-285.
- Anon. 2011d. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse og beskatningsråd for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 3b: 1-566.
- Araki, H., Cooper, B. & Blouin, M.S. 2009. Carry-over effect of captive breeding reduces reproductive fitness of wild-born descendants in the wild. *Biology Letters* 5: 621-624.
- Baarøy, V., Gjerde, B., Heggberget, T.G., Jensen, P.E., Maroni, K., Sandvik, S. & Skaala, Ø. 2004. Identifisering av rømt oppdrettlaks. Utredning av utvalg nedsatt av Fiskeridirektøren, www.fiskeridir.no.
- Baxter, C.V., Fausch, K.D., Murakami, M. & Chapman, P.L. 2007. Invading rainbow trout usurp a terrestrial prey subsidy from native charr and reduce their growth and abundance. *Oecologia* 153: 461-470.
- Behnke, R.J. 1992. Native trout of western North America. American Fisheries Society Monograph 6.
- Behnke, R.J. 2002. Trout and salmon of North America. The Free Press, Simon and Schuster, Inc., New York.
- Beaugrand, G., Reid, P. C., Ibanez, F., Lindley, J.A. & Edwards, M. 2002. Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. *Science* 296: 1692-1694.
- Beaugrand, G. & Reid, P. C. 2003. Long term changes in phytoplankton zooplankton and salmon related to climate *Global Change Biology* 9: 801-817.
- Bevanger, K. 2005. Nye dyrearter i Norsk natur. Landbruksforlaget, Norge, Oslo.
- Blanc, J.M. & Maunas, P. 2005. Farming evaluation of the 'brownbow' triploid hybrid (*Oncorhynchus mykiss* · *Salmo trutta*). *Aquaculture International* 13: 271-281.

- Borgstrøm, R. & Skaala, Ø. 2008. Rømt regnbogeaure - økologiske interaksjoner med vill laks og sjøaure. Havforskningstema 2008-1.
- Boyer, M.C., Muhlfeld, C.C. & Allendorf, F.W. 2008. Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) invasion and the spread of hybridization with native westslope cutthroat trout (*Oncorhynchus clarkii lewisi*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65: 658-669.
- Brown, C., Davidson, T. & Laland, K. 2003a. Environmental enrichment and prior experience of live prey improve foraging behaviour in hatchery-reared Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 63: 187-196.
- Brown, C., Markula, A. & Laland, K. 2003b. Social learning of prey location in hatchery-reared Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 63: 738-745.
- Børsheim, K.Y., and Golmen, L.G. 2010. Forsuring av havet. Kunnskapsstatus for norske farvann. TA 2575.
- Crespi, B.J. & Fulton, N.J., 2004. Molecular systematics of Salmonidae: combined nuclear data yields a robust phylogeny. Molecular Phylogenetics and Evolution 31: 658-679.
- Crisp, D.T & Carling, P.A. 1989. Observation on siting, dimensions and structure of salmonid redds. Journal of Fish Biology 34: 119-134.
- Crooks, J. & Soulé, M.E. 1999. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. I: Sandlund, O.T., Schei, P.J. & Viken, A. (red.), Invasive species and biodiversity management, s. 103-125. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Crowl, T.A., Townsend, C.R. & Mcintosh, A.R. 1992. The impact of introduced brown and rainbow trout on native fish: the case of Australasia. Reviews in Fish Biology and Fisheries 2: 217-241.
- Diederich, S., Nehls, G., van Beusekom, J.E.E. & Reise, K. 2005. Introduced Pacific oysters *Crassostrea gigas* in the northern Wadden sea invasion accelerated by warm summers? Helgoland Marine Research 59: 97-106.
- Dueck, L.A. & Danzmann, R.G. 1996. Matriarchal population structure of introduced rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in the Lake Ontario watershed. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 2100-2114.
- Elliott, J.M. 1973. The food of brown trout and rainbow trout (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in a mountain stream. Oecologia 12: 329-347.
- Fausch, K.D. 2007. Introduction, establishment and effects of non-native salmonids: considering the risk of rainbow trout invasion in the United Kingdom. Journal of Fish Biology 71 (Supplement D): 1-32.
- Fausch, K.D. 2008. A paradox of trout invasions in North America. Biological Invasions 10: 685-701.
- Fausch, K.D., Taniguchi, Y., Nakano, S., Grossman, G.D. & Townsend, C.R. 2001. Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five Holarctic regions. Ecological Applications 11: 1438-1455.
- Finstad, B. & Bjørn, P.A. 2011. Present status and implications of salmon lice on wild salmonids in Norwegian coastal zones. I: Jones, S. & Beamish, R. (red.) Salmon Lice: An Integrated Approach to Understanding Parasite Abundance and Distribution, s. 281-305. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Finstad, A.G., Hedger, R., Jonsson, B., Kvambekk, Å.S., Ekker, R., Forseth, T., Ugedal, O., Sundt-Hansen, L.E. & Diserud, O.H. 2010. Laks i framtidens klima Undertittel Kunnskapsoppsummering og scenario med vekt på temperatur og vannføring. NINA Rapport 646: 1-99.

- Fleming, I.A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 379-416.
- Forseth, T., Letcher, B.H. & Johansen, M. 2011. The behavioural flexibility of salmon growth. I: Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. (red.), *Atlantic Salmon Ecology*, s. 145-161. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Friedland, K.D. 1998. Ocean climate influences on critical Atlantic salmon (*Salmo salar*) life history events. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(Suppl. 1): 119-130.
- Friedland, K.D., Chaput, G. & MacLean, J.C. 2005. The emerging role of climate in post-smolt growth of Atlantic salmon. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1338-1349.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P. & Dunkley, D.A. 1998. Marine temperatures experienced by postsmolts and the survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the North Sea area. *Fisheries Oceanography* 7: 22-34.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P., Dunkley, D.A. & MacLean, J.C. 2000. Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 419-429.
- Friedland, K.D., Reddin, D.G., McMenemy, J.R. & Drinkwater, K.F. 2003. Multidecadal trends in North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and climate trends relevant to juvenile survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 563-583.
- Førland, E.J. (red.), Benestad, R.E., Flatøy, F., Hanssen-Bauer, I., Haugen, J.E., Isaksen, K., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. 2009. Climate development in North Norway and the Svalbard region during 1900-2100. Rapportserie nr. 128, 44 s., Norsk Polarinstitut.
- Gammelsæter, M. & Dønnum, B.O. 1994. Varig bestand av regnbueørret påvist i Setervatna ved Åndalsnes. *Fauna* 47: 290-298.
- Gederaas, L., Salvesen, I. & Viken, Å. (red.) 2007. Norsk svarteliste 2007 - Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. Artsdatabanken.
- Gibson, R.J. 1981. Behavioural interactions between coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), Atlantic salmon (*Salmo salar*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and steelhead trout (*Salmo gairdneri*) at the juvenile fluvial stages. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* No. 1029.
- Gilliam, J.F. & Fraser, D.F. 1987. Habitat selection under predation hazard: test of a model with foraging minnows. *Ecology* 68: 1856-1862.
- Glover, K.A. 2010. Forensic identification of fish farm escapees: the Norwegian experience. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 1-10.
- Gozlan, R.E., Britton, J.R., Cowx, I. & Copp, G.H. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76: 751-786.
- Gudjonsson, S., Einarsson, S.M., Antonsson, T. & Gudbergsson, G. 1995. Relation of grilse to salmon ratio to environmental changes in several wild stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Iceland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1385-1398.
- Gundersen, V., Andersen, O., Kaltenborn, B.P., Vistad, O.I. & Wold, L.C. 2011. Metoder for håndtering av ferdsel i verneområder. NINA Rapport 615: 1-107.
- Halttunen, E. 2011. Staying alive - the survival and importance of Atlantic salmon post-spawners. PhD dissertation, University of Tromsø.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2005. Bestandsstatus for laks i Norge 2004. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2005-4: 1-44.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2006. Bestandsstatus for laks i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2006-3: 1-48.

- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2007. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2007-2: 1-54 + 34 siders vedlegg.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2008. Bestandsstatus for laks i Norge. Prognoser for 2008. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2008-5: 1-66.
- Hanssen-Bauer, I. (red.), Førland, E.J., Roald, L., Hisdal, H., Lawrence, D., Drange, H., Nesje, A., Vasskog, K., Sandven, S., Ådlandsvik, B. & Sundby, S. 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpasning. Norsk klimasenter, 136 s.
- Hasegawa, K. & Maekawa, K. 2006. The effects of introduced salmonids on two native stream-dwelling salmonids through interspecific competition. *Journal of Fish Biology* 68: 1123-1132.
- Hasegawa, K., Yamamoto, T., Murakami, M. & Maekawa, K. 2004. Comparison of competitive ability between native and introduced salmonids: evidence from pairwise contests. *Ichthyological Research* 51: 191-194.
- Hayes, J.W. 1987. Competition for spawning space between brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in a lake inlet tributary, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 40-47.
- Hearn, W.E. & Kynard, B.E. 1986. Habitat utilization and behavioural interaction of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in tributaries of White River of Vermont. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1988-1998.
- Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E., Forseth, T., Diserud, O., Ugedal, O. & Finstad, A.G. 2011. Modelling the complete life-cycle of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) using a spatially-explicit individual-based approach. *Ecological Modelling*, innsendt.
- Hedrick, R.P., El-Matbouli, M., Adkison, M.A. & MacConnell, E. 1998. Whirling disease: re-emergence among wild trout. *Immunological Reviews* 162: 365-376.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2007. Non-native freshwater fishes in Norway: history, consequences and perspectives. *Journal of Fish Biology* 71: 173-183.
- Hindar, K., Fleming, I.A., Jonsson, N., Breistein, J., Sægrov, H., Karlsbakk, E., Gammelsæter, M. & Dønnum, B.O. 1996. Regnbueørret i Norge: forekomst, reproduksjon og etablering. NINA Oppdragsmelding 454: 1-32.
- Holst, J.C. 2004. Lakselus som trusselfaktor. I: Barlaup, B.T. (red.), Vossolaksen - bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. DN-utredning 2004-7.
- Hvidsten, N.A., Heggberget, T.G. & Jensen, A.J. 1998. Sea water temperature at Atlantic salmon smolt entrance. *Nordic Journal of Freshwater Research* 74: 79-86.
- Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Rikardsen, A.H., Finstad, B., Aure, J., Stefansson, S., Fiske, P. & Johnsen, B.O. 2009. Influence of sea temperature and initial marine feeding on survival of Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts from the Rivers Orkla and Hals, Norway. *Journal of Fish Biology* 74: 1532-1548.
- ICES 2011. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). 22-31 March. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2011/ACOM:09: 1-284.
- Jensen, A.J., Fiske, P., Hansen, L.P., Johnsen, B.O., Mork, K. A. & Næsje, T.F. 2011. Synchrony in marine growth among Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 444-457.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1999. Parasitten *Gyrodactylus salaricus* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. NINA Oppdragsmelding 617.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2004. Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2369-2383.

- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75: 2381-2447.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Climatic effects on Atlantic salmon and brown trout. I: Ecology of Atlantic salmon and brown trout: Habitat as template for life histories. *Fish & Fisheries Series* 33: 473-515. Springer Science+Business Media B.V.
- Jonsson, I.R., Antonsson, T. & Gudjonsson, S. 2008. Relation between stock size and catch data of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Icelandic Agricultural Sciences* 21: 61-68.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 2004. Size and age of maturity of Atlantic salmon correlate with the North Atlantic Oscillation Index (NAOI). *Journal of Fish Biology* 64: 241-247.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P. 2003. The marine survival and growth of wild and hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology* 40: 900-911.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P. & Aass, P. 1993a. Coastal movement and growth of domesticated rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) in Norway. *Ecology of Freshwater Fish* 2: 152-159.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P. & Aass, P. 1993b. Potential for sea ranching rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum): evidence from trials in two Norwegian fjords. *Aquaculture and Fishery Management* 24: 653-661.
- Kennedy, R.J. & Crozier, W.W. 2010. Evidence of changing migratory patterns of wild Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in the River Bush, Northern Ireland, and possible associations with climate change. *Journal of Fish Biology* 76: 1786-1805.
- Laird, L.M. & Needham, T. 1988. The farmed salmonids. I: Laird, L.M. & Needham, T. (red.), *Salmon and trout farming*, s. 15-31. Ellis Horwood, Chichester.
- Landergren, P. 1999. Spawning of anadromous rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum): a threat to sea trout, *Salmo trutta* L., populations? *Fisheries Research* 40: 55-63.
- MacCrimmon, H.R. 1971. World distribution of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28: 663-704.
- McCarthy, J.L., Friedland, K.D. & Hansen, L.P. 2008. Monthly indices of the post-smolt growth of Atlantic salmon from the Drammen River, Norway. *Journal of Fish Biology* 72: 1572-1588.
- McCormick, S.D., Hansen, L.P., Quinn, T.P. & Saunders, R.L. 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(Suppl. 1): 77-92.
- McGinnity, P., Jennings, E., deEyto, E., Allott, N., Samuelsson, P., Rogan, G., Whelan, K. & Cross, T. 2009. Impact of naturally spawning captive-bred Atlantic salmon on wild populations: depressed recruitment and increased risk of climate-mediated extinction. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 3601-3610.
- Mo, T.A. 1991. Variations of opisthaptor hard parts of *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Monogenea: Gyrodactylidae) on rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) in a fish farm, with comments on the spreading of the parasite in south-eastern Norway. *Systematic Parasitology* 20: 1-9.
- Nehring, R.B., Thompson, K.G. & Hebein, S. 1998. Impacts of whirling disease on wild trout populations in Colorado. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 63: 82-94.
- Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R. & Reynolds, J.D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308: 1912-1915.

- Peterson, G.D., Cumming, G.S. & Carpenter, S.R. 2003. Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conservation Biology* 17: 358-366.
- Quinn, T.P. 2005. The behaviour and ecology of Pacific salmon and trout. American Fisheries Society/University of Washington Press, Bethesda, MD/Seattle, WA.
- Reist, J.D., Wrona, F.J., Prowse, T.D., Power, M., Dempson, J.B., King, J.R. & Beamish, R.J. 2006. An overview of effects of climate change on selected Arctic freshwater and anadromous fishes. *Ambio* 37: 381-387.
- Rikardsen, A.H. & Dempson, J.B. 2011. Dietary life-support: The marine feeding of Atlantic salmon. I: Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. (red.), *Atlantic Salmon Ecology*, s. 115-144. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Rikardsen, A.H. & Sandring, S. 2006. Diet and size-selective feeding by escaped hatchery rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *ICES Journal of Marine Science* 63: 460-465.
- Scarnecchia, D.L. 1984. Forecasting yields of two-sea-winter Atlantic salmon (*Salmo salar*) from Icelandic rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 1234-1240.
- Schade, C.B. & Bonar S.A. 2005. Distribution and abundance of nonnative fishes in streams of the western United States. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 1386-1394.
- Scott, W.B. & Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184.
- Scott, D. & Irvine, J.R. 2000. Competitive exclusion of brown trout *Salmo trutta* L., by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, in lake tributaries, New Zealand. *Fisheries Management and Ecology* 7: 225-237.
- Skilbrei, O.T. & Wennevik, V. 2006. The use of catch statistics to monitor the abundance of escaped farmed Atlantic salmon and rainbow trout in the sea. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1190-1200.
- Sterud, E., Forseth, T., Ugedal, O., Poppe, T.T., Jørgensen, A., Bruheim, T., Fjeldstad, H.-P. & Mo, T.A. 2007. Severe mortality in wild Atlantic salmon *Salmo salar* due to proliferative kidney disease (PKD) caused by *Tetracapsuloides bryosalmonae* (Myxozoa). *Diseases of Aquatic Organisms* 77: 191-198.
- Sturlaugsson, J. 1994. Food of ranched Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts in coastal waters, west Iceland. *Nordic Journal of Freshwater Research* 69: 43-57.
- Sturlaugsson, J. 2000. The food and feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) during feeding and spawning migrations in Icelandic coastal waters. I: Mills, D. (red.) *The ocean life of Atlantic salmon - environmental and biological factors influencing survival*, s. 193-209. Fishing News Books, Oxford.
- Sægvog, H., Hindar, K. & Hurdal, K. 1996. Natural reproduction of anadromous rainbow trout in Norway. *Journal of Fish Biology* 48: 292-294.
- Taniguchi, Y., Miyake, Y., Saito, T., Urabe, H., Nakano, S. 2000. Redd superimposition by introduced rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, on native charrs in a Japanese stream. *Ichthyological Research* 47: 149-156.
- Tautz, A.F. & Groot, C. 1975. Spawning behavior of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 633-642.
- Thieltges, D.W., Strasser, M., van Beusekom, J.E.E. & Reise, K. 2004. Too cold to prosper - winter mortality prevents population increase of the introduced American slipper limpet *Crepidula fornicata* in northern Europe. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 311: 375-391.

- Tilzey, R.D.J. 1976. Observations on interactions between indigenous Galaxiidae and introduced Salmonidae in the Lake Eucumbene Catchment, New South Wales. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 27: 551-564.
- Todd, C.D., Friedland, K.D., MacLean, J.C., Hazon, N. & Jensen, A.J. 2011. Getting into hot water? Atlantic salmon responses to climate change in freshwater and marine environments. I: Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. (red.), *Atlantic Salmon Ecology*, s. 409-444. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Vandeputte, M., Storset, A., Kause, A. & Henryon, M. 2008. Review on breeding and reproduction of European aquaculture species. *Aqua breeding*. FP6-2005-SSP-044424.
- Volpe, J.P., Anholt, B.R. & Glickman, B.W. 2001. Competition among juvenile Atlantic salmon and steelhead: relevance to invasion potential in British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 197-207.
- Waknitz, F.W., Iwamoto, R.N. & Strom, M.S. 2003. Interactions of Atlantic salmon in the Pacific Northwest IV. Impacts on the local ecosystems. *Fisheries Research* 62: 307-328.
- Walker, A. 2004. Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). I: Davies, C.E., Shelley, J., Harding, P.T., McLean, I.F.G., Gardiner, R. & Peirson, G. (red.), *Freshwater fishes in Britain*. Harley books.
- Witte, S., Buschbaum, C., van Beusekom, J.E.E & Reise, K. 2010. Does climatic warming explain why an introduced barnacle finally takes over after a lag of more than 50 years? *Biological Invasions* 12: 3579-3589.



KONTAKTINFO:

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

Torbjørn Forseth, NINA, torbjorn.forseth@nina.no (leder)

Eva B. Thorstad, NINA, eva.thorstad@nina.no (sekreteriat)

ISSN:1891-5302

ISBN:978-82-93038-07-8

