

RAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 8

Status for norske
laksebestander i 2015

RAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 8

Status for norske
laksebestander i 2015

RAPPORTEN REFERERES SOM

Anon. 2015. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8, 300 s.

Trondheim, juni 2015

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-15-3

RETTEIGHETSHAVER

© Vitenskapelig råd for lakseforvaltning
www.vitenskapsradet.no

REDAKSJON

Eva B. Thorstad & Torbjørn Forseth

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

NØKKELOD

Laks - *Salmo salar* - sjøørret - *Salmo trutta* - beskatning -
gytebestandsmål - forvaltningsmål - bestandsutvikling - bestandsstatus
- beskatningsrater - fangststatistikk - høsting - høstbart overskudd -
innsigsestimat - PFA - marin overlevelse - trusselfaktorer - rømt
oppdrettslaks - *Gyrodactylus salaris*

INNHOOLD

HOVEDFUNN	7
SAMMENDRAG AV RAPPORTEN	8
VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING.....	18
MEDLEMMER AV VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING.....	19
1 INNLEDNING	22
1.1 Formål med rapporten	22
1.2 Premisser for arbeidet	22
1.2.1 Naturmangfoldloven og lakse- og innlandsfiskloven.....	22
1.2.2 Kvalitetsnormer for laks.....	23
1.2.3 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen.....	23
1.2.4 Fiske på blandede bestander.....	24
1.2.5 Gytebestandsmål og forvaltningsmål.....	24
1.2.6 Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder.....	26
1.2.7 Datagrunnlag.....	26
2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2014.....	27
2.1 Fangst	27
2.2 Innsig av laks til hele landet (prefishery abundance, PFA).....	29
2.2.1 Metoder.....	29
2.2.2 Resultater	29
2.3 Innsig av laks til de ulike regionene (Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge).....	35
2.3.1 Sør-Norge	35
2.3.2 Vest-Norge	37
2.3.3 Midt-Norge.....	40
2.3.4 Nord-Norge.....	42
3 ALDER VED KJØNNSMODNING.....	48
4 MARIN OVERLEVELSE	52
5 METODER FOR VURDERING AV OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL OG RÅD OM BESKATNING.....	55
5.1 Antall vassdrag vurdert	55
5.2 Beregning av gytebestandenes størrelse og vurdering av gytebestandsmåloppnåelse ...	55
5.2.1 Beregning av gytebestandenes størrelse	56
5.2.2 Sammenligning mellom beregnet gytebestandsstørrelse og gytebestandsmål	57
5.3 Fastsetting av beskatningsrater og vurdering av fiskereguleringer	58
5.3.1 Kvalitet på fangststatistikken	60
5.4 Beregning av lakseinnsig, totalbeskatning og høstbart overskudd	61
5.4.1 Beregning av lakseinnsiget for hver bestand	61
5.4.2 Beregning av totalbeskatning og høstbart overskudd for hver bestand	63
5.5 Prinsipper for råd om beskatning.....	65
5.5.1 Råd på bestandsnivå.....	65
5.5.2 Risikobasert nedskrivning.....	66

5.5.3	Selektivt fiske og bestandssammensetning	72
5.6	Råd på fjord- og kystnivå.....	74
5.6.1	Geografisk inndeling av fjorder og regioner.....	74
5.6.2	Råd på fjordnivå.....	77
5.6.3	Råd på kystnivå	78
6	BESKATNINGSRÅD	80
6.1	Bestandsvise råd.....	80
6.2	Fjordråd.....	84
6.2.1	Fjordregion Indre Rogaland.....	84
6.2.2	Fjordregion Indre Hordaland	85
6.2.3	Fjordregion Sognefjorden	87
6.2.4	Fjordregion Indre del av Fjordane.....	88
6.2.5	Fjordregion Fjordene i Møre og Romsdal	90
6.2.6	Fjordregion Fjordstrøk i Trøndelag.....	92
6.2.7	Fjordregion Indre Helgeland	94
6.2.8	Fjordregion Ofoten og Indre Salten	96
6.2.9	Fjordregion Fjordstrøkene i Troms	98
6.2.10	Fjordregion Fjordene i Vest-Finnmark	100
6.2.11	Fjordregion Porsangerfjord.....	101
6.2.12	Fjordregion Tanafjorden	102
6.2.13	Fjordregion Indre Varangerfjord	103
6.3	Kystråd	105
6.3.1	Kystregion Østlandet	105
6.3.2	Kystregion Agderkysten	106
6.3.3	Kystregion Jæren	107
6.3.4	Kystregion Kysten fra Stad til Stavanger	108
6.3.5	Kystregion Kysten av Møre og Romsdal.....	109
6.3.6	Kystregion Kysten av Trøndelag.....	110
6.3.7	Kystregion Nordlandskysten sør for Vestfjorden	111
6.3.8	Kystregion Lofoten og Vesterålen.....	112
6.3.9	Kystregion Kysten av Troms.....	113
6.3.10	Kystregion Kysten av Finnmark	114
7	NASJONALE OG REGIONALE TRENDER FOR OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL, BESKATNING OG HØSTBART OVERSKUDD.....	115
8	BESTANDSSTATUS.....	123
8.1	Bakgrunn.....	123
8.2	Metoder for klassifisering av bestandsstatus.....	123
8.2.1	Hva er et normalt høstbart overskudd?.....	124
8.2.2	Vurderte bestander.....	127
8.2.3	Tilleggsriterier	127
8.3	Nasjonale og regionale trender i bestandsstatus.....	128
9	RØMT OPPDRETTSLAKS	133
9.1	Forekomst av rømt oppdrettslaks	133
9.2	Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks	138

10	<i>GYRODACTYLUS SALARIS</i>	141
10.1	Utbredelse av <i>G. salaris</i> i norske vassdrag.....	141
10.2	Friskmeldte vassdrag.....	141
10.3	Vassdrag under friskmelding.....	142
10.4	Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag.....	143
10.5	Status og utviklingstrekk.....	143
11	RANGERING AV TRUSSELFÅKTORER	145
11.1	Vurdering av de enkelte trusselfåktorene.....	146
11.2	Effekter av flere faktorer som skjer samtidig.....	159
11.3	Samlet vurdering.....	159
12	SAMLET UTVIKLINGSBESKRIVELSE	162
12.1	Nasjonale og regionale trender.....	162
12.2	Framtredende utviklingstrekk i 2014.....	164
12.3	Regionale påvirkningsfaktorer.....	169
12.4	Konklusjon.....	170
13	BESKATNINGSRÅD FOR SJØRRET	171
13.1	Bestandsutvikling og årsakssammenhenger.....	171
13.1.1	Regionalt mønster basert på fangststatistikk.....	171
13.1.2	Fylkesvis mønster basert på fangststatistikk og andre data om bestandsutvikling.....	173
13.1.3	I hvilken grad reflekterer fangststatistikken bestandssituasjonen i de ulike regionene?.....	178
13.1.4	Årsakssammenhenger.....	179
13.2	Metoder for utarbeidelse av beskatningsråd.....	180
13.3	Lakselus som påvirkningsfaktor.....	180
13.4	Regionale råd om beskatning av sjørret.....	184
13.4.1	Region Øst- og Sørlandet (fra svenskegrensa til og med Vest-Agder).....	184
13.4.2	Region Vestlandet (fra Rogaland til og med Møre og Romsdal).....	184
13.4.3	Region Trøndelag (Sør- og Nord-Trøndelag).....	185
13.4.4	Region Nord-Norge (Nordland, Troms og Finnmark).....	185
14	VURDERING AV PROSEDYRER FOR OPPFISKING AV RØMT OPPDRETTSLAKS OG REGNBUEØRRET I SJØEN OG FAREN FOR BIFANGST AV VILLAKS, SJØRRET OG SJØRØYE	187
14.1	Prosedyrer for lovpålagt gjenfangstfiske etter rømminger.....	187
14.2	Forhold som påvirker gjenfangstrater av rømt fiske i fiske etter rømmingshendelser.....	188
14.3	Prosedyrer og erfaringer med utvidet fisketid i sjøen om høsten og vinteren for å beskatte rømt fiske.....	191
14.4	Bifangst av villfiske i gjenfangstfiske etter rømt oppdrettslaks.....	193
14.5	Vurdering av gjenfangstfiske sett i lys av formålet om å redusere skadevirkninger på bestander av villaks og sjørret.....	195
14.6	Konklusjon og anbefalinger.....	196
15	GJENOPPBYGGING AV LAKSEBESTANDER - OVERVÅKING OG RÅDGIVING	199

REFERANSER	201
VEDLEGG.....	214
Vedlegg 1. Gytebestandsmål for norske laksevassdrag.	214
Vedlegg 2. Bokmodell som viser prinsippene for estimater av innsig av laks til regioner i Norge.....	222
Vedlegg 3. Skjema sendt til Fylkesmennenes miljøvernavdelinger.....	223
Vedlegg 4. Notat om bestandsutvikling i norske bestander av sjørørret.	228

HOVEDFUNN

Det totale innsiget av villaks fra havet til Norge i fjor var ca. 475 000 laks, og var dermed på et lavt nivå for åttende år på rad. Lakseinnsiget er mer enn halvert fra 1983 til 2014. Det var likevel nok gytefisk i de fleste elvene, og 84 % av de vurderte laksebestandene nådde forvaltningsmålet. Dette skyldes hovedsakelig en betydelig redusert beskatning, både i sjøen og elvene, som har kompensert for tilbakegangen. Det er nå nesten ikke overbeskatning av laksebestandene i Norge, med unntak av Tanavassdraget. Reduserte villaksbestander har medført at det høstbare overskuddet av laks som er tilgjengelig for fiske er betydelig redusert.

Det reduserte lakseinnsiget skyldes delvis at laksen har redusert overlevelse i sjøen, som også er observert i andre land. Det er imidlertid flere regionale forskjeller som viser at lokale og regionale faktorer i stor grad påvirker villaksbestandene. Siden 1989 har lakseinnsiget til Sør-Norge økt, primært på grunn av kalking. I Vest-Norge og Midt-Norge har det gått tilbake, mens det i Nord-Norge har vært stabilt med unntak av Tanavassdraget. Laksebestandene i Tanavassdraget har svært dårlig status, og overbeskatning er eneste kjente påvirkning. Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal og Nordland har hatt en avvikende negativ trend i lakseinnsiget de senere år.

Påvirkninger fra lakseoppdrett er trolig en viktig årsak til spesielt lavt innsig av villaks til mange vassdrag på Vestlandet, selv om flere naturlige og menneskeskapte faktorer har medvirket. Det er rimelig å anta at smittepress fra lakselus bidro vesentlig til reduserte bestander i elvene i Trondheimsfjorden i 2013 og 2014. Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår generelt som de to ikke-stabiliserte bestandstruslene mot norsk villaks. Problemet med lakselus ser ut til å øke i utbredelse, og det er fare for at smittepress fra lakselus kan redusere lakseinnsiget i flere områder i årene som kommer.

Lakselus er også et betydelig problem for sjørørret. Reduserte bestander og stort smittepress fra lakselus har gjort at vitenskapsrådet anbefaler at det ikke lengre bør fiskes etter sjørørret fra bestander i ytre fjordstrøk og langs kysten fra Ryfylke i Rogaland til Vikna i Nord-Trøndelag.

SAMMENDRAG AV RAPPORTEN

Anon. 2015. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8, 300 s.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er et uavhengig råd opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet), som gjennom årlige rapporter beskriver bestandsstatus for norsk villaks, vurderer trusler, og gir råd om beskatningsnivå og andre tema som berører villaksen. Medlemmene (12 forskere fra sju universiteter og institutt) er personlig oppnevnt i kraft av sin kompetanse, og ikke som representanter for de institusjonene de er ansatt i.

Fangst og innsig av laks

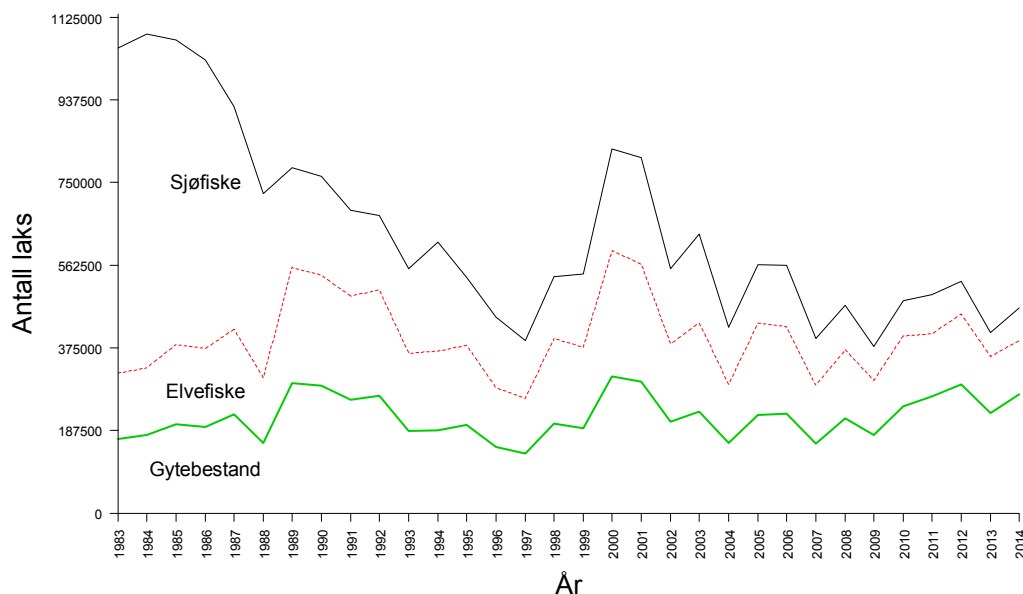
I 2014 ble det rapportert fanget 145 200 laks i sjøen og elvene, med samlet vekt 490 tonn. I tillegg ble 20 200 laks (62 tonn) rapportert gjenutsatt, det vil si 12 % av totalfangsten i antall.

Antall villaks som hvert år kommer tilbake fra havet til Norge (innsiget) er betydelig redusert siden 1980-tallet, og har vært jevnt over lavt de siste åtte årene (**figur 1**). Fra 1983-1986 til 2011-2014 var innsiget mer enn halvert (55 % reduksjon). I følge beregningene kom ca. 475 000 villaks tilbake fra havet i 2014, inkludert de som ble fanget i fiske (31 % av innsiget ble fanget og avlivet i sjø eller elv). Innsiget i 2014 var på samme nivå som i årene 2004-2012 (i gjennomsnitt 478 000 laks), og noe høyere enn i 2013 (410 000 laks).

Det er i hovedsak innsiget av smålaks (< 3 kg) som er redusert. Innsiget av smålaks til Norge har avtatt jevnt fra høye nivå midt på 1980-tallet, med unntak av en økning rundt år 2000. Smålaks har normalt bestått av fisk som har vært ett år i sjøen (ensjøvinterlaks), men i perioden 2007-2014 bestod 16-29 % av smålaksen av fisk som hadde vært lengre i sjøen. Dette innebærer at innsiget av ensjøvinterlaks i årene etter 2006 er enda lavere enn det beregningene av smålaksinnsiget antyder. Det har ikke vært noen endring i innsiget av mellomlaks og storlaks for landet sett under ett siden 1980-tallet.

Utviklingen i lakseinnsiget er forskjellig mellom regioner. I Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge har det vært en tilbakegang i lakseinnsiget siden 1983, mens i Sør-Norge har det vært en økning (ikke-signifikant). I Nord-Norge påvirker tilbakegangen i Tanavassdraget resultatet for hele regionen på grunn av vassdragets størrelse. Tilbakegangen for Nord-Norge uten Tanavassdraget er mindre enn når vassdraget inkluderes. Utvikling siden 1989, da drivgarnsfisket stanset, viser at innsiget av smålaks har blitt redusert i alle regioner unntatt i Sør-Norge, der det ikke er noen endring i smålaksinnsiget. Innsiget av mellom- og storlaks har økt i Sør-Norge og Nord-Norge uten Tanavassdraget (ikke signifikant) siden 1989, og endret seg lite i andre regioner.

Andelen av lakseinnsiget som fanges i sjølaksefisket har blitt betydelig redusert siden 1983 (**figur 1**). Totalantallet laks fanget i elvefisket og samlet antall laks som gyter i elvene har i liten grad endret seg siden 1983, men det er verdt å merke seg at antallet laks som gyter i elvene har økt noe de senere årene (2007-2014) (**figur 1**).



Figur 1. Beregnet antall villaks som årlig har kommet inn til kysten av Norge (svart heltrukket linje), antall villaks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall villaks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2014.

Laksens vekst og overlevelse i sjøen

I mesteparten av laksens utbredelsesområde har det vært en lavere overlevelse av laks i sjøen de siste 20-25 år sammenlignet med på 1970- og 1980-tallet. Resultater fra Drammenselva og Imsa viste at smolten som gikk ut i 2006-2008 hadde spesielt dårlig sjøoverlevelse. Dataserien fra Drammenselva er ikke videreført etter dette. Overlevelsen bedret seg noe for smolt som gikk ut fra Imsa i 2009-2012, men ble redusert igjen og var blant de laveste i tidsserien for de som gikk ut i 2013. Fra og med 2006 har overlevelsen for tosjø vinterlaks vært lik eller større enn for ensjø vinterlaks, noe som kan tyde på at en del laks har utsatt kjønnsmodningen ett år. Vitenskapsrådet anbefaler at det etableres nye overvåkingsvassdrag som fanger opp variasjonen som finnes i sjøoverlevelse langs norskekysten, siden det nå bare finnes overvåking av sjøoverlevelse i ett vassdrag (Imsa).

Oppnåelse av gytebestandsmål og vurdering av beskatning for norske laksebestander

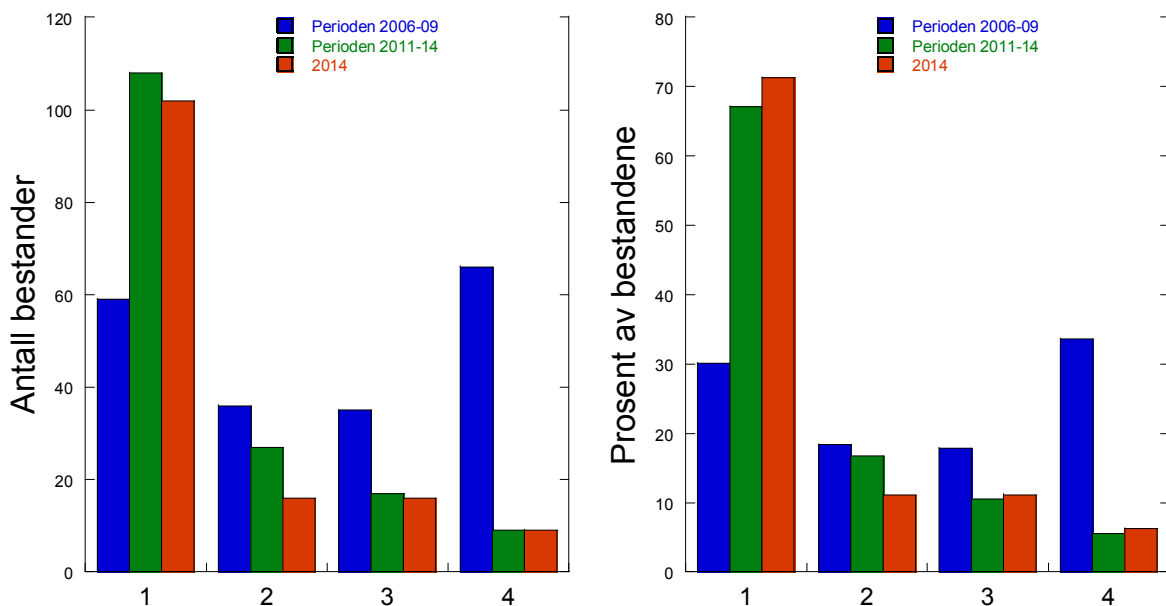
Vitenskapsrådet vurderte oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning i 180 laksebestander for 2011-2014. Fangsten i disse vassdragene utgjorde 98 % av laksefangsten i norske vassdrag. Vurderingene er gitt for bestandene, det vil si for fisken som er hjemhørende i de enkelte elvene. For de fleste bestandene ble sannsynlighet beregnet for at gytebestandsmålet var nådd. Forvaltningsmålet for en bestand er nådd når det i gjennomsnitt for de fire siste årene var minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet var nådd. For hver bestand ble det vurdert om det var et høstbart overskudd. Høstbart overskudd er totalinnsiget minus gytebestandsmålet og er beregnet som prosent av innsiget.

Forvaltningsmålet for perioden 2011-2014 var nådd for 67 % (n = 108) av bestandene, mens det var fare for at forvaltningsmålet ikke var nådd i 17 % (n = 27) av bestandene, sannsynlig at det ikke var nådd i 10 % (n = 17) av bestandene og langt fra nådd i 6 % (n = 9) av bestandene (**figur 2 og 3**). Tar vi hensyn til usikkerheten, både i målene og i vurderingen av måloppnåelse, var forvaltningsmålene nådd eller sannsynligvis nådd for 84 % av vurderte

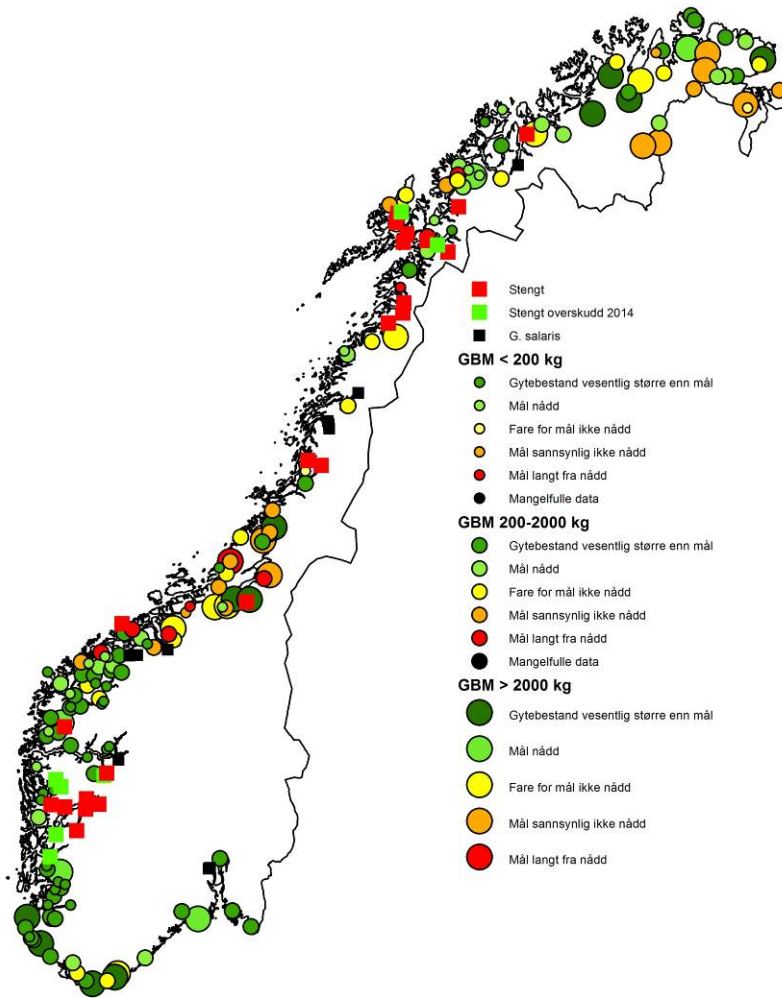
bestander. Dette er det beste resultatet som er oppnådd siden vitenskapsrådet gjorde første vurdering i 2009, og det var en klar økning i antall og andel bestander der forvaltningsmålet var nådd fra perioden 2006-2009 til perioden 2011-2014 (**figur 2**). Et betydelig økt innsig av mellom- og storlaks til Sør-Norge og Vest-Norge i 2011 og 2012, bidro til bedre måloppnåelse i disse regionene i disse to årene. Bedringen i oppnåelse fra 2006-2009 til 2011-2014 kan generelt tilskrives strengere reguleringer av fiske.

Etter markante reduksjoner av den totale beskatningen (andel av innsiget som beskattes i sjø- og elvefisket) fram til 2010, har beskatningen endret seg lite, og har de siste årene vært nær 40 % i gjennomsnitt. Den totale beskatningen i 2014 var lavest i Hordaland og høyest i Finnmark, som alle tidligere år. Beskatningen sank markant i Sør-Trøndelag i 2014, og den var også lav i Nordland. Det er nå nesten ikke overbeskatning av laksebestandene i Norge, med unntak av Tanavassdraget.

I 2014 økte det høstbare overskuddet i Sør-Trøndelag (til 26 %), fra et svært lavt nivå i 2013 (12 %). Det høstbare overskuddet i Finnmark og Agder økte også. I Nordland, derimot, fortsatte den negative trenden i høstbart overskudd, og det høstbare overskuddet sank til 17 % i 2014. Nordland hadde i 2014 det laveste høstbare overskuddet av alle fylkene. Også i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal sank det høstbare overskuddet i 2014.



Figur 2. Antall bestander (venstre) og andelen (høyre) av de vurderte laksebestandene som ble gitt vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd, 2 fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd, 3 sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd og 4 forvaltningsmålet langt fra nådd, basert på perioden 2006-2009, perioden 2011-2014, samt på gytebestandsmål for 2014 alene.



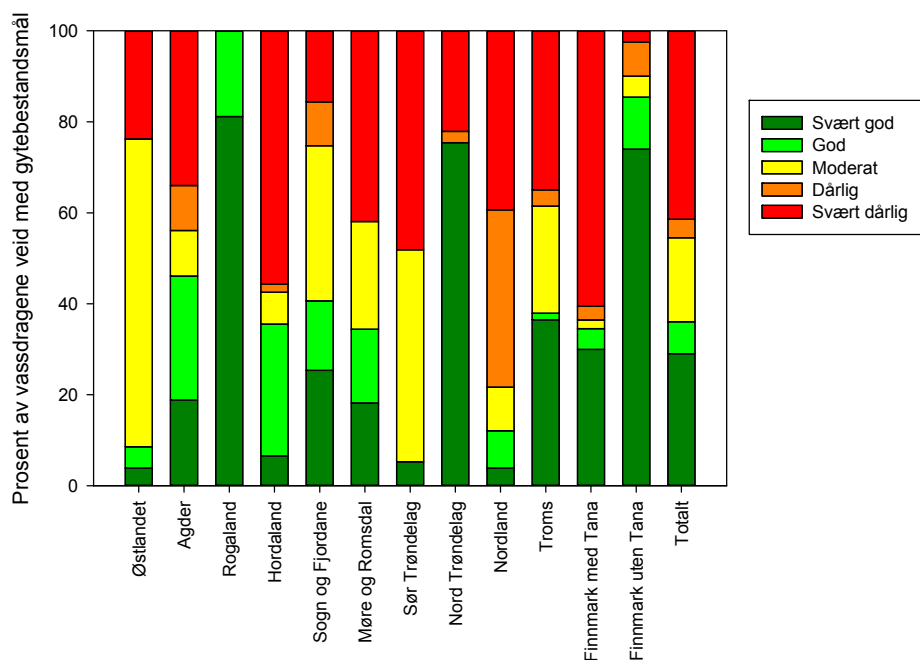
Figur 3. Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for de enkelte vassdrag for perioden 2011-2014. Forvaltningsmålet var nådd i alle bestander med grønne (lyse og mørke) sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke ble gitt noen vurdering fordi bestanden er infisert med G. salaris er også vist. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et høstbart overskudd i 2014.

Bestandsstatus

Bestandsstatus kan klassifiseres som god bare når gytebestandsmålet er nådd etter normal høsting av bestanden. Normalt høstingsnivå er beskatningen bestanden skal kunne tåle på bakgrunn av naturlig sjøoverlevelse, samtidig som bestanden når gytebestandsmålet. Når en bestand ikke når gytebestandsmålet etter normal høsting tyder dette på at noe er galt i vassdraget eller i sjøfasen. En bestand som når gytebestandsmålet, men hvor høstingen er opphørt, fordi det ikke er åpnet for fiske, eller er svært liten på grunn av strenge restriksjoner på fiske, har ikke god status.

Vitenskapsrådet beregnet normalt høstingsnivå for hvert år i perioden 2010-2014 for hele landet delt inn i tre regioner. Det høstbare overskuddet for hver bestand ble beregnet og uttrykt som prosent av normalt høstbart overskudd for regionen. Klassifiseringen ble gjort i henhold til vitenskapsrådets forslag til kvalitetsnormvurdering for gytebestandsmål og høstingspotensial.

Kun 36 % av bestandene (veid med gytebestandsmålene) ble klassifisert til å ha god eller svært god bestandsstatus. Det var størst andel bestander med god eller svært god bestandsstatus i Rogaland, fulgt av Finnmark uten Tanavassdraget og Nord-Trøndelag (figur 4). Det var lavest andel bestander med god eller svært god status i Sør-Trøndelag og på Østlandet, fulgt av Nordland og Møre og Romsdal. Det var størst andel bestander med svært dårlig status i Hordaland fulgt av Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal (sett bort fra Finnmark inkludert Tanavassdraget, som domineres av Tanavassdraget, som har stort gytebestandsmål og en dårlig status).



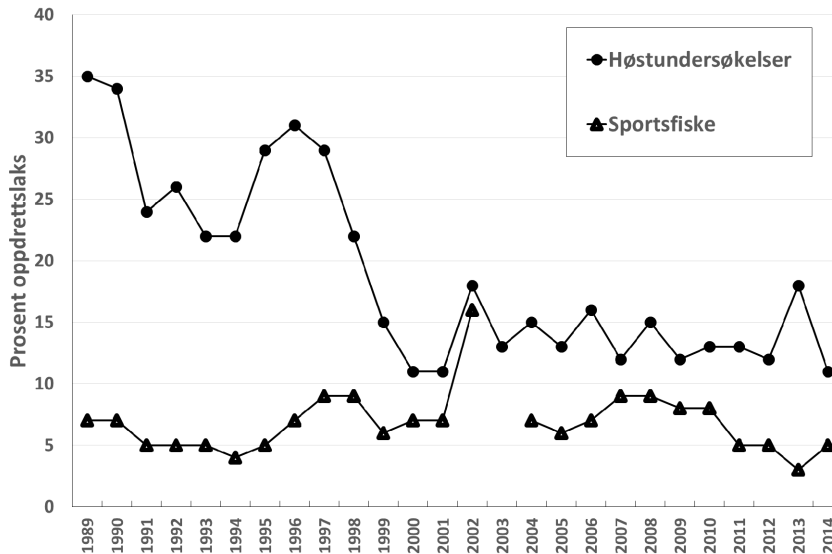
Figur 4. Fordeling av andelen laksebestander på fylkesbasis og for landet samlet med klassifisering av bestandsstatus (fra svært god til svært dårlig) ut fra en samlet vurdering av om de hadde oppnådd gytebestandsmål og hadde et normalt høstbart overskudd for perioden 2010-2014. Hvert vassdrag er veid med gytebestandsmålet slik at større bestander teller mer enn små bestander. Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark. Aust-Agder og Vest-Agder er slått sammen til Agder. Finnmark er vist med og uten Tanavassdraget.

Rømt oppdrettslaks

I 2014 ble det produsert ca. 1 220 000 tonn oppdrettslaks i Norge. Det er foreløpig rapportert at 283 000 laks rømte fra oppdrettsanlegg i 2014. Generelt var innslaget av rømt oppdrettslaks lavest i sportsfisket i elvene, høyere i prøvofiske og stamfiske om høsten like før gyting, og høyest i sjøfisket. Lavere innslag i sportsfisket enn i gytebestandene om høsten skyldes at oppdrettslaksen vandrer opp i elvene senere på året enn villaksen.

Innslaget av rømt oppdrettslaks i sportsfiskefangster har vært forholdsvis stabilt de siste 10 årene, og i de fleste av årene har gjennomsnittet for de overvåkede elvene vært på 6-9 % rømt oppdrettslaks (**figur 6**). I 2014 var gjennomsnittet på 5,4 %. Innslaget av rømt oppdrettslaks under overvåkingsfiske om høsten 2014, like før gyting, var på samme nivå som tidligere år, med et gjennomsnitt for elvene på 11 % rømt oppdrettslaks i fangstene (**figur 6**). I de siste seksten årene har gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks i fangstene om høsten vært på 11-18 %, mens det var gjennomsnittlig over 20 % i årene 1989-1998.

De senere årene er dokumentasjonen forsterket både med hensyn på at det skjer en innblanding av rømt oppdrettslaks i norske laksebestander og at dette kan ha negative økologiske og genetiske effekter. Vitenskapsrådets konklusjon er at det er nødvendig å forsterke tiltakene for å redusere rømminger og gyting av rømt oppdrettslaks i villaksbestandene.



Figur 6. Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og i prøver fra prøvefiske/stamfiske like før gyting om høsten i perioden 1989-2014. Data er gitt som gjennomsnittlig andel rømt oppdrettslaks i fangstene for elvene som inngår i overvåkingen (uvede gjennomsnitt).

Gyrodactylus salaris

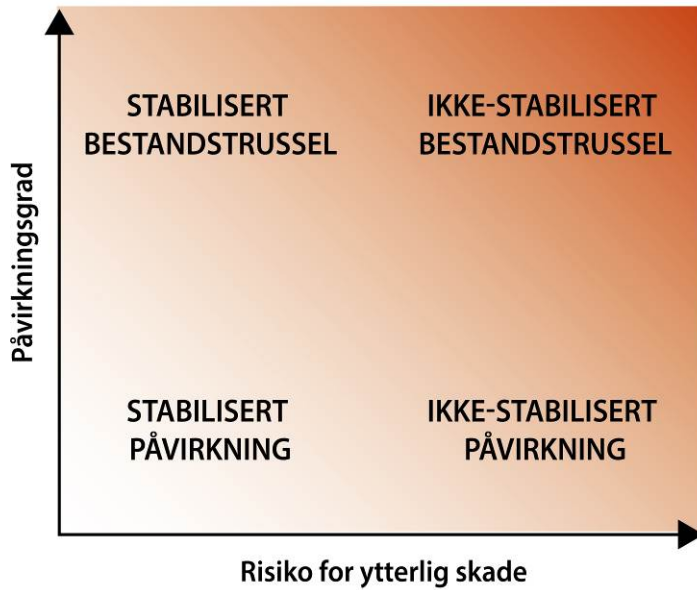
Varianter av *Gyrodactylus salaris* som er dødelige for laks er påvist på laksunger i 49 norske vassdrag. For å redusere parasittenes utbredelse og mulighet for spredning, har det blitt gjennomført kjemiske behandlingstiltak i 41 vassdrag. Per mai 2015 er 22 vassdrag friskmeldte og 18 vassdrag under friskmelding. Dermed gjenstår kun 9 norske vassdrag med kjent forekomst av *G. salaris* som er dødelig for laks. Risiko for ytterligere produksjonstap og risiko for tap av ytterligere laksebestander på grunn av *G. salaris* er vurdert til å være moderat.

Rangering av trusselfaktorer

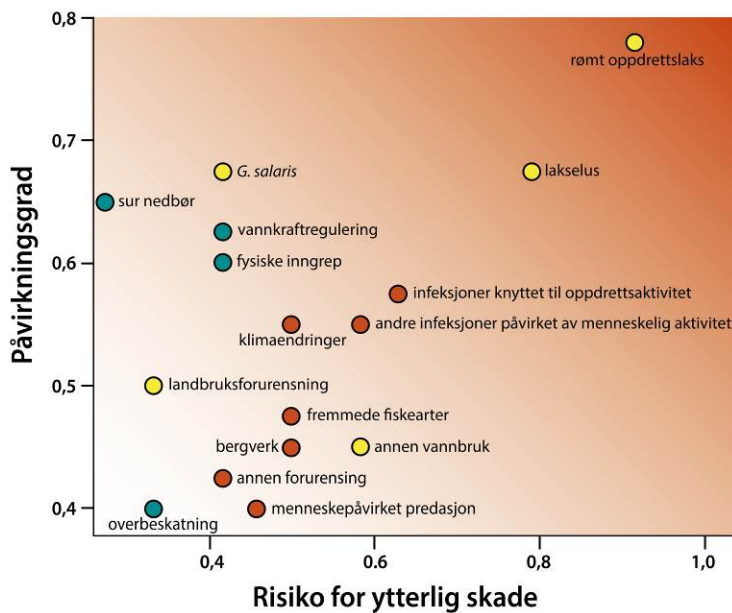
Vitenskapsrådet har utviklet et system for å systematisere og rangere trusselfaktorer som kombinerer påvirkningen truslene har på bestandene i form av redusert produksjon og eventuelt tap av bestander, og risikoen for at truslene medfører ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander.

Det skiller mellom påvirkninger og bestandstrusler, og mellom stabiliserte og ikke-stabiliserte påvirkninger og trusler (**figur 5**). En stabilisert påvirkning er en faktor som reduserer produksjonen i bestandene, men ikke i den grad at det truer bestandene, og som har lav sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap eller det gjennomføres effektive tiltak som kontrollerer eller reduserer faktorens effekt og utbredelse. En ikke-stabilisert bestandstrussel er en faktor som påvirker bestander så sterkt at den kan bidra til at bestander blir kritisk truet eller tapt i naturen og som har høy sannsynlighet for at det oppstår ytterligere tap, eller tiltakene som gjennomføres er ikke tilstrekkelige til å kontrollere eller redusere faktorens effekt og utbredelse.

Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår som klart ikke-stabiliserte bestandstrusler, mens *G. salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår som stabiliserte bestandstrusler med lavere risiko for ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander (**figur 5**). *G. salaris* ble vurdert som en mer stabilisert trussel i 2015 enn tidligere fordi tiltaksplaner og vellykkede utryddelsesaksjoner har medført at det gjenoppbygges stedege bestander av laks i tidligere infiserte vassdrag. Sur nedbør ble også vurdert som en mer stabilisert trussel i 2015 enn tidligere på grunn av nye planlagte kalkingstiltak. Risiko for ytterligere skade på grunn av infeksjoner knyttet til oppdrettsaktivitet ble vurdert som økt. For de andre faktorene var det ingen endringer i trusselvurderingen fra 2014 til 2015.



Figur 5. System for vurdering av påvirkningsfaktorer og bestandstrusler for norske villaksbestander (øverst), og de ulike faktorenes plassering i diagrammet (nederst). Bakgrunnsfargen illustrerer alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig). Fargene på punktene symboliserer god kunnskap og lav usikkerhet om utvikling (grønn), moderat kunnskap og moderat usikkerhet om utvikling (gul) og dårlig kunnskap og stor usikkerhet om utvikling (rød).



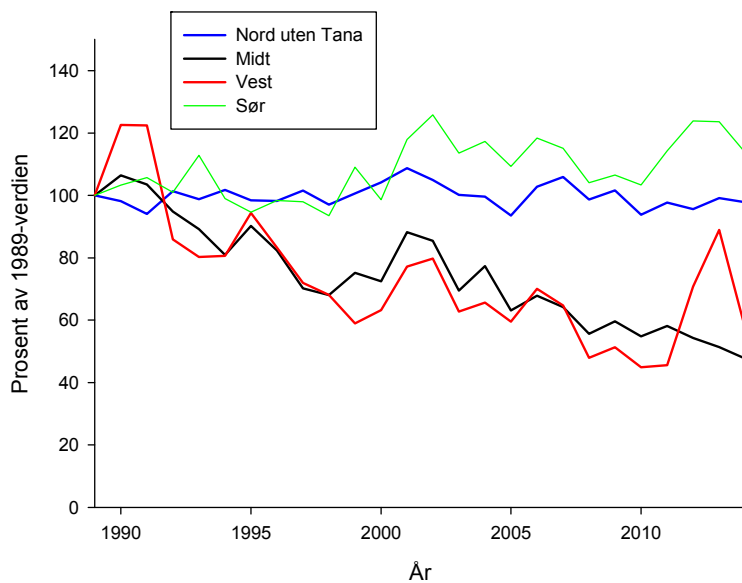
Samlet utviklingsbeskrivelse

Den negative langtidstrenden i lakseinnsiget har fortsatt, og resultert i mer enn en halvering av det totale lakseinnsiget til norskekysten fra 1983 til 2014. Det reduserte innsiget skyldes delvis at laksen har redusert overlevelse i sjøen, som også er observert i andre land. Regionale forskjeller viser at lokale og regionale faktorer også påvirker laksebestandene i stor grad. Siden 1989 har lakseinnsiget økt til Sør-Norge primært på grunn av kalking, gått tilbake i Vest-Norge og Midt-Norge og vært stabilt i Nord-Norge med unntak av Tanavassdraget. Laksebestandene i Tanavassdraget har svært dårlig status, og overbeskatning er eneste kjente påvirkning. Selv om en rekke naturlige og menneskeskapt påvirkningsfaktorer har bidratt til redusert innsig, er påvirkninger fra lakseoppdrett trolig viktige årsaker til spesielt lavt innsig av laks til deler av Vestlandet. Problemet med lakselus ser ut til å øke i utbredelse, og det er rimelig å anta at

smittepress fra lakselus bidro vesentlig til svært lave høstbare overskudd i elvene i Trondheimsfjorden i 2013 og 2014. Det er nå Midt-Norge som har hatt den største reduksjonen i innsig av laks etter 1989. Det er fare for at smittepress fra lakselus kan redusere innsiget og høstbart overskudd i Romsdalsfjorden i årene som kommer, og også bestandene i Namsjorden kan rammes.

I tillegg til Sør-Trøndelag har både Møre og Romsdal og Nordland hatt en avvikende negativ trend i lakseinnsiget de senere år, og Nordland var fylket med det laveste høstbare overskuddet i 2014. Mange av vassdragene i disse fylkene er små og dominert av smålaks (laks < 3 kg) og innsiget av smålaks til Midt-Norge har avtatt spesielt mye. På grunn av manglende overvåkning er det ikke mulig å vurdere om smittepress fra lakslus har bidratt til den negative utvikling i Nordmøre og Nordland. I sørlige deler av Møre og Romsdal er det lite sannsynlig at smittepress fra lakselus har hatt bidratt vesentlig til redusert høstbart overskudd i de siste år.

Til tross for lavt innsig var oppnåelsen av gytebestandsmålene bedre i 2014 enn i 2013, noe som i hovedsak skyldes redusert beskatning i de store bestandene i Midt-Norge. Reduserte bestander har generelt medført at det høstbare overskuddet av laks som er tilgjengelig for fiske er betydelig redusert. Det var likevel nok gytefisk i de fleste elvene i 2014. Dette skyldes hovedsakelig en betydelig redusert beskatning, både i sjøen og elvene, som har kompensert for tilbakegangen.



Figur 7. Utviklingen av lakseinnsiget fra havet til region Sør-Norge (fra Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge uten Tanavassdraget (fra Vesterålen til grensa mot Russland) fra 1989 til 2014, gitt som prosent av 1989-verdien. Data er fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet.

Beskatningsråd for sjørret

Generelt ser det ut til at sjørretbestandene har vært relativt stabile på Østlandet og Sørlandet fra tidlig på 1990-tallet, mens de har gått sterkt tilbake på Vestlandet, i Trøndelag og mange vassdrag i Nordland. Sjørretbestandene ser ut til å ha vært stabile eller økt i Troms og Finnmark, med unntak av en betydelig tilbakegang i Tanavassdraget.

For Østlandet (Telemark, Buskerud, Vestfold, Oslo og Akershus og Østfold) finnes lite data om bestandsstatus for vassdragene, og fangster er rapportert fra kun 18 vassdrag. Havforskningsinstituttets strandnotttrekk i sjøen viser en økning av sjørret i Oslofjorden og langs hele Skagerakkysten fra tidlig på 1990-tallet. For Agder viser elvefangstene noe nedgang, i motsetning til data fra strandnotttrekkene. Fangststatistikken dekker de mellomstore og store

vassdragene der økte laksebestander etter kalking kan påvirke sjøørretbestandene negativt. Mye av sjøørretproduksjonen i Agder foregår trolig i kystvassdrag uten fiske, og utviklingen i slike vassdrag dekkes ikke av fangststatistikken. Både i Agderfylkene og Oslofjorden foregår det et relativt omfattende fritidsfiske etter sjøørret i sjøen som ikke inngår i noen fangststatistikk. Mange sjøørretbestander på Vestlandet, i Trøndelag og Nordland er betydelig redusert etter 1993. Det er lokal variasjon innen disse regionene, og noen bestander synes stabile eller har økt, selv om det generelle bildet er en betydelig reduksjon. Det er overveiende sannsynlig at infeksjon fra lakselus har bidratt til bestandsreduksjonen, og det er stor fare for ytterligere reduserte bestander. I Troms ser det ut til at bestandssituasjonen generelt har vært stabil, men med variasjon mellom vassdrag. I Finnmark synes bestandene å være på samme nivå som på 1990-tallet, unntatt Tanavassdraget, der bestanden ser ut til å ha gått betydelig tilbake.

Beskatningsråd for sjøørret er gitt på regionnivå i denne rapporten, basert på fangstutvikling, samt på en sammenstilling av data fra tellinger av sjøørret i ulike vassdrag. Data fra tellinger av sjøørret bekrefter det generelle mønsteret i utviklingen av bestandene, som tidligere kun har blitt analysert basert på fangststatistikk. Slike tellinger er svært viktige for å kunne kvantifisere endringer og til å gi mer spesifikke beskatningsråd. I områder der fisket reduseres eller stanses på grunn av reduserte bestander, og i vassdrag der det av andre årsaker ikke drives fiske, er slik overvåking den eneste informasjonen om bestandsstatus. Beskatningsrådene for sjøørret gis på et spinkelt datagrunnlag, og det er stort behov for å bedre fangststatistikken, ikke minst ved å få på plass et rapporteringssystem for fritidsfisket i sjøen, samt å få bedre informasjon om kvaliteten på fangststatistikken. Det er et stort behov for etablere et overvåkingssystem for sjøørret.

På grunn av reduserte bestander og stort smittepress fra lakselus ble det gitt råd om at sjøørretbestandene i ytre fjordstrøk og langs kysten fra Ryfylke i Rogaland til Vikna i Nord-Trøndelag ikke bør beskattes, med mindre det er vist at bestandene er store nok til å tåle beskatning. For indre deler av fjorder i samme område ble det gitt råd om redusert beskatning, mens det for Østlandet, Sørlandet, Troms og Finnmark med noen unntak ikke ble vurdert at det var nødvendig å redusere beskatningen. For Nordland ble det gitt råd om redusert beskatning, men manglende overvåking gjør det vanskelig å vurdere smittepresset fra lakselus og eventuelle effekter på sjøørretbestandene.

Vurdering av prosedyrer for oppfisking av rømt oppdrettslaks og regnbueørret i sjøen og faren for bifangst av villaks, sjøørret og sjørøye

Gjenfangstfiske etter rømt oppdrettslaks og regnbueørret i sjøen har som mål å redusere skadevirkningene av rømt oppdrettsfisk på villaksbestander, og gjennomføres som følge av 1) forskrift som pålegger oppdretter å straks iverksette garnfiske etter rømming, og 2) ved utvidet fiskesesong for sjølaksefiske om høsten og vinteren for å beskutte rømt fisk. Slikt fiske har et relativt stort omfang, men statistikk over fangstinnsetts, gjenfangst av rømt fisk, og bifangst av villfisk er svært begrenset. Fisket kan være til skade for ville bestander av laks, sjøørret og sjørøye.

Vitenskapsrådet anbefaler at ordningen med den generelt utvidete fiskesesongen i sjøen om høsten og vinteren for å fange rømt fisk avvikles. Ordningen innebærer lave og synkende fangster av laks, og andelen oppdrettslaks i fangstene er ikke kjent. Rapporterte totalfangster tilsier at fisket har relativt liten betydning for å redusere antallet rømt oppdrettsfisk i elvene i gytesesongen. Fisket kan beskutte villaks som vandrer sent inn til elvene, sjøørret, samt støinger av laks og sjøørret som vandrer ut fra elvene etter gytingen.

Vitenskapsrådet er bekymret for at pålagt gjenfangstfiske i områder inntil 500 m fra anlegg etter rømming kan medføre større negative effekter på ville laksefiskbestander enn nytteverdien. Det samme gjelder fiske etter rømminger utover sonen på 500 m fra anlegget. Det er uheldig at det ikke foreligger offisiell statistikk over antallet rømt fisk som fanges i

gjenfangstfiske, eller over ville laksefisk som fanges som bifangst. Mangel på fangststatistikk medfører at nytteverdien og de negative effektene ikke kan evalueres.

Vitenskapsrådet anbefaler at det innføres krav til detaljert rapportering og offisiell fangststatistikk av fangster og fangstinnsats for alt lovpålagt fiske innenfor sonen på 500 m fra anlegg ved rømminger, samt at art og opprinnelse (vill eller oppdrett) verifiseres ved skjellanalyser eller andre metoder. Videre anbefales evaluering av nytteverdien av fisket sammenlignet med de negative effektene på ville laksefisk, basert på fangststatistikk. For utvidet fiske utenfor sonen på 500 m fra anlegget etter kjente rømminger, anbefaler vi en svært restriktiv praksis på grunn av hensynet til ville laksefisk. Som for det lovpålagte fisket bør både statistikken bedres og ordningen evalueres for samlet nytteverdi.

Gjenoppbygging av laksebestander - overvåking og rådgiving

Det er flere grunner til at laksebestander over tid ikke når forvaltningsmålet. Mange slike vassdrag er stengt for fiske, og da er det ikke mulig å vurdere måloppnåelse basert på fangststatistikk. Om det ikke samles annen informasjon om gytebestandens størrelse (f.eks. ved gytefisktellinger), foreligger ikke et grunnlag for å vurdere måloppnåelse. Manglende struktur og systematikk for oppfølging av vassdrag som stenges for fiske er et hinder for evaluering av bestandstilstand og rådgiving om når fisket kan gjenåpnes. Vi anbefaler at det utarbeides planer for overvåking av bestandsstørrelse i vassdrag som er stengt for fiske. Gjenoppbyggingsplaner bør utvikles for vassdrag som over tid ikke når forvaltningsmålet. Slike planer kan inkludere delmål for gjenoppbyggingen, for eksempel i form av størrelse på gytebestanden som bør nås innen visse tidsperioder, og et mål for hvor raskt en full gjenoppbygging til oppnåelse av forvaltningsmålet skal skje. Dette må følges opp med overvåking av bestanden slik at progresjonen kan evalueres.

VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er et uavhengig råd opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) i 2009. Hovedoppgaver er å:

- 1) beskrive bestandsstatus for laks når det gjelder 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 analyser og vurderinger innenfor rammene av naturmangfoldloven, lakse- og innlandsfiskloven, Den nordatlantiske laksevernorganisasjonen (NASCO) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, Det internasjonale havforskningsrådet (ICES) 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 råd i henhold til mandat og årlige spørsmål.

Leder og medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning blir oppnevnt av Miljødirektoratet. 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 dermed ikke den institusjonen de er ansatt i. Vitenskapsrådets medlemmer oppnevnes for fem år av gangen. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har sekretariatsfunksjon.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utarbeider årlig en 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. I tillegg til årlig tilstandsrapport utarbeider vitenskapsrådet temarapporter som dekker ulike tema, etter oppdrag fra forvaltningen eller eget initiativ, i en egen temarapportserie. Rådet skal søke å bli enige om teksten i rapportene uten at dette går på bekostning av deres tydelighet. Ved eventuell uenighet om teksten vektlegges synspunkter fra den/de av rådets medlemmer som er eksperter på det/de aktuelle tema. Det skal gis en konkret beskrivelse i rapportene av hva en eventuell uenighet består av.

I 2015 har rådet følgende sammensetning:

LEDER:

Torbjørn Forseth

MEDLEMMER:

Bjørn T. Barlaup, Bengt Finstad, Peder Fiske, Harald Gjosæter, Morten Falkegård, Atle Hindar, Tor Atle Mo, Audun H. Rikardsen, Eva B. Thorstad, Asbjørn Vøllestad og Vidar Wennevik

SEKRETARIAT:

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

ANDRE BIDRAGSYTERE TIL RAPPORTEN

Arne J. Jensen (Norsk institutt for naturforskning) vedlegg 4.

Det er ikke uenighet blant medlemmene av vitenskapsrådet om teksten i noen deler av denne rapporten.

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 laksetrapper. 57 internasjonale publikasjoner og 86 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. 28 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, akvakultur, smoltproduksjon/utsettinger av fisk, forurensinger og menneskeskapte påvirkninger, laksefisk i sjøen, fiskeparasitter og biotelemetri. Arbeid både i felt og på laboratoriet sammen med nasjonale og internasjonale samarbeidspartnere innen forskning, forvaltning og industri. 98 internasjonale publikasjoner, 4 bokkapitler og > 150 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. 40 internasjonale publikasjoner og 71 tekniske rapporter.



Harald Gjosæter, Dr. philos.

Stilling: Forsker, Havforskningsinstituttet

e-post: harald.gjosater@imr.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Estimering av bestandsstørrelser.

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, og er norsk representant i ICES sin rådgivingskomité ACOM. 52 internasjonale publikasjoner og > 200 andre publikasjoner, inkludert bokkapitler, populærvitenskapelige artikler, rapporter etc.



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: Introduserte arter og ferskvannsbunndyr. 7 internasjonale publikasjoner og 13 tekniske rapporter.



Atle Hindar, Dr. philos

Stilling: Regionleder og seniorforsker, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

e-post: atle.hindar@niva.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Forsuring og strategier for vassdragskalking; kjemiske tiltak (AIS) mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*; forsuring og klimavariasjon – effekter på toksisitet.

Har også jobbet med: Effekter på vannkjemi ved utsprengning av sulfidmineraler og klassifisering av økologisk tilstand. 42 internasjonale publikasjoner og > 150 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). 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, EUs vanddirektiv, egnethetsanalyser for oppdrettsanlegg, rømt oppdrettsfisk, konsekvensanalyser. 53 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



Eva B. Thorstad, PhD

Stilling: Forsker ved Norsk institutt for naturforskning (NINA), professor II (20 %) ved Universitetet i Tromsø

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 og lakselus, 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. > 100 internasjonale publikasjoner og > 150 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



Asbjørn Vøllestad, Dr. philos.

Stilling: Professor, Centre for Ecological and Evolutionary Synthesis, Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Oslo

e-post: avollest@bio.uio.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Genetisk struktur, livshistorie, populasjonsbiologi, populasjonsdynamikk, evolusjon, bevaringsbiologi.

Har også jobbet med: Har arbeidet med de fleste norske ferskvannsfisk, og bruker et vidt spekter av tilnæringer (teori, populasjonsgenetikk, kvantitativ genetikk, funksjonell genetikk, populasjonsdynamikk, atferd, fysiologi). Arbeider hovedsakelig med grunnleggende biologiske problemstillinger. 145 internasjonale publikasjoner, fagredaktør for tema fisk i Store Norske Leksikon, redaktør i *Ecology of Freshwater Fish*, medredaktør i *Aquatic Biology*.



Vidar Wennevik, PhD

Stilling: Seniorforsker, 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. 21 internasjonale publikasjoner og > 25 tekniske rapporter.

1 INNLEDNING

1.1 Formål med rapporten

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utarbeider årlige rapporter med beskrivelse av status for norsk villaks. I denne rapporten er formålene spesielt å:

1. Gjøre rede for utvikling i fangst, innsig og marin overlevelse av laks.
2. Gjøre rede for status for laksebestandene ut fra oppnåelse av gytebestandsmål, forvaltningsmål og høstbart overskudd.
3. Gi beskatningsråd for laks.
4. Vurdere forekomst av rømt oppdrettslaks.
5. Vurdere forekomst av den innførte parasitten *Gyrodactylus salaris*.
6. Rangere og vurdere utvikling av trusselfaktorer mot laks.
7. Gi beskatningsråd for sjørret.
8. Vurdere prosedyrer for oppfisking av rømt oppdrettslaks og regnbueørret i sjøen og faren for bifangst av villaks, sjørret og sjørøye.
9. Vurdere prinsipper for overvåking og rådgiving i reduserte bestander under gjenoppbygging.

En vurdering av bestandsstatus er gitt med bakgrunn i bestandssituasjonen til de enkelte bestander som inngår i fisket. Oppnåelse av gytebestandsmål og forvaltningsmål ble vurdert for 180 laksebestander basert på situasjonen i 2011-2014. Vurderinger av bestandsstatus for de ulike vassdragene er gitt i en egen vedleggsrapport (Anon. 2015d). Råd om beskatning for perioden 2016-2018 ble gitt i en rapport fra vitenskapsrådet tidligere i år (Anon. 2015a), basert på bestandsvise vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og forvaltningsmål for perioden 2010-2013. Rådene er oppdatert i denne rapporten ved at resultatene fra 2014 er inkludert, slik at rådene er basert på bestandsvise vurderinger for perioden 2011-2014.

1.2 Premisser for arbeidet

Råd, analyser og vurderinger i rapporten er gitt i samsvar med mandat fra Miljødirektoratet, og de er gjort innenfor rammene av naturmangfoldloven, lakse- og innlandsfiskloven, Den nord-atlantiske laksevernorganisasjon (NASCO) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, Det internasjonale havforskningsrådet (ICES) sine tilrådninger, samt vedtatte nasjonale målsettinger for lakseforvaltning jfr. føringene i St.prp. nr. 32 (2006-2007) *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*. Rådene som er gitt er basert på eksisterende vitenskapelig kunnskap, og det er kun biologiske forhold som er vurdert. Når det gjelder beskatning så gir Vitenskapelig råd for lakseforvaltning kun råd for ulike bestander og regioner, og ikke om fordeling mellom ulike aktører som fisker på de ulike bestandene.

1.2.1 Naturmangfoldloven og lakse- og innlandsfiskloven

Laksefisk påvirkes av aktiviteter som reguleres av flere norske lover. Klima og miljøverndepartementet har det overordnede ansvaret for villaksforvaltningen, og de viktigste juridiske virkemidlene er forankret i naturmangfoldloven (Lov om forvaltning av naturens mangfold) og lakse- og innlandsfiskloven (Lov om laksefisk og innlandsfisk m.v.).

Naturmangfoldloven omfatter all natur og alle sektorer som forvalter natur eller som fatter beslutninger med konsekvenser for naturen. Loven regulerer forvaltning av arter, områdevern, fremmede organismer og utvalgte naturtyper og tar vare på leveområder for prioriterte arter. Lovens formål (§ 1) er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og

geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern. Forvaltningsmålet for arter (§ 5) er at deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Høsting kan bare tillates når best tilgjengelige dokumentasjon tilsier at arten produserer et høstbart overskudd.

Formålet med lakse- og innlandsfiskloven (§ 1) er å sikre at naturlige bestander av anadrome laksefisk, innlandsfisk samt andre ferskvannsorganismer og deres leveområder forvaltes i samsvar med naturmangfoldloven og slik at naturens mangfold og produktivitet bevares. Innenfor disse rammer skal loven gi grunnlag for utvikling av bestandene med sikte på økt avkastning, til beste for rettighetshavere og fritidsfiskere. Loven skal altså sikre både vern og høsting av bestander av anadrome laksefisk. I nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder skal laksen sikres en særlig beskyttelse mot skadelige inngrep (§ 7, se også kapittel 1.2.6 om nasjonale laksevassdrag og laksefjorder).

1.2.2 Kvalitetsnormer for laks

I henhold til naturmangfoldloven kan Kongen i statsråd fastsette retningsgivende kvalitetsnormer for naturmangfoldet (§ 13). Blir en kvalitet som er fastsatt i en norm etter denne loven ikke nådd, eller det er fare for dette, sier loven at myndighetene bør utarbeide en plan for hvordan kvaliteten likevel kan bli nådd. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utviklet et forslag til kvalitetsnormer for laks i 2011 (Anon. 2011a) som lå til grunn for forvaltningens utarbeidelse av kvalitetsnorm for villaks. Kvalitetsnorm for villaks ble vedtatt ved kongelig resolusjon i 2013.

Målet med lakseforvaltningen er både bevaring av bestandene og bærekraftig høsting. Normen er fastsatt for å kunne vurdere og klassifisere kvaliteten på villaksbestandene, og skal være retningsgivende for myndighetenes forvaltning. Kvalitetsnormen består av to faktorer (delnormer): a) gytebestandsmål og høstingspotensial, og b) genetisk integritet. Dette betyr at laksebestandenes kvalitet skal vurderes med hensyn på om de når gytebestandsmålet, om de har et normalt høstbart overskudd, og i hvilken grad de er genetisk påvirket av hybridisering med andre arter, seleksjon og rømt oppdrettslaks. Arbeidet med den første klassifisering av utvalgte laksebestander etter normen har startet og ventes å være gjennomført i løpet av 2015.

1.2.3 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen

NASCO ble etablert i 1983 gjennom Konvensjon til vern av laks i det nordlige Atlanterhavet. Formålet med konvensjonen er gjennom samråd og samarbeid å bidra til vern, gjenoppbygging, forøkelse og rasjonell forvaltning av de laksestammene som konvensjonen gjelder for. Medlemmer i NASCO er Canada, Danmark (på vegne av Færøyene og Grønland), EU, Norge, Russland og USA.

På slutten av 1990-tallet ble det oppnådd en konsensus blant medlemslandene i NASCO om at forvaltningen skal skje med en føre-var tilnærming. Denne tilnærmingen omfatter separate retningslinjer for blant annet reguleringer i fisket, forvaltning av leveområder, akvakultur, introduksjoner, spredning av arter og genmodifisert laks. Sentralt i føre-var tilnærmingen er at ingen potensielt skadelige tiltak skal foretas uten at vitenskapelig baserte analyser av konsekvenser er foretatt. Det vil si at ingen inngrep som berører laks, for eksempel i form av beskatning, kan foretas uten at man på forhånd har god kunnskap om konsekvensene av inngrepet.

Partene i NASCO kom i 1998 til enighet om et dokument som legger klare føringer på selve forvaltningsprosessen (*Agreement on Adoption of a Precautionary Approach*, NASCO 1998). I dette dokumentet stilles en rekke krav til bruk av føre-var-tilnærmingen i forvaltningen:

1. Bestander skal søkes opprettholdt over bevaringsgrensen ved hjelp av forvaltningsmål.
2. Bevaringsgrense og forvaltningsmål skal settes unikt for det enkelte vassdrag og den enkelte bestand.

3. Det skal foreligge en forhåndsidentifisering av potensielle uønskede resultat som for eksempel manglende oppnåelse i forhold til bevaringsgrense (biologisk faktor) og ustabilitet i fangst (sosioøkonomisk faktor).
4. Det skal ligge til grunn en form for risikovurdering på alle nivå i forvaltningen som tar hensyn til variasjonen og usikkerheten i bestandsstatus, biologisk definerte referansepunkt og beskatning.
5. Det skal være formulert ulike forhåndsbestemte reguleringstiltak som umiddelbart kan benyttes målrettet dersom ulike scenarier og situasjoner oppstår.
6. Effektiviteten til foretatte reguleringer skal vurderes.
7. Det må lages en plan for gjenoppbygging av bestander som befinner seg under en definert bevaringsgrense (som kan involvere habitatforbedring, forsterkingstiltak og beskatningsregulering).

Bevaringsgrensen (conservation limit) er definert som det minimale antallet gytefisk som behøves for å gi maksimal bærekraftig avkastning (maximum sustainable yield) (NASCO 1998, se også nedenfor).

Dette er en prosess som stiller høye krav til kunnskap, vurdering og utførelse. For å systematisere dette, kom NASCO med et oppfølgingsdokument i 2002 (*Decision Structure for Management of North Atlantic Salmon Fisheries*, NASCO 2002) som skal være et strukturerende arbeidsredskap for forvaltningen. I dette dokumentet er det formalisert en rekke punkter man skal ha kunnskap om for en konkretisert forvaltning av enkeltbestander av laks. Utdypinger og presiseringer av retningslinjer ble videre gitt i et dokument fra NASCO i 2009 (*NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries*, NASCO 2009). NASCO har også gitt spesifikke retningslinjer for gjenoppbygging av reduserte laksebestander (NASCO 2004).

1.2.4 Fiske på blandede bestander

Reguleringene i laksefisket skal baseres på de vitenskapelige rådene fra ICES. Disse rådene innebærer i første rekke at laksefisket bør baseres på de bestandene som utnytter produksjonskapasiteten sin fullt ut, og at fiske på øvrige bestander bør begrenses i størst mulig grad. I den formaliserte føre-var tilnærmingen er det viktig å skille mellom fiskeri som foregår på enkeltbestander og fiskeri som foregår på flere bestander samtidig.

NASCO definerer fiske på blandede bestander (mixed stock fisheries) som et fiske som i betydelig grad beskatter laks fra to eller flere elver. Et flerbestandsfiske kan innebære beskatning av bestander som har ulik bestandsstatus, der for eksempel noen av de beskattede bestandene kan finne seg godt over bevaringsgrensen, mens andre kan finne seg under. I NASCO (2009) er det presisert at det også skal vurderes om fiske i store vassdrag eller deres estuarier skal betraktes som et fiske på blandede bestander. I denne rapporten gis det råd om beskatning for delvassdrag for Tanavassdraget og Årgårdsvassdraget, men ikke for andre vassdrag.

NASCO har lagt sterke føringer på å få fisket mest mulig bort fra flerbestandsfiske og over på enbestandsfiske, noe som er videre understreket i St.prp. nr. 32 (2006-2007). I NASCO (2009) er det understreket at forvaltningstiltak skal ha som mål å beskytte de svakeste bestandene i et fiske på blandede bestander.

1.2.5 Gytebestandsmål og forvaltningsmål

I NASCO sin føre-var tilnærming, som Norge har sluttet seg til, gis det en klar føring om at forvaltningen skal definere bestandsvise referansepunkt som man sammenholder med bestandsstatus i de ulike vassdragene. Viktig i denne sammenhengen er laksebestandens bevaringsgrense (conservation limit), som er det minimale antallet gytefisk som behøves for å gi maksimal bærekraftig avkastning. For å sikre at bestandene holdes over dette nivået, skal man definere forvaltningsmål (management targets), definert av NASCO som "det bestandsnivået

forvaltningen sikter mot for å være sikker på at bestanden er over bevaringsgrensen". Forvaltningsmålet betegner nivået for den gytebestandsstørrelsen som sikrer bestandens langsiktige levedyktighet (det vil si bevaringsgrensen pluss en sikkerhetsmargin, NASCO 1998). Forvaltningsmålet for en bestand er definert som nådd når det i gjennomsnitt over en måleperiode på fire år er minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet er nådd.

Fastsetting av gytebestandsmål og andre referansepunkter for gytebestanden bygger på en antagelse om at antallet rekrutter (R) i en fiskebestand er avhengig av antall gytefisk (S) (Hindar mfl. 2007). Med rekrutter menes produksjon av yngel, smolt, fisk av høstbar størrelse eller antall gytefisk til neste generasjon. Bestandens produktivitet påvirkes av både fysiske, kjemiske og biologiske faktorer i de ulike vassdragene. Dette kan for eksempel være vannføring, vanntemperatur, vannkjemi, skjulmuligheter, gyteplasser, mattilgang, konkurrenter, predatorer, parasitter og sykdommer. Det er antatt at noen faktorer virker tetthetsuavhengig (det vil si at virkningen er ikke avhengig av tettheten av laks) og derfor ikke virker regulerende på bestanden, selv om de bidrar til å bestemme størrelsen på gytebestanden. For eksempel kan varierende klimaforhold i havet påvirke laksebestanden på en ikke-tetthetsregulerende måte. Det er imidlertid vanlig antatt at noen av disse faktorene også virker tetthetsavhengig (det vil si at virkningen er avhengig av tettheten av laks), og derfor medvirker til å regulere bestanden på en slik måte at overlevelsen reduseres ved økende gytebestand. En SR-modell har derfor gjerne en stigende form som gradvis flater ut mot en maksimalverdi, eller som til og med reduseres igjen etter et toppunkt. Utflatingsverdien, eller en verdi nær toppunktet, kan man kalle vassdragets bæreevne eller produksjonskapasitet, og dette er gytebestandsmålet. I prinsippet vil en eventuell økning i antallet gytefisk utover denne verdien ikke medføre en økning i antall rekrutter i neste generasjon på grunn av tetthetsregulerende faktorer.

Det er satt gytebestandsmål for alle norske laksevassdrag - i alt 439 vassdrag. Disse er ikke fastsatt av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, men forslag til gytebestandsmål er utarbeidet av ulike forskergrupper (se Anon. 2010 for nærmere beskrivelser av prosedyrer for fastsettelse av gytebestandsmål). Metodene for fastsettelse av gytebestandsmål og målene for de første 80 bestandene (de største basert på fangst) ble utviklet av en bredt sammensatt forskergruppe, og er publisert i Hindar mfl. (2007). Forslag til gytebestandsmål for de neste 100 ble satt av en gruppe forskere fra Norsk institutt for naturforskning (NINA) (Kjetil Hindar, Arne J. Jensen, Peder Fiske, Torbjørn Forseth, Ola Ugedal), men det ble gitt innspill og kommentarer fra flere av de samme forskerne som utarbeidet mål for de 80 første bestandene, samt andre forskere med spesiell regional kunnskap. De siste 250 bestandene fikk fastsatt gytebestandsmål høsten 2009, ut fra forslag fra en mindre gruppe forskere fra NINA (Kjetil Hindar, Peder Fiske, Torbjørn Forseth) og kommentarer fra mange av de samme forskerne med regional kunnskap. I alle de tre rundene ble forslagene sendt på høring til fylkesmennenes miljøvernavdelinger, og forslagene ble deretter revidert før førstegenerasjons gytebestandsmål ble fastsatt. For noen bestander har målene blitt revidert (Falkegård mfl. 2014, Hindar mfl. 2015) og vi har benyttet de reviderte målene i denne rapporten. Gytebestandsmålene for de enkelte vassdrag er listet i **vedlegg 1**. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning vurderer årlig måloppnåelse av gytebestandsmålene i ulike vassdrag, men har ikke vurdert målene i seg selv.

De foreliggende gytebestandsmålene (inklusive de som ble revidert i 2013 og 2014) er beskrevet som førstegenerasjons gytebestandsmål. Arbeidet med det faglige grunnlaget for andregenerasjon gytebestandsmål pågår. Det er vitenskapsrådets vurdering at dagens gytebestandsmål generelt er et nyttig verktøy for forvaltning av bestandene. Selv om det er vist i en ørretbestand (Elliott 1993) at rekrutteringen kan gå ned for svært høye gytebestander, er dette neppe et typisk mønster for norske laksevassdrag (Jonsson mfl. 1998, Hindar mfl. 2007, Hindar mfl. 2011). Nyere undersøkelser som viser betydningen av spredning av gyting (Einum & Nislow 2011) antyder at det kan være bedre med et for høyt enn et for lavt gytebestandsmål etablert på

elve/bestandsnivå om man skal sikre maksimal smoltproduksjon i et vassdrag. Undersøkelser viser at store gytebestander gir bedre spredning av gytefisken innenfor et vassdrag (Finstad mfl. 2013).

1.2.6 Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder

For å sikre de viktigste laksebestandene særskilt beskyttelse i vassdrag og fjordområder, opprettet Stortinget 37 nasjonale laksevassdrag og 21 nasjonale laksefjorder i 2003. I 2007 fikk ytterligere 15 vassdrag og 8 fjorder samme status, slik at vi i dag har til sammen 52 nasjonale laksevassdrag og 29 nasjonale laksefjorder. Ordningen skal gi disse bestandene en spesiell beskyttelse mot menneskelige inngrep.

Av St.prp. nr. 32 (2006-2007) går det frem at reguleringene av fisket på bestander som inngår i ordningen med nasjonale laksevassdrag skal følge de samme prinsippene som for andre elver og kystområder. Samtidig ble det presisert at reguleringene skal bygges på et best mulig kunnskapsgrunnlag, samt at det skal være strengere reguleringer for fiske som berører truede, sårbare eller reduserte laksebestander som inngår i ordningen. I lakse- og innlandsfiskloven er det påpekt at når det treffes vedtak eller gjennomføres tiltak som kan påvirke laksens levevilkår, skal de særskilte hensyn som følger av Stortingets vedtak om nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder legges til grunn. I disse områdene skal laksen i henhold til loven sikres en særlig beskyttelse mot skadelige inngrep. I de bestandsvise vurderingene av oppnåelse av gytebestandsmål i vedleggsrapporten, er det angitt hvilke av de vurderte vassdragene som er nasjonale laksevassdrag (Anon. 2015d).

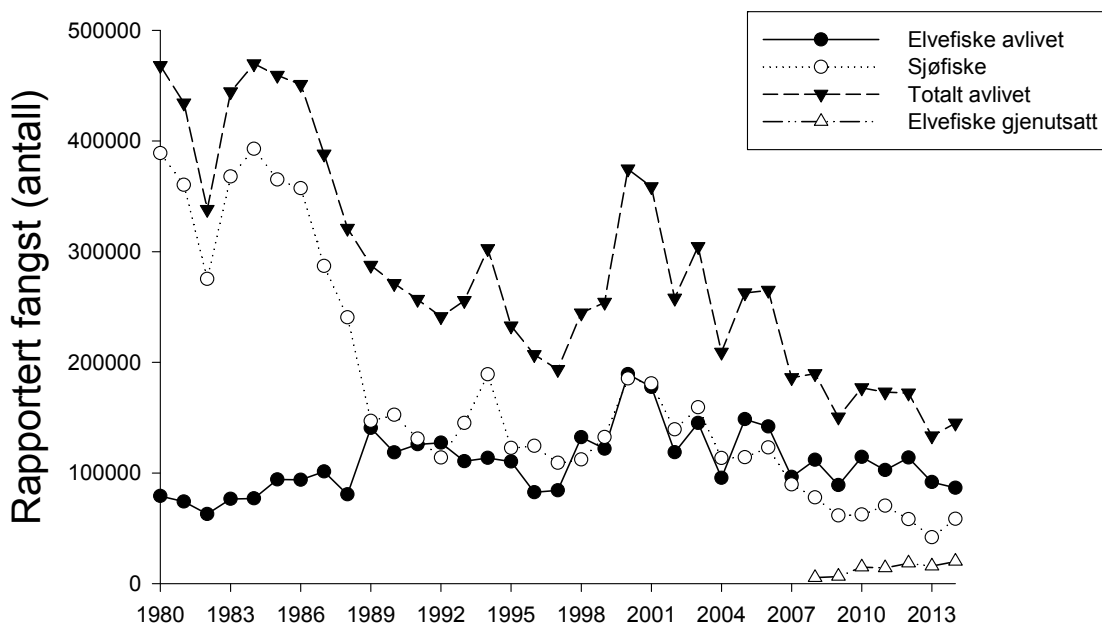
1.2.7 Datagrunnlag

Vitenskapsrådet forholder seg til de datasett og den informasjon vi har tilgang til. Dette inkluderer vitenskapelige publikasjoner, offentlige statistikker, ordinære rapporter og publikasjoner i registrerte serier og annen informasjon vi har mottatt fra fylkesmannens miljøvernmyndigheter. Bare unntaksvis har vi benyttet andre skriftlige og muntlige kilder. Dette kan i noen tilfeller medføre at vi, for eksempel i vurderinger av lokale bestander, ikke har hatt tilgang til all kunnskap som faktisk finnes og som kan ha betydning for vitenskapsrådets vurderinger. Vitenskapsrådets sekretariat tar imot slik kunnskap som grunnlag for framtidige vurderinger.

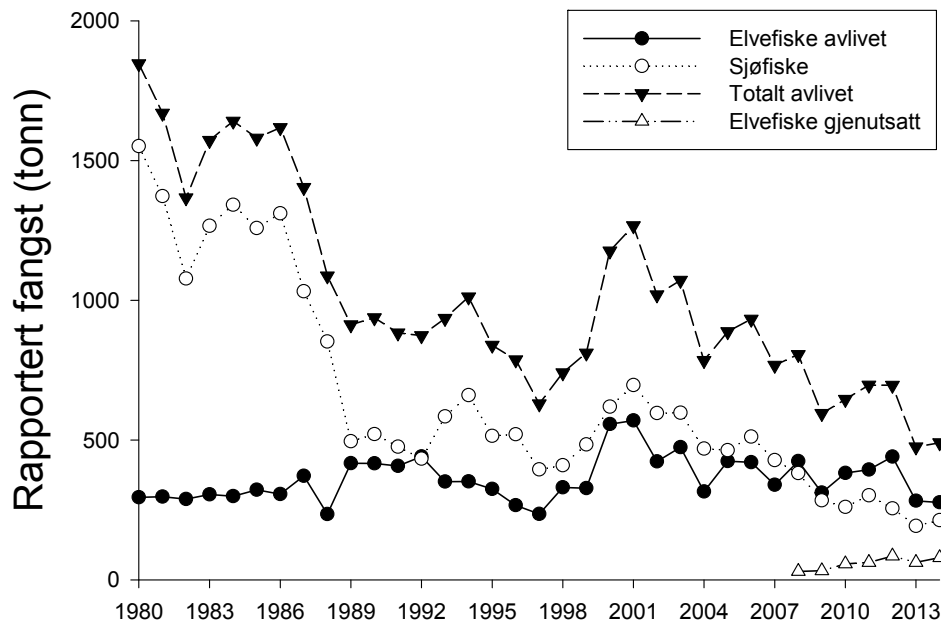
2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2014

2.1 Fangst

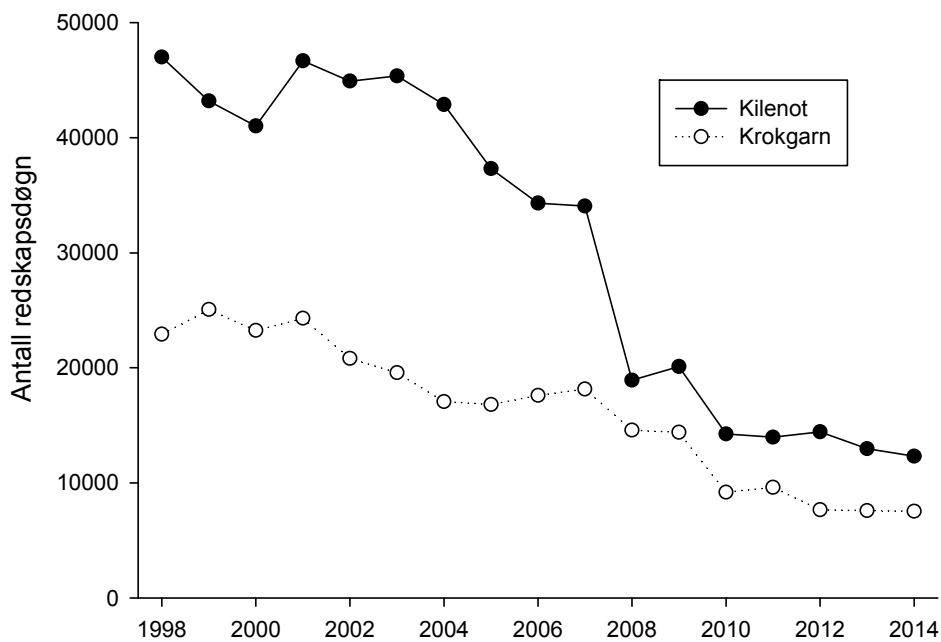
I 2014 ble det rapportert fanget og avlivet ca. 145 200 laks i Norge (**figur 2.1**) som veide til sammen 490 tonn (**figur 2.2**). Dette er en liten økning sammenlignet med året før (tallene for 2013 var 133 700 laks og 475 tonn). I tillegg ble det innrapportert at 20 229 laks ble fanget og sluppet ut igjen (12 % av totalfangsten i antall). Anslått vekt på de som ble sluppet ut igjen var 62 tonn (ca. 14 % av totalfangst på vektbasis), slik at summen av avlivet og gjenutsatt laks var ca. 570 tonn. Gjenutsatt fangst er trolig fortsatt noe underrapportert (sammenlignet med avlivet fisk), men statistikken var trolig bedre fra og med 2012 enn tidligere, fordi rapporteringsrutinene ble bedret i noen større vassdrag hvor statistikken for gjenutsatt laks tidligere var mangelfull. Sesongen 2014 var preget av lange perioder med tørt og varmt vær, spesielt i Sør-Norge, noe som kan ha ført til lavere fangster i elver enn hva fangsten ville ha blitt med bedre fangstforhold. Både innsatsen og fangstene i sjøfisket har avtatt sterkt fra 1980- og 1990-tallet og er på et lavt nivå (**figur 2.1, 2.2 og 2.3**).



Figur 2.1. Rapportert fangst (antall) av laks i Norge i perioden 1980-2014 (rømt oppdrettslaks er inkludert). Gjenutsatt laks er vist i figuren, men ikke inkludert i totalen siden gjenutsatt laks kan bli fanget flere ganger.



Figur 2.2. Rapportert fangst (tonn) av laks i Norge i perioden 1980-2014 (romt oppdrettslaks er inkludert). Gjenutsatt laks er vist i figuren, men ikke inkludert i totalen siden gjenutsatt laks kan bli fanget flere ganger.



Figur 2.3. Fangsttynnsats (antall redskapsdøgn) i sjøfisket i perioden 1998-2014.

2.2 Innsig av laks til hele landet (prefishery abundance, PFA)

2.2.1 Metoder

Metoden som vitenskapsrådet bruker for å beregne størrelsen på lakseinnsiget (bestandsstørrelse for fiske, prefishery abundance, PFA) ligner på “run-reconstruction” metoden som blir brukt for å beregne størrelsen på laksebestanden i Nordøst-Atlanteren (Potter mfl. 2004), med det unntaket at vi har tatt utgangspunkt i fangstene av laks i elvene, mens det i den andre metoden tas utgangspunkt i totalfangstene ved beregning av bestandene. Metoden er beskrevet i detalj i tidligere rapporter (for eksempel Anon. 2012b) og prinsippene i beregningene er gitt i **vedlegg 2**.

Det ble kjørt tidsserieanalyser for å teste om det er tidstrender i lakseinnsiget. Slike analyser tar hensyn til eventuelle sammenhenger mellom påfølgende verdier, såkalt autokorrelasjon. Slike sammenhenger ble påvist mellom påfølgende år for alle regioner og størrelsesgrupper, men bare i noen få tilfeller ble det funnet korrelasjon mellom år som lå lengre fra hverandre. Korrelasjon mellom verdier med noen års mellomrom kan være knyttet til generasjonstider, men siden det ikke ble funnet noe fast mønster i slike kan de like gjerne være tilfeldige. Basert på disse funnene av autokorrelasjon ble det kjørt ARIMA-modeller (Auto-Regressive Integrated Moving Average) (Box & Jenkins 1976). Ved å sammenligne ulike varianter av denne modellen (ut fra residualplott og AIC (Akaike's informasjonskriterium – et mål på hvor godt en statistisk modell beskriver de data den bygger på) viste det seg at en ARIMA (1,0,0) modell, som er en såkalt første ordens autoregressiv modell, ga den beste beskrivelsen av datasettene. Alle datasettene ble derfor analysert med ARIMA (1,0,0) modeller (i IBM SPSS Statistics 21), hvor det ble testet om noe av variasjonen i lakseinnsiget kunne forklares med tid (år). For å unngå et betydelig modelleringsarbeid, ble alle analysene gjennomført med én verdi for hvert år, som var medianverdiene fra simuleringene av størrelsen på lakseinnsiget. Det framstår imidlertid som usannsynlig at analyser basert på alle de simulerte verdiene (1000 innsig per år) i gjennomsnitt ville ha gitt avvik i trender av betydning for hovedkonklusjonene.

Vi har analysert innsiget både for perioden 1983-2014 og for perioden 1989-2014. Startåret 1983 er valgt fordi fangstene konsekvent er delt inn i vektklasser fra og med dette året. Startåret 1989 for den siste perioden ble valgt fordi drivgarnsfisket i sjøen ble stoppet dette året, og det kan innvendes at en laks fanget med drivgarn ikke nødvendigvis hørte hjemme i det området den ble fanget. Drivgarnsfisket beskattet også trolig laks fra andre land i større grad enn sjøfisket som foregår nærmere elvene. Dette kan påvirke estimatene, og vi valgte derfor også å analysere perioden etter at drivgarnsfisket opphørte siden estimatene i denne delen av tidsserien i mindre grad vil påvirkes av disse usikkerhetene. I perioden 1983 til 1993 ble det bare skilt mellom laks mindre og større enn 3 kg. Fra 1993 ble laksefangstene inndelt i tre grupper, det vil si < 3 kg (smålags), 3-7 kg (mellomlags) og over 7 kg (storlags). Innsig av mellom- og storlags hver for seg er derfor bare beregnet for perioden 1993 til 2014.

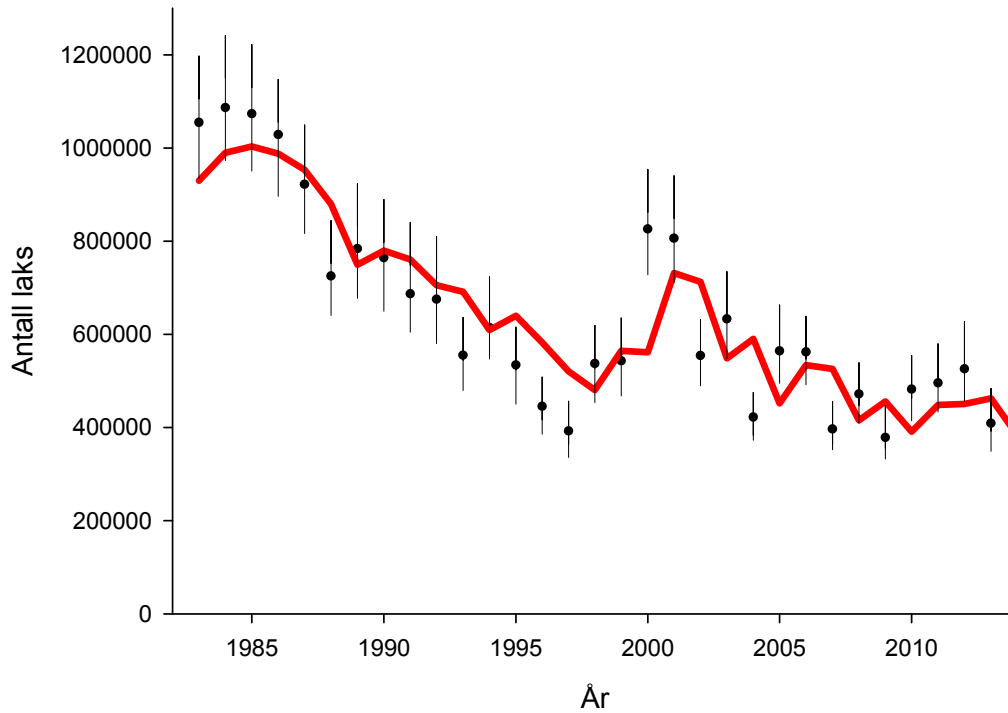
2.2.2 Resultater

Etter noen år med relativt høye estimater for totalinnsiget av laks til Norge rundt årtusenskiftet, har estimatene de siste årene vært lavere. Estimater for 2014 på rundt 475 000 villaks til Norge samlet før fisket tok til var på samme nivå som i årene 2004-2012 (i gjennomsnitt 478 000 laks) (**figur 2.4**), og var noe høyere enn estimatet for 2013 (410 000 laks). For perioden 1983-2014 har det vært en signifikant negativ trend i innsiget (**tabell 2.1**), og innsiget er redusert med 55 % fra de første fire til de siste fire årene i perioden. Reduksjonen er mindre, men også signifikant ($p = 0,048$) for perioden 1989-2014 (35 % reduksjon fra de første fire til de siste fire årene i perioden). Disse nasjonale trendene var de samme som ved forrige vurdering (innsig fram til 2013, Anon. 2014a), bare med den forskjell at innsiget for perioden fra 1989 gikk fra å være marginalt ikke-signifikant til marginalt signifikant.

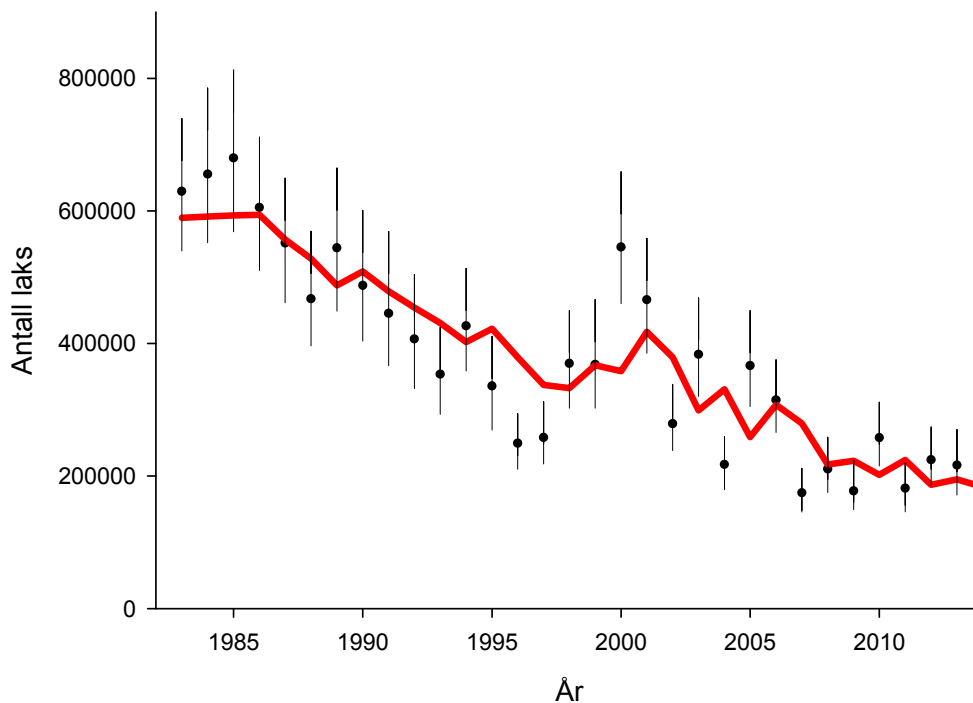
Med unntak av en økning rundt årtusenskiftet (spesielt 2000 og 2001) har innsiget av smålaks til Norge avtatt relativt jevnt fra de høyeste nivåene i tidsseriene på midten av 1980-tallet (**figur 2.5**). Innsiget av smålaks i 2014 var imidlertid litt høyere enn i de sju foregående årene. Det er som ved tidligere vurderinger (Anon. 2014a) signifikant negative tidstrender i innsiget av smålaks for hele perioden 1983 til 2014, og for perioden 1989 (da drivgarnsfiske ble forbudt) til 2014 (**tabell 2.1**). Reduksjonen av innsiget av smålaks fra de fire første til de fire siste årene i periodene har vært på 66 % fra 1983 og 53 % fra 1989. Fordi en større andel av laks mindre enn 3 kg har vært mer enn ett år i sjøen i de senere år (se kapittel 3), er reduksjonen i innsig av ensjøvinterlaks større enn disse analysene av smålaks tilsier.

Innsiget av mellomlaks (**figur 2.6**) og storlaks (**figur 2.7**) har ikke vist samme nedadgående trend som smålaksen (etter 1993, da fangststatistikken ble delt inn i tre størrelsesgrupper). For mellomlaks var det en markant økning i estimert innsig i 2011, og også et stort innsig i 2012, og disse to årene var innsiget av mellomlaks på nivå med innsiget rundt årtusenskiftet, og blant de høyeste i tidsserien. I 2013 var det en kraftig reduksjon i innsiget av mellomlaks sammenlignet med de to foregående årene. Estimert for 2014 er litt høyere enn for 2013, men ikke på nivå med 2011 og 2012. Innsiget av storlaks har med unntak av tre år med lave innsig på slutten av 1990-tallet ikke vist noen klar tidstrend, og har variert mellom ca. 50 000 og 100 000 fisk i perioden 1993-2014. Innsiget i 2012 (101 000 storlaks) var det nest største i tidsserien, mens innsiget i 2013 og i 2014 var vesentlig lavere, rundt 50 000-55 000. Innsiget av mellom- og storlaks samlet for hele perioden 1983-2014 (**figur 2.8**) viser heller ingen signifikante tidstrender. Innsiget var imidlertid generelt større i starten av perioden (1983-1986), og innsiget er redusert med 39 % fra de første fire til de siste fire årene i tidsserien. Denne reduksjonen bidrar til den signifikante negative trenden i totalinnsiget av laks til Norge i perioden 1983 til 2014.

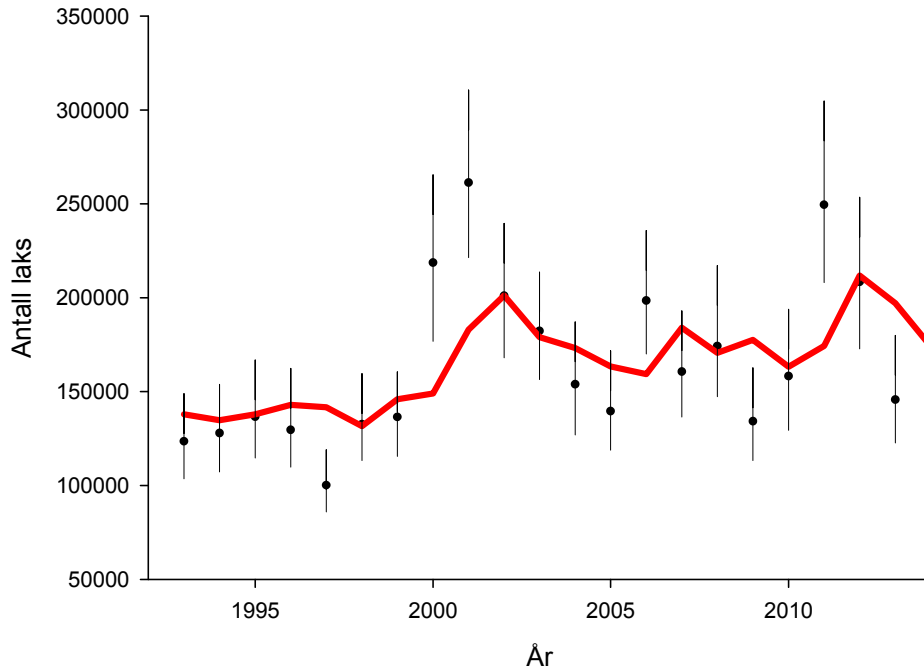
Fordelingen av innsiget av laks til Norge mellom fangster i sjøen, fangster i elv og gytebestand i vassdragene viser at sjøfisket har blitt betydelig redusert i perioden 1983-2014, mens det totale antallet laks fanget i elvefiske og gytebestandenes størrelse har endret seg mindre (**figur 2.9**). Den totale gytebestanden har imidlertid økt i de senere år (2007-2014).



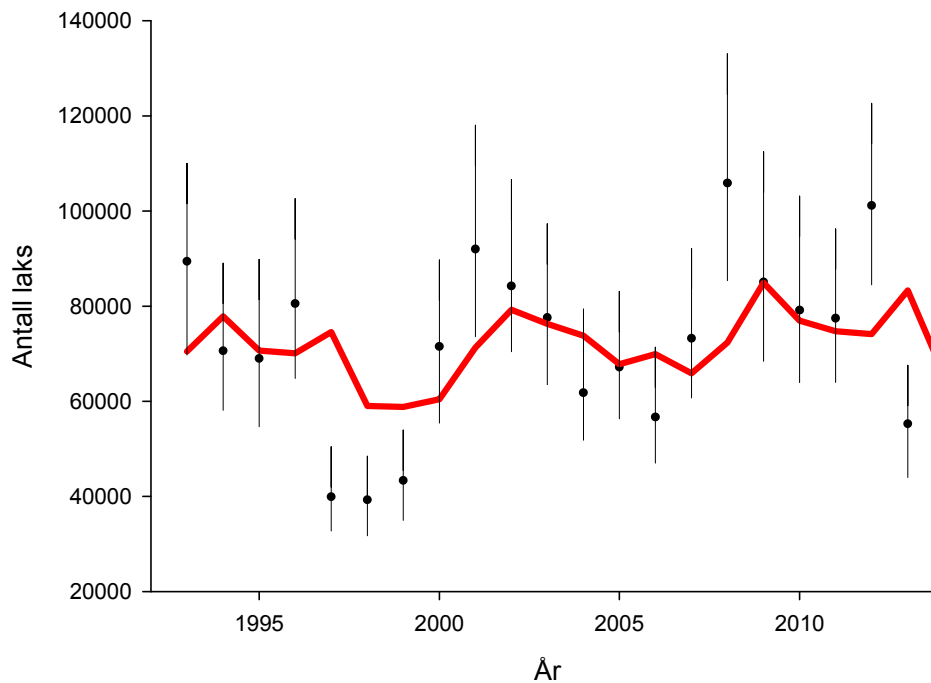
Figur 2.4. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Norge i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,76).



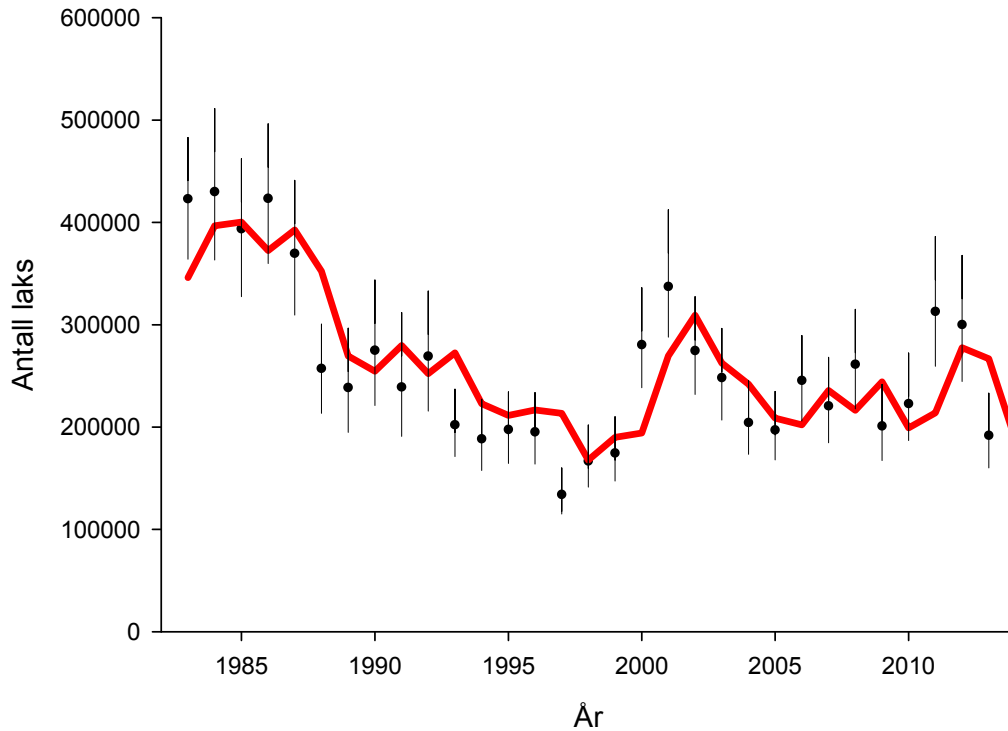
Figur 2.5. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,76).



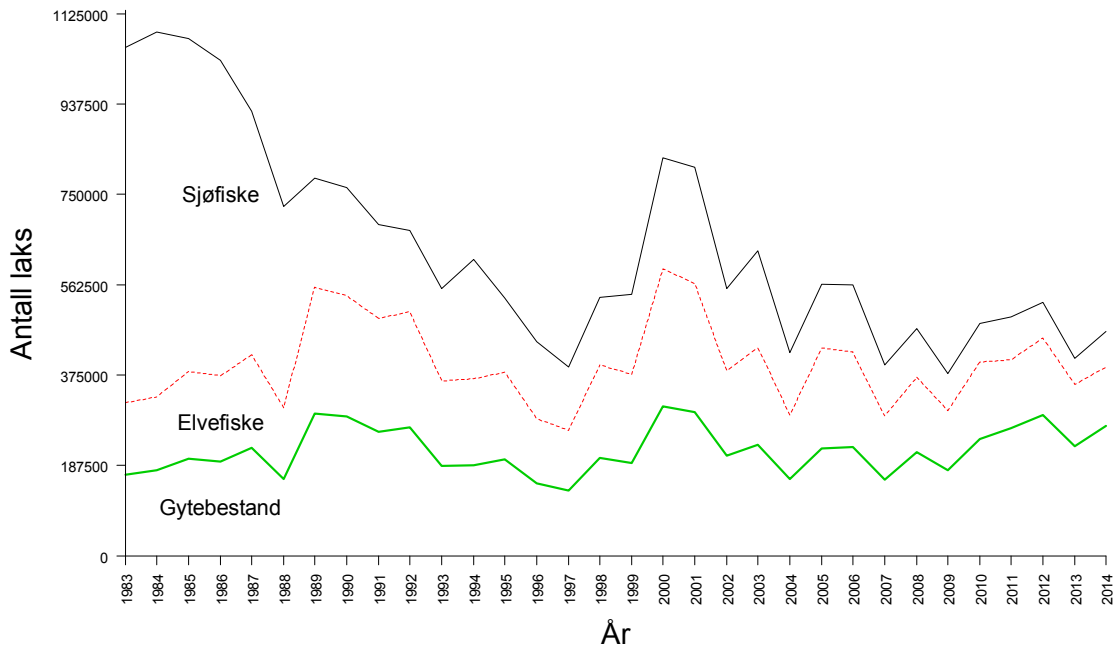
Figur 2.6. Beregnet innsig av mellomlaks (laks mellom 3 og 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,29).



Figur 2.7. Beregnet innsig av storlaks (laks > 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,14).



Figur 2.8. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,62).



Figur 2.9. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Norge (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2014. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.

Tabell 2.1. Utvikling av lakseinnsiget for Norge totalt og de ulike regionene hver for seg for periodene 1983-2014 og 1989-2014 (dvs. etter at dringarnsfisket ble forbudt). Prosentvis endring i gjennomsnittlig innsig mellom de fire første og fire siste årene i perioden er gitt (Endr %, dvs. 1983-1986 sammenlignet med 2011-2014 øverst i tabellen, og 1989-1992 sammenlignet med 2011-2014 nederste i tabellen). Høye negative stigningstall (β) antyder en sterk negativ trend i tidsperioden, høye positive stigningstall antyder en sterk positiv trend, mens lave stigningstall og høye p -verdier ($> 0,05$) antyder ingen signifikante trender. Stigningstallene for estimert median totalinnsig, innsig av smålaks og innsig av mellom- og storlaks samlet mot tidsvariabelen år, og sannsynligheten (p) for at disse ikke er forskjellig fra null er estimert i trendmodeller (ARIMA [1,0,0]). Analysene er gjennomført med normaliserte innsigstall slik at stigningstallene er direkte sammenlignbare mellom regioner.

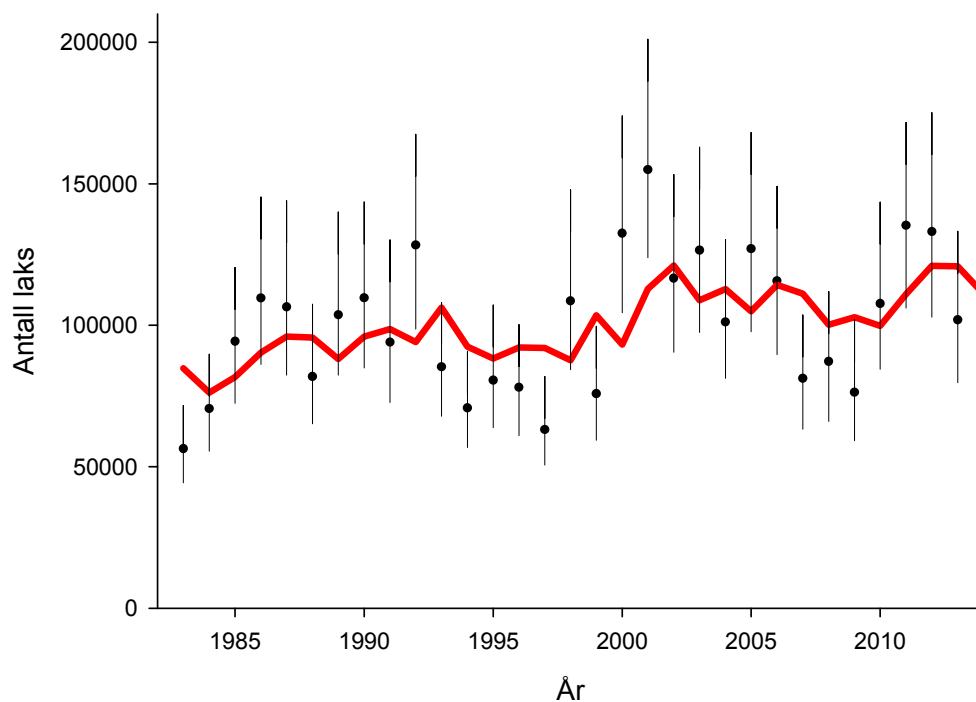
	Totalinnsig			Innsig av smålaks			Innsig av mellom- og storlaks		
	p	β	Endr %	p	β	Endr %	p	β	Endr %
1983-2014:									
Norge	0,001	-0,085	-55	< 0,001	-0,089	-66	0,074	-0,064	-39
Sør-Norge	0,11	0,041	44	0,63	0,016	13	0,07	0,048	78
Vest-Norge	0,014	-0,084	-66	0,001	-0,086	-78	0,054	-0,075	-54
Midt-Norge	< 0,001	-0,085	-61	< 0,001	-0,086	-70	0,039	-0,066	-48
Nord-Norge	0,003	-0,081	-66	< 0,001	-0,084	-72	0,045	-0,068	-55
Nord-Norge u/Tana	0,055	-0,070	-63	0,024	-0,073	-70	0,19	-0,052	-49
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>									
1989-2014:									
Norge	0,021	-0,048	-35	0,001	-0,071	-53	0,79	0,006	-1
Sør-Norge	0,44	0,027	9	0,42	-0,031	-28	0,020	0,079	72
Vest-Norge	0,12	-0,026	-23	0,005	-0,043	-57	0,96	-0,001	18
Midt-Norge	0,009	-0,065	-50	< 0,001	-0,080	-63	0,62	-0,015	-26
Nord-Norge	0,029	-0,036	-35	0,001	-0,048	-49	0,87	-0,005	-6
Nord-Norge u/Tana	0,98	0,000	2	0,072	-0,014	-17	0,088	0,034	41

2.3 Innsig av laks til de ulike regionene (Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge)

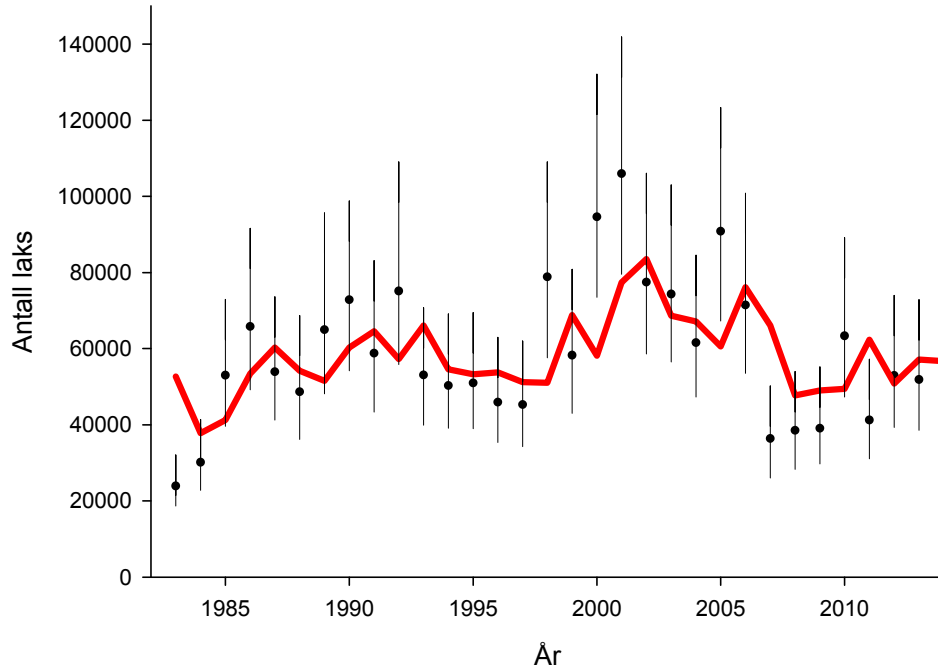
Norge deles inn i fire regioner; Sør-Norge (strekningen Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland). Innsiget av laks (prefishery abundance, PFA) er beregnet og analysert for hver av disse regionene.

2.3.1 Sør-Norge

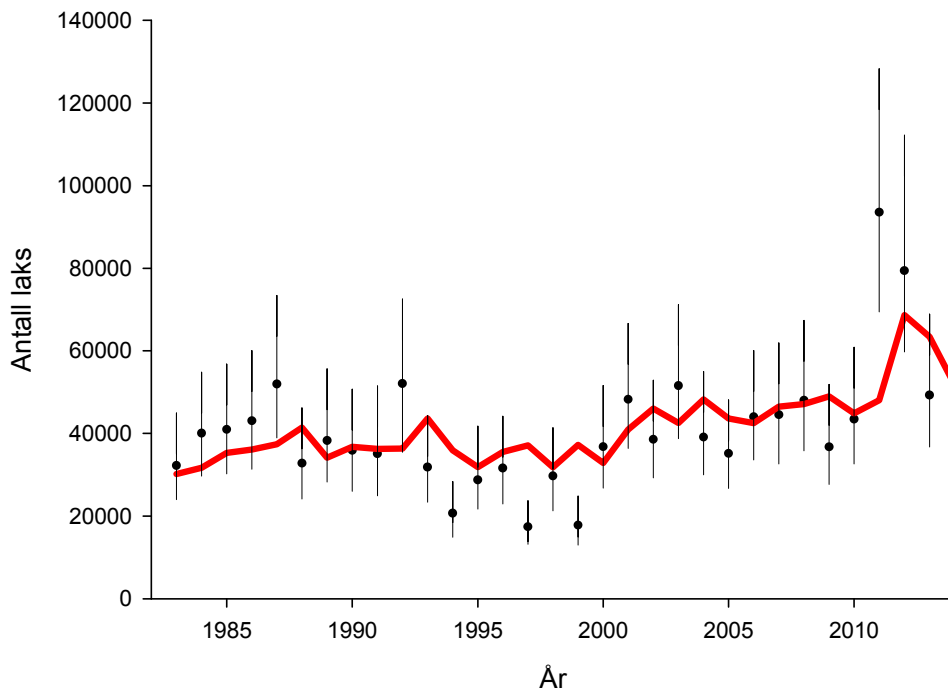
Det totale innsiget av villaks til elvene i Sør-Norge i 2014 ble estimert til ca. 106 000 individer, som er på gjennomsnittet for perioden 1983-2014 (**figur 2.10**). Det har vært en generelt økende trend, men denne er ikke statistisk signifikant ($p = 0,11$, **tabell 2.1**). Innsiget av smålaks var generelt lavere i perioden 2007-2014 enn i perioden etter årtusenskiftet (**figur 2.11**). Beregnet innsig av mellom- og storlaks har hatt en økende trend siden 1989 (**figur 2.12**), og var spesielt høyt i 2011 og 2012. I 2013 og 2014 var imidlertid innsiget av mellom- og storlaks ned på samme nivå igjen som før 2011. Den tydeligste utviklingen i fordelingen av innsiget mellom fangster i sjøen, fangster i elver og gytebestand er den markante økningen i gytebestandens størrelse i de senere årene. I 2014 var gytebestanden blant de høyeste i tidsserien fra 1983 (**figur 2.13**).



Figur 2.10. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,22).



Figur 2.11. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,25).



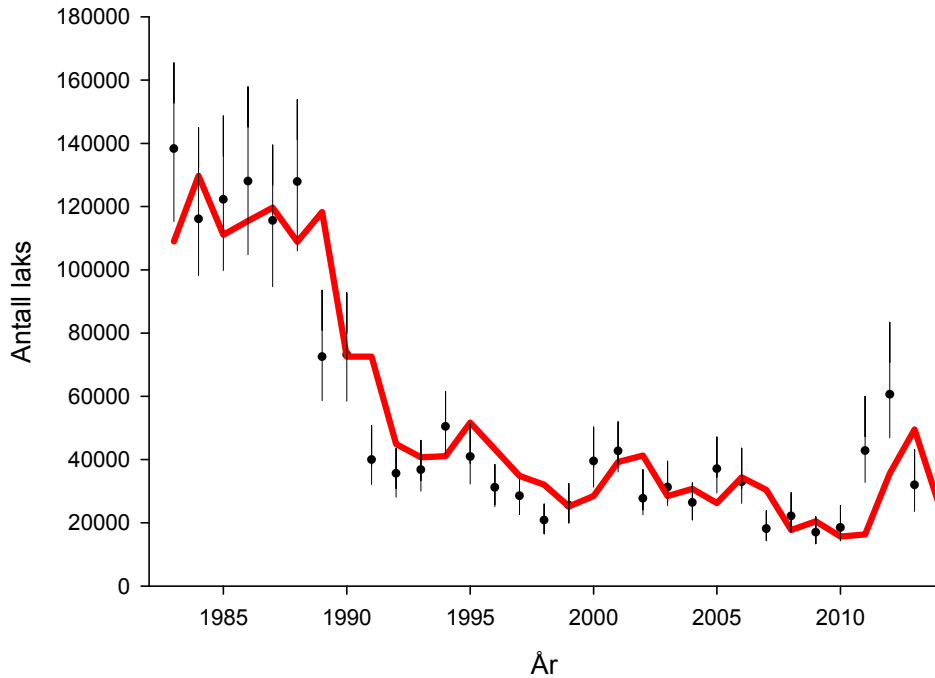
Figur 2.12. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,34).



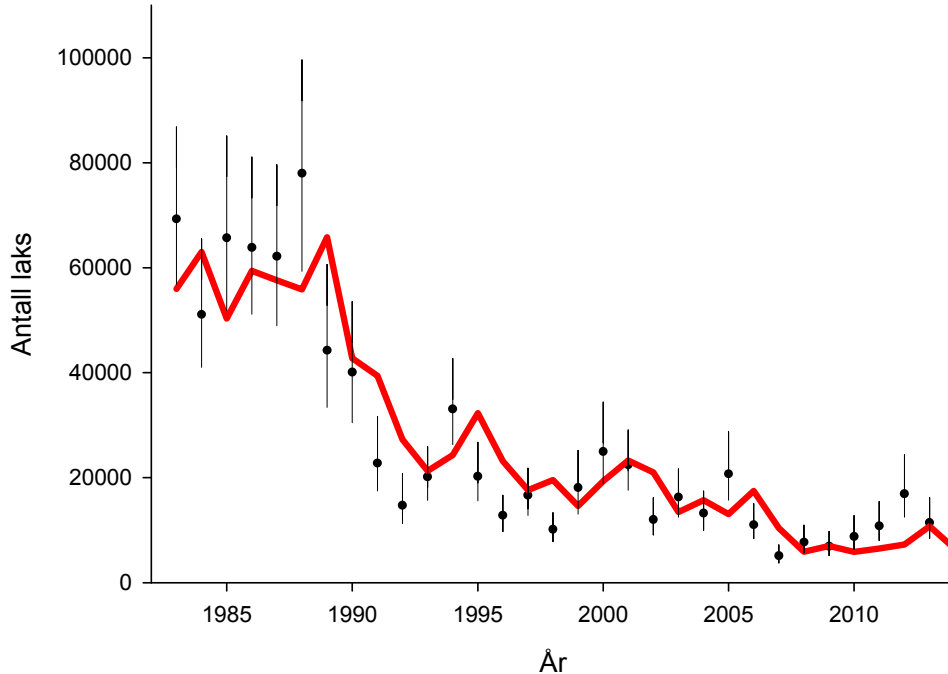
Figur 2.13. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Østfold til og med Rogaland (svart beltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn beltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2014. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.

2.3.2 Vest-Norge

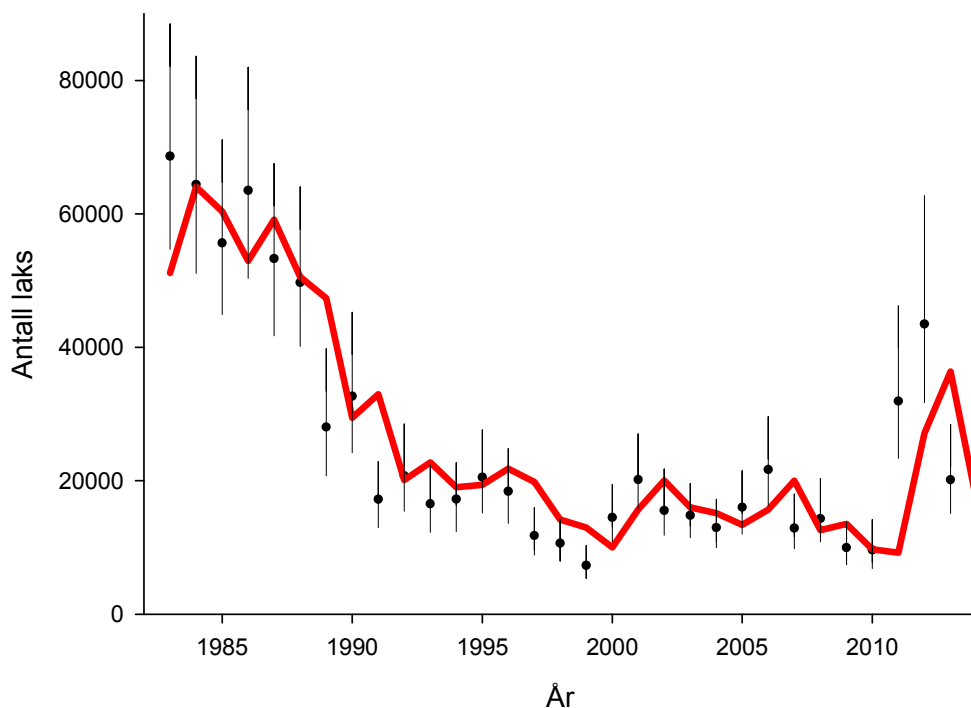
Det totale innsiget av villaks til elvene i Vest-Norge i 2014 ble estimert til ca. 35 000 individer, som er en halvering fra 2012 men litt høyere enn i 2013 (**figur 2.14**). Langtidstrenden i totalinnsiget av laks er nedadgående ($p = 0,014$ for perioden 1983-2014, **tabell 2.1**). Det totale innsiget er redusert med 66 % fra de fire første til de fire siste årene i tidsserien 1983-2014. Det er en signifikant negativ langtidstrend i det beregnede innsiget av smålaks både for 1983-2014 og 1989-2014 (**figur 2.15**). Innsiget av smålaks økte imidlertid litt i 2014 sammenlignet med 2013 og var høyere enn i perioden 2006-2011. Det beregnede innsiget av mellom- og storlaks (**figur 2.16**) viser en nær signifikant negativ langtidstrend for perioden 1983-2014 ($p = 0,054$). Innsiget av mellom- og storlaks i 2012 var det høyeste siden 1988, men var langt lavere igjen i 2013 og 2014. Imidlertid var innsiget av mellom- og storlaks i 2013 og 2014 høyere enn i de dårligste årene 1990-2010. Forholdet mellom sjøfiske, elvefiske og resulterende gytebestand har endret seg mye i Vest-Norge (**figur 2.17**). Sjøfisket ble betydelig redusert fra 1988 til 1991, og ble mer gradvis redusert i perioden etterpå til det nesten var borte i de siste fire årene. Elvefisket og størrelsen på gytebestanden har variert gjennom store deler av perioden, uten tydelige tidstrender. Både elvefisket og den estimerte gytebestanden økte imidlertid mye i 2011 og 2012, mens avtok kraftig igjen til 2013 og 2014 (**figur 2.17**).



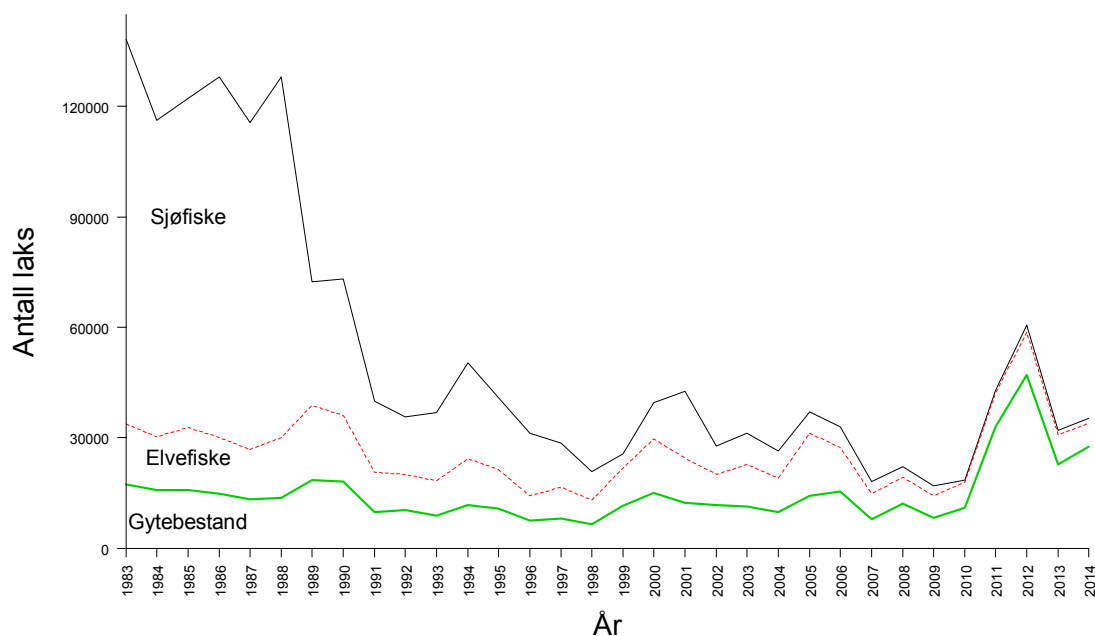
Figur 2.14. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,82).



Figur 2.15. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,79).



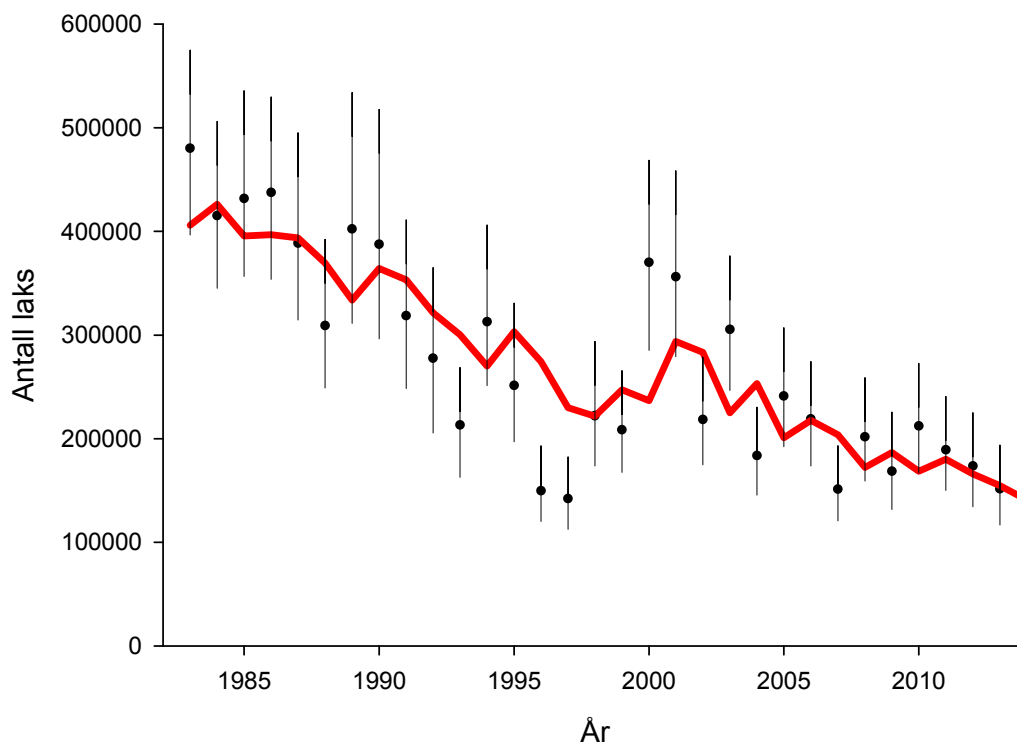
Figur 2.16. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,75).



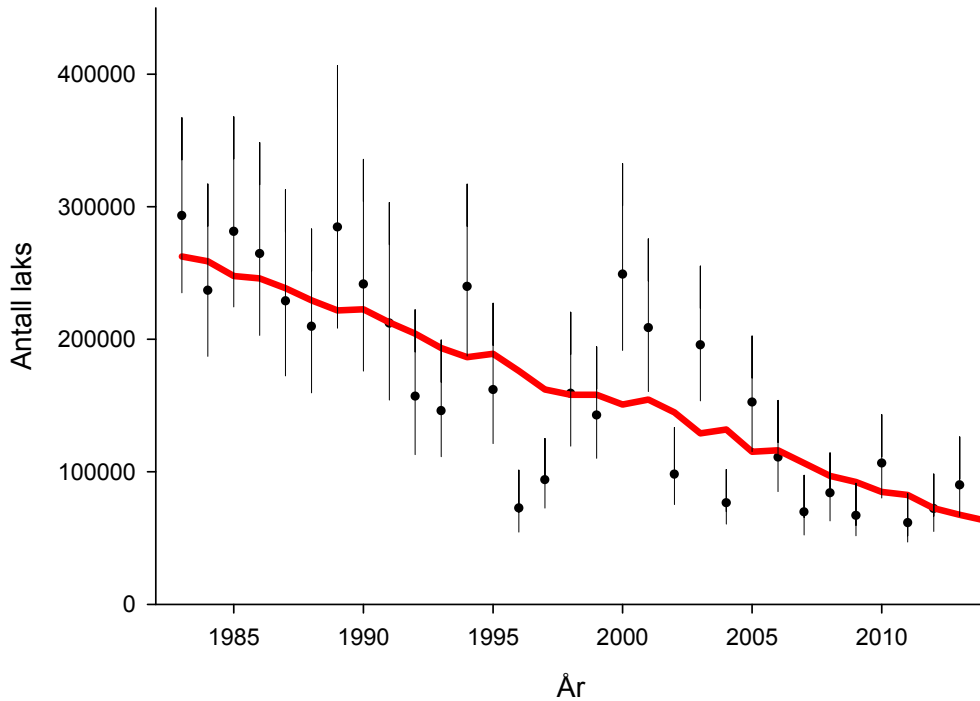
Figur 2.17. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Hordaland og Sogn og Fjordane (svart beltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn beltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2014. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.

2.3.3 Midt-Norge

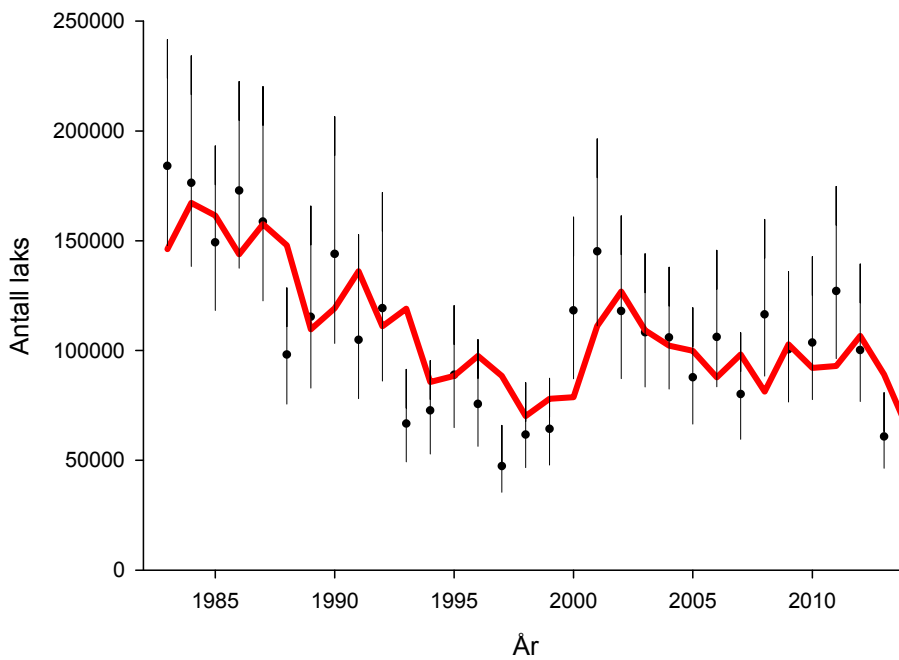
Det totale innsiget av villaks til elvene i Midt-Norge i 2014 ble estimert til ca. 174 000 individer, som er en liten økning fra estimatet for 2013 (**figur 2.18**). Det er signifikant negative langtidstrender i totalinnsiget, både fra 1983 og 1989, med reduksjoner i innsig på henholdsvis 61 % og 50 % (fra fire første til fire siste år i tidsseriene 1983-2014 og 1989-2014) (**tabell 2.1**). Langtidstrenden av innsiget av smålaks til denne regionen var signifikant negativt både for 1983-2014 og 1989-2014 (**figur 2.19**). Innsiget av smålaks har imidlertid økt de siste tre årene sammenlignet med bunnåret 2011. Innsiget av mellom- og storlaks har vært relativt stabilt etter årtusenskiftet (**figur 2.20**), men estimatene for 2013 og 2014 (som er på samme nivå) viser en kraftig nedgang og er blant de laveste i hele tidsperioden. Sjøfisket er betydelig redusert gjennom perioden, med en sterk nedgang før 1990 og en mer gradvis nedgang senere (**figur 2.21**). Elvefisket og størrelse på gytebestand har ikke endret seg vesentlig gjennom perioden, men begge viser en liten oppgang fra 2013 til 2014.



Figur 2.18. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,67).

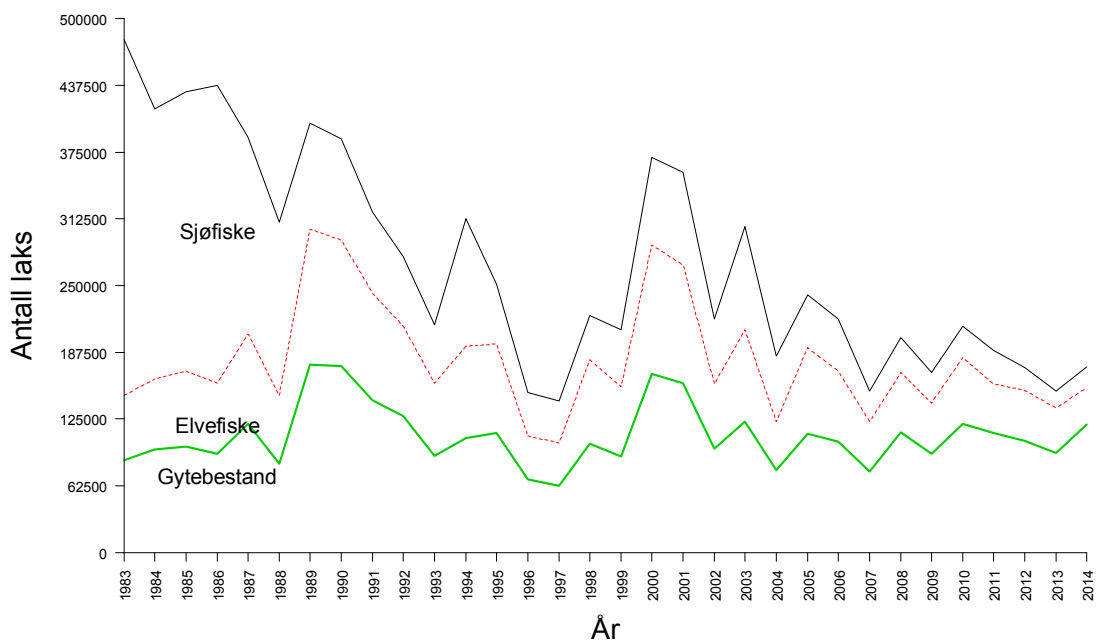


Figur 2.19. Beregnet innsig av smålaks ($laks < 3\text{ kg}$) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ($R^2_{modell} = 0,66$).



E

Figur 2.20. Beregnet innsig av mellom- og storlaks ($laks > 3\text{ kg}$) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ($R^2_{modell} = 0,52$).



Figur 2.21. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Midt-Norge fra Stand til og med Vesterålen (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplede linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2014. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.

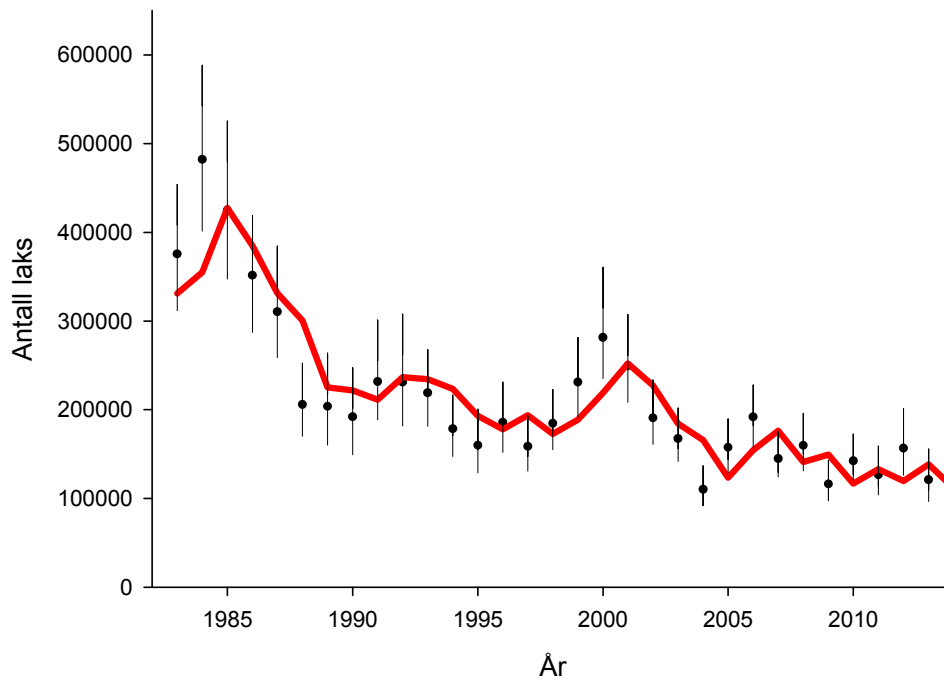
2.3.4 Nord-Norge

Det totale innsiget av villaks til elvene i Nord-Norge i 2014 ble estimert til ca. 150 000 individer, noe som er på nivå med årene etter 2004 (**figur 2.22**). Det er en signifikant negativ trend i totalinnsiget både for perioden 1983-2014 og 1989-2014 (**tabell 2.1**). Trenden med redusert totalinnsig framkommer fordi estimatene for totalinnsiget til Nord-Norge var betydelig høyere på 1980-tallet enn senere. Dette kan delvis skyldes at drivgarnsfisket utenfor Nord-Norge fanget fisk som hørte hjemme andre steder (både i Norge og i Russland), slik at våre beregninger kan ha overestimert innsiget til landsdelen i perioden da det var drivgarnsfiske. Laks fra Tanavassdraget utgjør i antall en stor del av bestanden i Nord-Norge, og siden laks fra dette vassdraget viser avvikende trender sammenlignet med laks fra resten av regionen, har vi også analysert innsiget til Nord-Norge unntatt Tanavassdraget for seg.

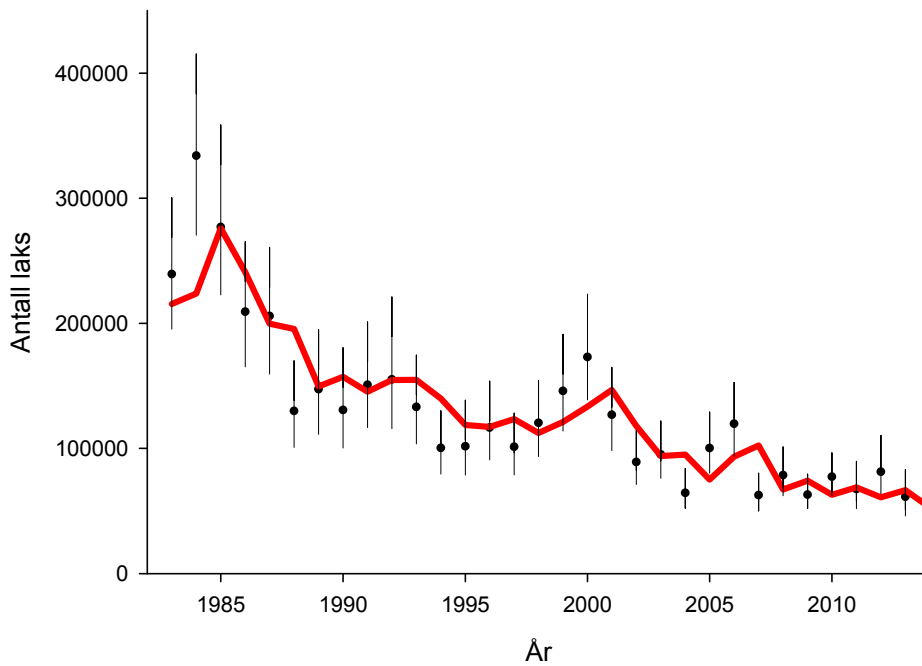
Det er en signifikant negativ trend i smålaksinnsiget til Nord-Norge inkludert Tanavassdraget både for perioden 1983-2014 og 1989-2014 (**tabell 2.1**), med reduksjoner på henholdsvis 72 og 49 % (fra fire første til fire siste år i tidsseriene 1983-2014 og 1989-2014). Det beregnede innsiget av smålaks i 2014 var fremdeles på et lavt nivå, som i alle årene etter 2006, selv om det var litt høyere i 2014 enn i 2013 (**figur 2.23**). Det er også en signifikant negativ trend i mellom- og storlaksinnsiget for perioden 1983-2014, men ikke for 1989-2014. Estimert innsig av mellom- og storlaks i 2014 var på samme nivå som de siste 10 år (**figur 2.24**). Også i denne regionen har sjøfisket avtatt gjennom perioden (**figur 2.25**), men ikke i like stor grad som i resten av landet. Elvefisket og størrelsen på gytebestanden viser ingen tydelige trender.

Dersom laks fra Tanavassdraget tas ut av datamaterialet, framstår utviklingen for resten av region Nord-Norge som mer positiv enn når Tanavassdraget inkluderes (**figur 2.26, tabell**

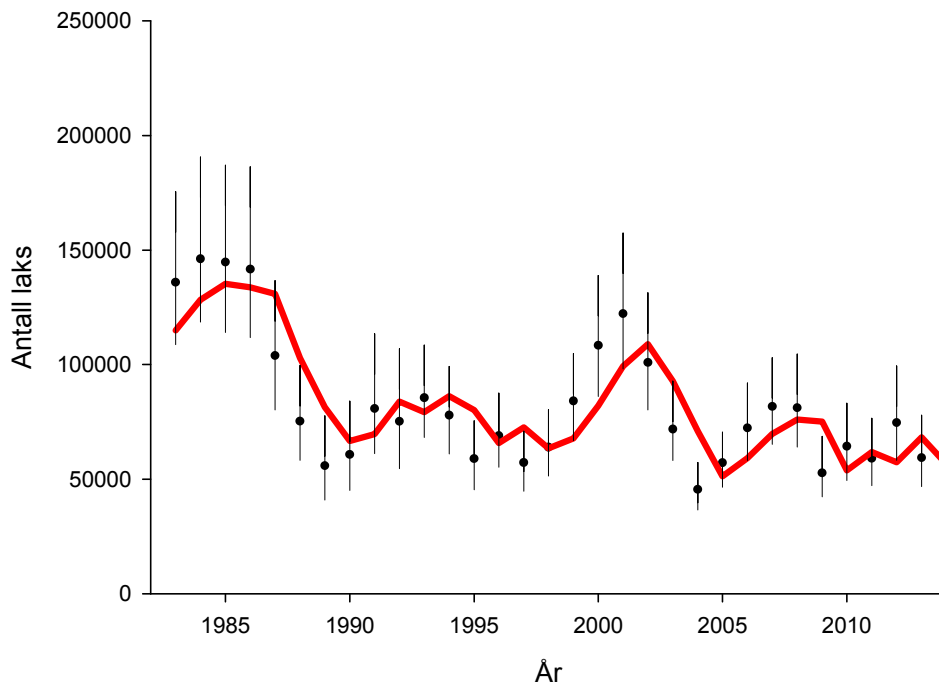
2.1). Totalinnsiget viser en nær signifikant negativ trend for perioden 1983-2014 ($p = 0,055$), men ingen endring for perioden 1989-2014. Innsiget av smålaks viser en signifikant negativ trend for 1983-2014 ($p = 0,024$), men kun en nær signifikant negativ trend for 1989-2014 ($p = 0,072$, **tabell 2.1**) (**figur 2.27**). Innsiget av mellom- og storlaks viser ingen signifikant trend fra 1989 til 2014, men en nær signifikant positiv trend fra 1989 ($p = 0,088$, **figur 2.28**, **tabell 2.1**). Utviklingen i størrelse på gytebestand framstår også mer positiv for vassdragene i Nord-Norge når Tanavassdraget er tatt ut av analysene (**figur 2.29**).



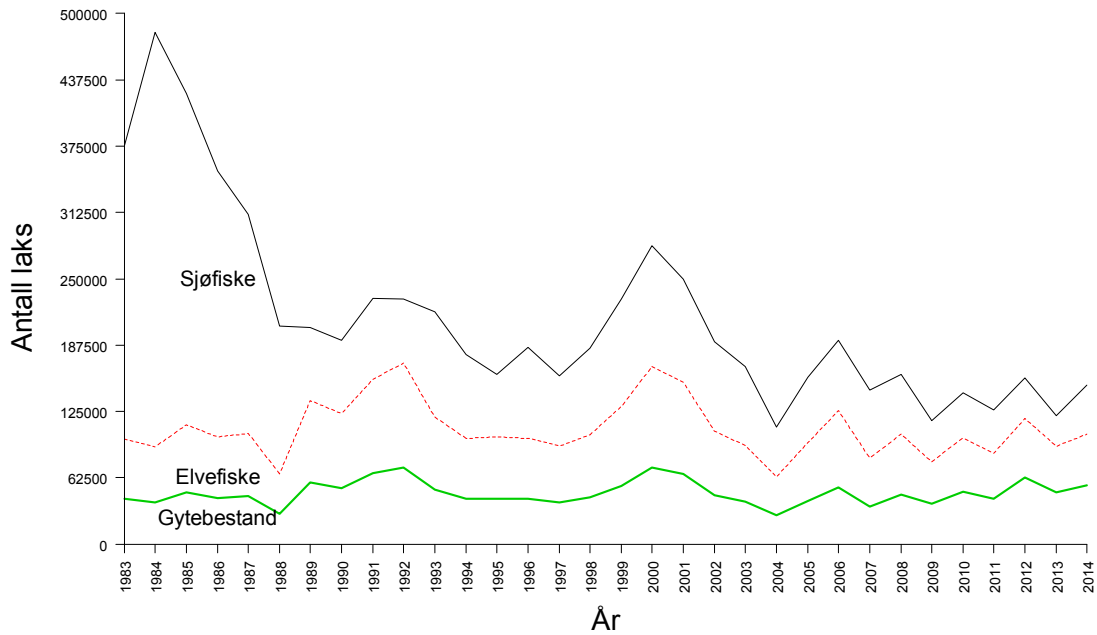
Figur 2.22. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,78).



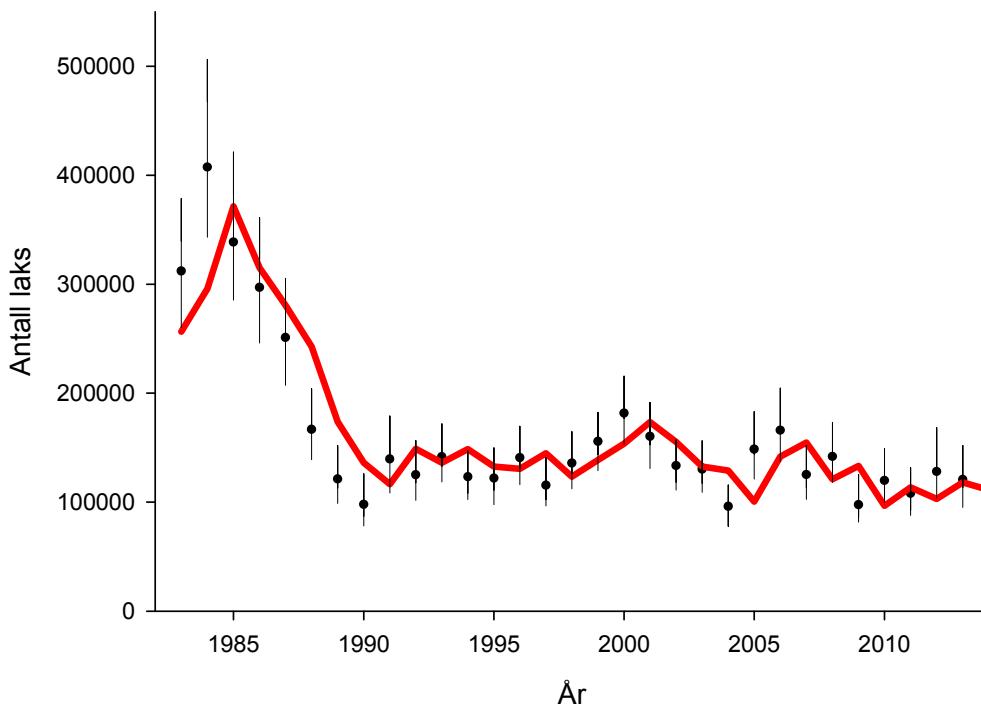
Figur 2.23. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,76).



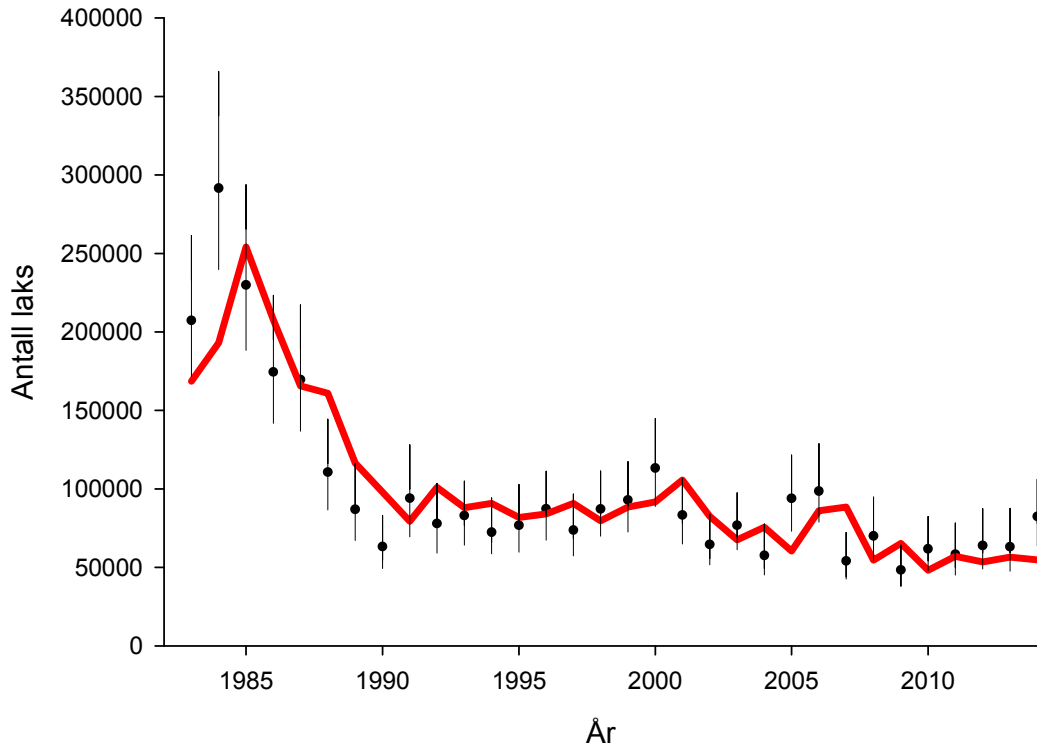
Figur 2.24. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodellen (R^2 modell = 0,68).



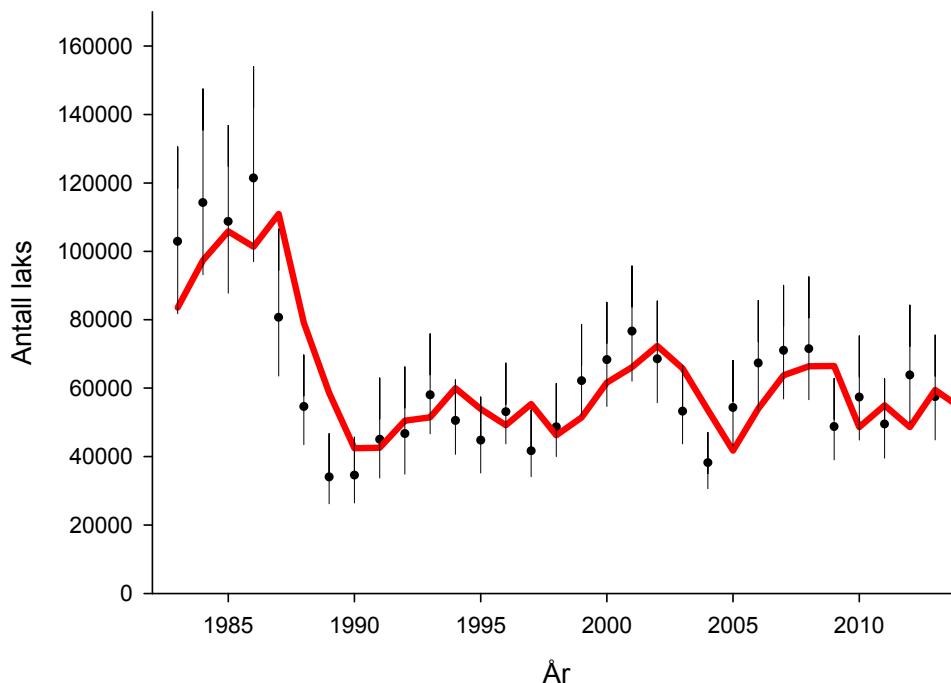
Figur 2.25. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2014. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.



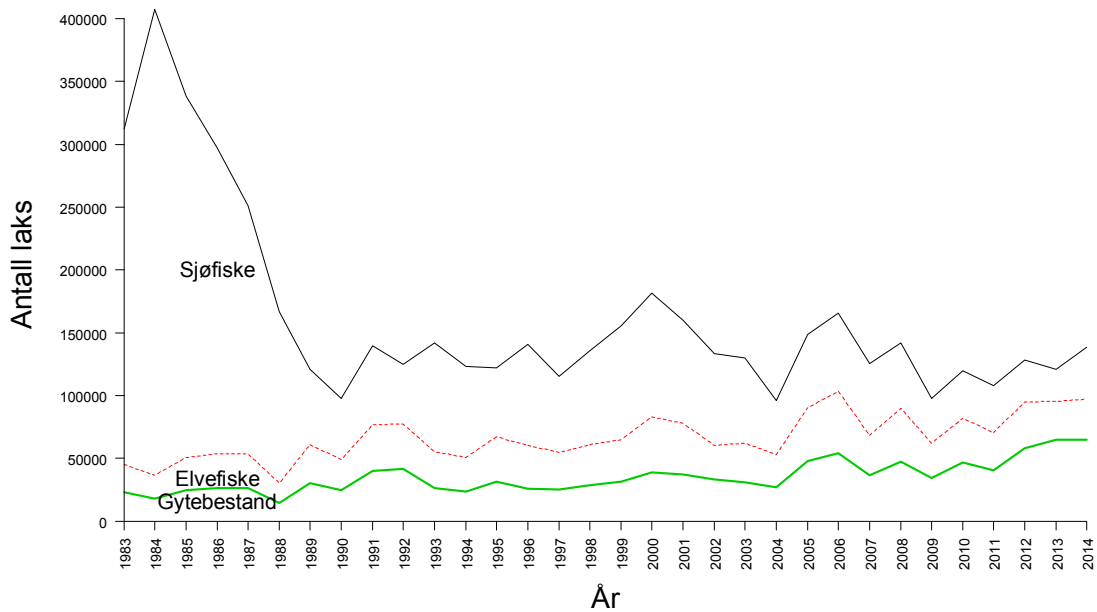
Figur 2.26. Beregnet innslag av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tanavassdraget i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,77).



Figur 2.27. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tanavassdraget i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,74).



Figur 2.28. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tanavassdraget i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,64).



Figur 2.29. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tanavassdraget (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2014. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnslag til Norge.

3 ALDER VED KJØNNSMODNING

En viktig faktor som kan påvirke antall gytefisk produsert av en utvandrende årsklasse av laksesmolt er ved hvilken alder den enkelte laks blir kjønnsmoden. Livet i havet er risikofyllt og færre individer vil overleve dersom oppholdet i havet er lenger. Alder ved første kjønnsmodning varierer fra individ til individ, og mellom bestander av laks; noen bestander består utelukkende av smålaks som returnerer etter én vinter i sjøen, mens i andre bestander kan gytebestanden bestå av fisk som kjønnsmodner første gang etter to eller flere vinter i sjøen (Fleming 1996, Fleming and Einum 2011, Jonsson and Jonsson 2011). Hvorfor er det så stor variasjon mellom elver i størrelse og alder på gytelaksen? Ved å se på fordelingen av storlaks, mellomlaks og smålaks i norske lakselver er det tydelig at mye av variasjonen kan forklares med forskjeller i elvenes størrelse og utforming (Jonsson mfl. 1991, L'Abée-Lund mfl. 2004). Dette betyr at laksen er trolig er tilpasset miljøet i de enkelte elvene gjennom naturlig utvalg, og at alder ved kjønnsmodning til en viss grad er genetisk bestemt (García de Leaniz mfl. 2007, Carlson and Seamons 2008, Debes mfl. 2014).

De nye mulighetene som moderne genetisk metoder bringer vil trolig snart gi mye informasjon om hvordan alder ved kjønnsmodning er regulert genetisk. Alder ved kjønnsmodning er en egenskap som mest trolig er regulert av et stort antall gener (polygenetisk arv), og mange av disse genene har også mange andre funksjoner (er pleiotropiske). Dette gjør det komplisert å forstå prosessen i detalj. Noen nye undersøkelser, blant annet fra Tanavassdraget, viser at variasjonen i sjøalder er styrt av mange ulike gener, plassert på en rekke ulike kromosomer (Gutierrez mfl. 2014, Johnston mfl. 2014).

Arvbarheten til alder ved kjønnsmodning varierer mye mellom bestander og forsøk, men er nesten utelukkende estimert for laks i oppdrett. Dette gjør at estimatene er lite relevante, siden arvbarheten til et trekk kun gjelder for det spesifikke miljøet den er estimert for (Roff 1997). Det som imidlertid er relevant er at alder ved kjønnsmodning også påvirkes av miljøet, men spørsmålet er hvordan og i hvilken grad, og hvor stor påvirkningen er av miljøet i henholdsvis elva og havet. En slik miljøpåvirkning vil kunne gjøre at alder ved kjønnsmodning varierer mellom ulike årsklasser av smolt fra samme vassdrag.

Alder ved kjønnsmodning påvirkes av ulike miljøfaktorer og kan slik sies å være et plastisk trekk. Innen den kvantitative genetikken beskrives denne plastisiteten ved å estimere genotype-miljøinteraksjonen – visualisert gjennom det som kalles reaksjonsnormer¹ (Hutchings 2004, 2011). I denne sammenhengen kan sannsynligheten for å kjønnsmodne ved en viss alder tenkes å være styrt av ulike miljøfaktorer som påvirker vekstrate, størrelse ved en gitt kritisk tid, mengde opplagret energi av ulik slag, og lignende. I den vitenskapelige litteraturen er det ingen enighet om hvilke faktorer som sterkest påvirker sannsynligheten for å starte kjønnsmodningen. En modell oppsummerer mange viktige faktorer som påvirker tidspunktet for kjønnsmodning (Thorpe mfl. 1998, Mangel and Satterthwaite 2008). Modellen er bestandsspesifikk – det vil si det antas at det er forskjeller mellom ulike bestander i hvordan de responderer. I følge modellen skal en laks kjønnsmodne dersom den har passert det som kalles en «kritisk» størrelse eller terskelverdi (lengde, vekt, energiinnhold) ved en gitt periode. Denne perioden er trolig på høsten. Dersom den kritiske terskelverdien ikke er nådd vil laksen være ett år ekstra i havet. Dersom terskelen er nådd, vil selve kjønnsmodningen starte. I følge denne modellen er det en ny «kritisk» periode den følgende våren. Dersom for mye energi er forbrukt i løpet av vinteren vil kjønnsmodningsprosessen stoppe opp, og laksen vil ikke gyte kommende høst. Dersom laksen har energi over en viss terskelverdi vil modningsprosessen fortsette og vandringsen mot hjemelva vil starte. Denne modellen er basert på data fra kontrollerte eksperimenter, og det er dessverre

¹ Reaksjonsnormer visualiserer hvordan det fenotypiske uttrykket til en genotype varierer med en miljøfaktor. Et eksempel er hvordan fisk fra samme familie, og samme alder, oppnår ulike størrelser når de får mye eller lite mat.

svært vanskelig å få gode data om dette fra vill fisk. En undersøkelse av smoltårsklassene som vandret ut fra 59 norske elver i perioden 1991-2005 har imidlertid gitt indirekte støtte til modellen. Denne analysen tyder på at miljøforholdene i havet på høsten påvirket hvor stor andel av laks fra en årsklasse som vandret tilbake til elva etter en vinter i sjøen (Otero mfl. 2012). Sjøtemperaturen i september var den faktoren som best forklarte variasjonen i alder ved tilbakevandring. I denne analysen ble det også undersøkt om temperaturen til andre tider av året spilte noen særlig rolle, men kun temperaturen i september var viktig. Imidlertid var det også en sammenheng mellom vannføringen i elva sommeren før smoltutvandringen og alder ved tilbakevandring (se nedenfor). Det er lite trolig at det er sjøtemperatur i seg selv som påvirker kjønnsmodningen, det er snarere hvordan sjøtemperatur er korrelert med mattilgang (Beaugrand and Reid 2012). Nyere undersøkelser der laks av samme årsklasse ble drettet opp i sjøen med ulik temperatur og diett tyder på at forholdene i havet direkte påvirker sannsynligheten for at en laks skal starte modningsprosessen (Jonsson mfl. 2012a, Jonsson mfl. 2012b). Prosessen er fortsatt ikke forstått (Jonsson and Jonsson 2011).

Også forholdene lakseparren har opplevd i elva før utvandring til havet kan se ut til å påvirke tidspunkt for hjemvandring. Otero mfl. (2012) fant blant annet at andelen laks som vandret tilbake etter ett år i sjøen var korrelert med vannføringen i elva siste sommeren før utvandring. Dette henger trolig sammen med at for eksempel smoltens kvalitet kan påvirke vekst i havet. Det er blant annet vist at smolt som hadde vokst raskt i ferskvann hadde redusert vekstrate i sjøen i post-smoltfasen (Einum mfl. 2002). Dette vil igjen kunne påvirke alder ved kjønnsmodning. Det er heller ikke utenkelig at miljøfaktorer opplevd i tidlige livsstadier (egg, yngel) kan påvirke seinere prosesser som vekst og kjønnsmodning gjennom ulike epigenetiske² mekanismer (Bossdorf mfl. 2008, Moran and Perez-Figueroa 2011). En ny undersøkelse fra Ims viser blant annet at temperaturen under tidlig liv (i egget) påvirker hvordan en laksehunn investerer i sine egne egg når disse skal produseres (Jonsson mfl. 2014).

Plastiske responser på miljøforhold i havet, og på miljøforholdene i elva, slik som beskrevet over, påvirker altså antall laks av ulike årsklasser som kommer tilbake til elva ved ulike sjøaldre. Ved å analysere data fra 59 norske elver med gode data for 1991-2005 smoltårsklassene ble det funnet at andelen av laks som kom tilbake som 2SW laks økte gjennom tidsperioden (Otero mfl. 2012). Dette kan være med på å forklare den samtidige nedgangen i antall 1SW fisk tatt i laksefisket i den samme perioden (Otero mfl. 2011). Denne endringen i alder ved kjønnsmodning kan altså være drevet av endringer i vekst den første sommeren i havet. Det er flere indikasjoner på at det har blitt dårligere vekstvilkår i havet i denne perioden (Jensen mfl. 2011, Chaput 2012).

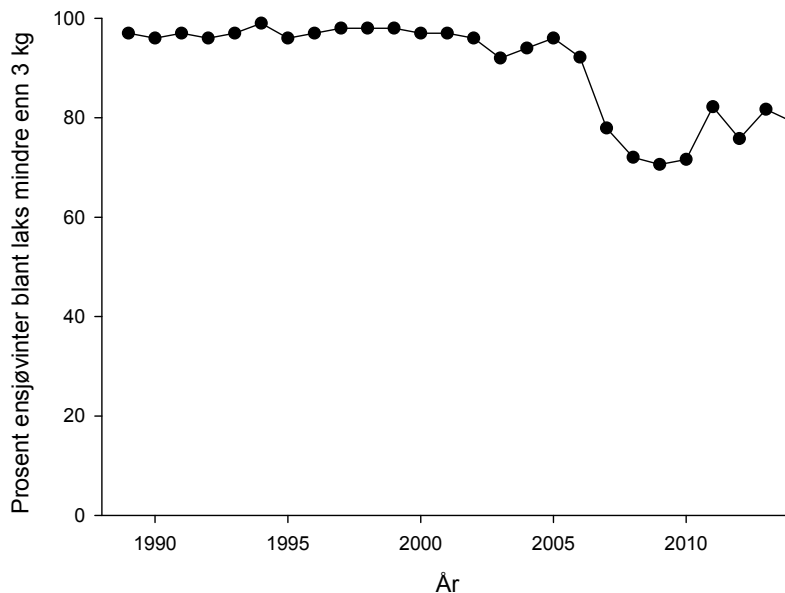
En annen forklaring på den observerte endringen i aldersstruktur i laksebestandene er selektiv dødelighet hos den utvandrende smolten. Dersom det er slik at det primært er den smolten som kjønnsmodner tidligst som dør vil dette kunne føre til en redusert frekvens av smålaks i fangstene. En ny undersøkelse tyder på at det kan være tilfelle (Vollset mfl. 2014a). En stor gruppe laksesmolt ble behandlet med SLICE (et middel mot lakselus) og gjenfangsten av den behandlede laksen ble sammenliknet med en ubehandlet kontrollgruppe. Det viste seg at gjennomsnittsalderen var større i den behandlede gruppen enn i kontrollgruppen, noe som enten tyder på at lakselus øker dødeligheten til den laksen som skal kjønnsmodne tidligst (og som trolig vokser raskest) eller at alder ved kjønnsmodning endres på annen måte.

Endringene i alder ved kjønnsmodning i laksebestander i Norge kan også sees i skjellmaterialet som innsamles og analyseres årlig. I et stort materiale fra elvefisket framgår det at andelen ensjøvinter laks (som altså kjønnsmodner etter ett år i sjøen) blant laks under 3 kg var stabilt mellom 92 til 99 % i perioden 1989-2006, mens andelen har blitt redusert til 71-84 % i

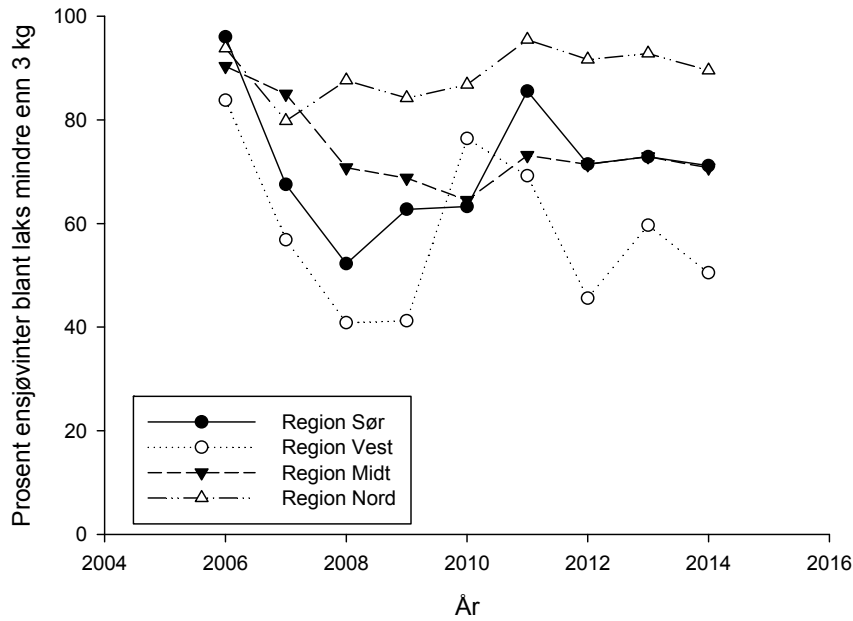
² Epigenetikk er studiet av arvbare endringer i genuttrykk og genfunksjon som ikke kan forklares med endringer i DNA-sekvens; ofte upresist brukt om prosesser der miljøet påvirker hvordan en genotype oversettes til en fenotype.

årene etter (**figur 3.1**). Det viser seg imidlertid at det er en del variasjon mellom regioner (**figur 3.2**). Denne analysen dekker kun perioden fra 2006, men resultatene tyder på at laksen i region Nord-Norge ikke har opplevd den samme økningen i prosent to-sjøvinter laks i gruppen < 3kg som vi observerer i de andre regionene. Dette tyder igjen på at laksen i Nord-Norge trolig benytter andre områder for næringssøk, men resultatene kan også bety at laksen fra de ulike regionene opplever forskjeller i andre faktorer som påvirker veksten.

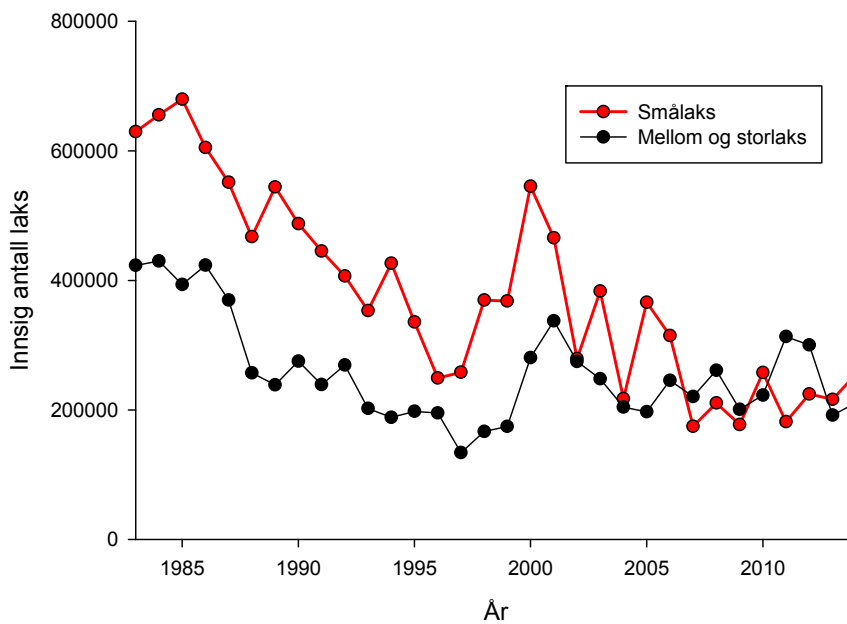
Det er også tydelig at innsiget av smålaks er mer redusert enn innsiget av mellom- og storlaks i perioden fra 1983 til 2013 (**figur 3.3**). Totalt tyder dette materialet på at det har skjedd betydelige endringer i alder ved kjønnsmodning i perioden fra 1989 til nå. Sammen med endringer i sjøoverlevelse (se kapittel 4) har dette hatt en direkte effekt på innsiget av laks fra havet til norskekysten og elvene de senere år.



Figur 3.1. Gjennomsnittlig andel ensjøvinterlaks blant laks mindre enn 3 kg i skjellprover fra norske elvefangster i perioden fra 1989 (da det omfattende overvåkningsprogrammet startet) til 2014.



Figur 3.2. Gjennomsnittlig andel ensjøvinterlaks blant laks mindre enn 3 kg i skjellprøver fra norske elvefangster i perioden fra 2006 til 2014 for de ulike regionene av landet (Sør Norge: Østfold - Rogaland, Vest-Norge: Hordaland - Stad, Midt-Norge: Stad - Vesterålen, Nord-Norge: Vesterålen - Finnmark).



Figur 3.3. Beregnet innsig (modalverdi fra PFA-modell) av smålaks (< 3 kg) og mellom- og storlaks (≥ 3 kg) fra havet til norskekysten i perioden 1983 til 2014.

4 MARIN OVERLEVELSE

Det har vært en betydelig lavere overlevelse av laks i sjøen i mesteparten av dens utbredelsesområdet i de siste 20-25 år sammenlignet med på 1970- og 1980-tallet. Dette har også vært observert for norsk laks, og tidsseriene fra utvalgte indekssvassdrag er svært viktige for å overvåke dette. Overlevelse av villaks fra smolt til de ankommer norskekysten (før fisket) på vei tilbake til elvene har blitt beregnet for laks fra Imsa i Rogaland og Halselva i Finnmark. Tilsvarende beregninger av overlevelse er gjort for laks utsatt som oppfóret smolt i Imsa, Drammenselva og Halselva. Serien i Drammenselva ble avsluttet etter smoltårsklassen 2008, og serien fra Halselva er av vitenskapsrådet tidligere blitt vurdert som usikker (Anon. 2012b) fordi det er usikkert om vassdraget har en egen laksebestand, og merkingen i vassdraget har dessuten blitt avsluttet. Det vil si at vi i Norge nå bare har én overvåkingsserie for marin overlevelse for villaks hvor man har full kontroll med antall smolt som forlater elva og antall returnerende voksenfisk til elva. Det finnes også en langtidsserie med Carlinmerking av vill laksesmolt fra Figgjo (Friedland mfl. 2000), men her finnes ikke noen felle som gjør at man kan ha kontroll med antall laks som vender tilbake til elva. Selv om det finnes noen andre kortere tidsserier, hvor sjøoverlevelse estimeres fra data om størrelsen på smoltutvandringen av ulik kvalitet og usikkerhet³, så er det en betydelig kunnskapsmangel og begrensning når vi skal analysere og tolke utviklingen i norske laksebestander at vi bare har tilgang til sikre estimater av marin overlevelse fra ett vassdrag i Sør-Vest Norge. Vitenskapsrådet har anbefalt at det etableres nye indekssvassdrag som fanger opp den variasjon som finnes i marin overlevelse langs kysten av Norge (Anon. 2011c). I en gjennomgang av mulighetene for å overvåke sjøoverlevelse har det blitt anbefalt at intensiv overvåking med merking av smolt og kontroll av tilbakevende laks for merker blir gjennomført i 15 vassdrag, og at ekstensiv overvåking med tellinger av tilbakevandrende voksenlaks blir gjennomført i 61 vassdrag (Fiske mfl. 2014).

De norske overlevelsesdataene har blitt systematisert og rapportert til arbeidsgruppa som jobber med laks i det internasjonale havforskningsrådet (ICES) (Fiske mfl. 2015). De norske dataene sammenstilles av ICES med data fra tilsvarende indekssvassdrag i noen andre land, inkludert Irland, Skottland, England, Island, USA og Canada (ICES 2015).

De norske resultatene er basert på at vill laksesmolt har blitt fanget i nedgangsfellene i de respektive elvene, bedøvet, merket (vanligvis med Carlin-merker) og satt ut igjen. Tallene er ikke justert for dødelighet på grunn av behandling og merking. Det er vist at slik dødelighet kan være betydelig (Hansen 1988, Rikardsen 2000). I tillegg kan noen av fiskene ha mistet merket eller gjenfangst av merket fisk har ikke blitt rapportert. Overlevelsesestimaterne fra disse vassdragene må derfor regnes som minimumsoverlevelse. Den relative overlevelsen mellom år vil være representativ, med mindre det skjer betydelige endringer i sjøalder ved kjønnsmodning. Forskjeller i smoltkvalitet mellom år, og særlig for kultivert smolt produsert i settefiskanlegg (se nedenfor), utgjør imidlertid en ytterligere komplikasjon for tolking av resultatene. Marin overlevelse estimeres som antall laks som returnerer til kysten fra en sjøaldersklasse delt på antall smolt som ble merket fra samme smoltårsklasse. Overlevelsen for ensjøvinterlaks blir dermed andelen fra en smoltårsklasse som returnerer som ensjøvinterlaks, mens overlevelsen for tosjøvinterlaks blir andelen fra en smoltårsklasse som returnerer etter ett ekstra år med dødelighet i havet. Ved beregning av antall laks tilbake til kysten blir antall laks tilbake til fella pluss antall

³ F.eks. Storelva/Vegårdsvassdraget i Aust-Agder (Kroglund mfl. 2013), Nausta i Sogn og Fjordane (T. Forseth NINA upubliserte data), Orkla i Sør-Trøndelag (Hvidsten mfl. 2004), Skjoma i Nordland (Lamberg mfl. 2013b), Roksdalsvassdraget i Nordland (Lamberg mfl. 2013a), Lukhellevassdraget i Troms (Lamberg mfl. 2012) og Utsjoki sidevassdrag i Tanaelva i Finnmark (Davidsen mfl. 2005).

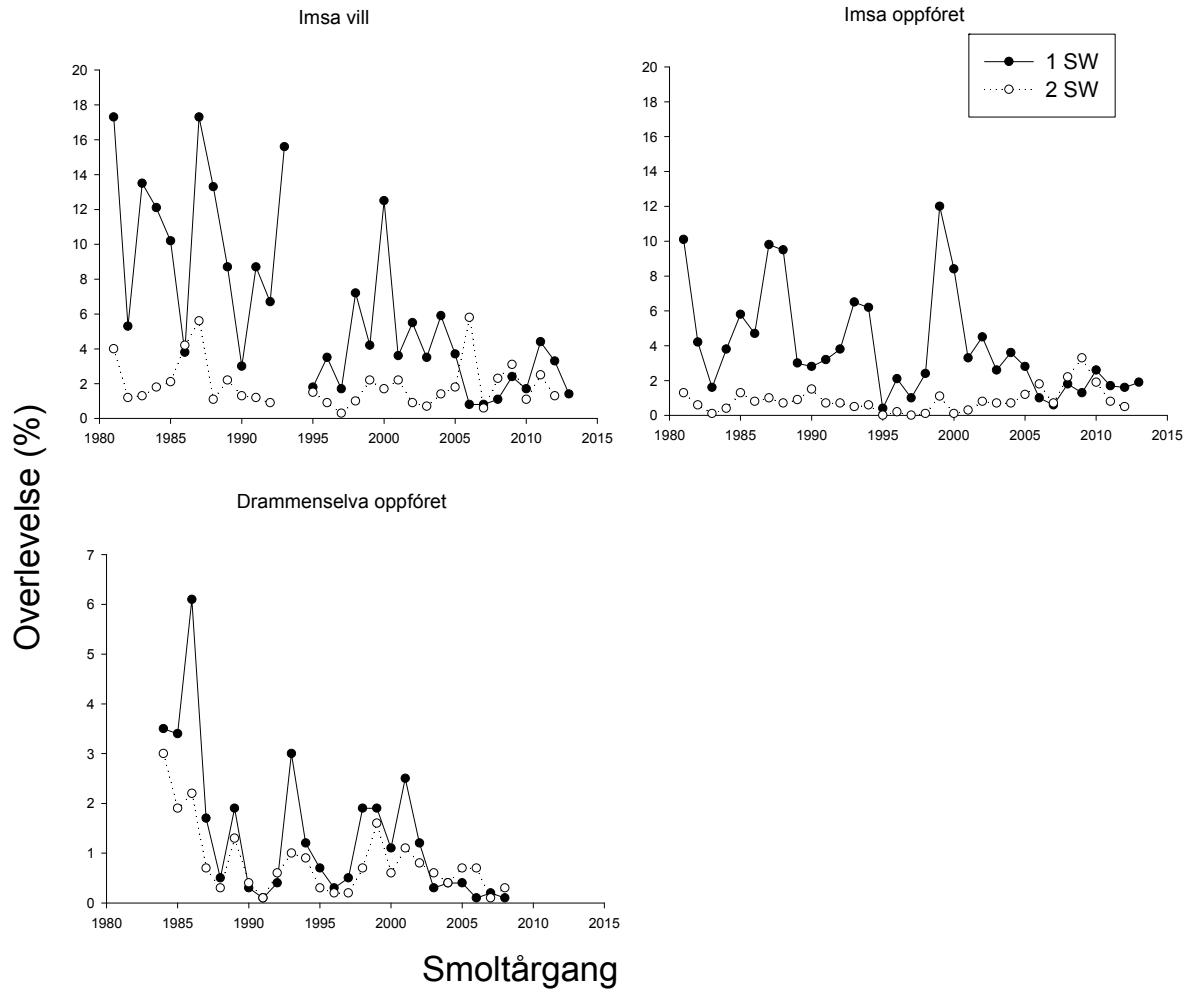
laks fanget andre steder (i andre elver eller i sjøen) ganget med to. Det antas at 50 % av merket laks som blir fanget i fiske blir rapportert.

Overlevelsen for ensjøvinterlaks fra Imsa har variert mellom 1,7 og 17,3 % for smoltårsklassene 1981-2005 (**figur 4.1**). For smoltårsklasse 2006-2008 var overlevelsen for ensjøvinterlaks mellom 0,8 og 1,1 %, noe som gir de laveste overlevelsene i hele tidsserien. Overlevelsen for smoltårsklassen 2009-2012 var høyere, men fortsatt blant de lavere verdiene (2,4 %, 1,7 %, 4,4 % og 3,3 %). For smoltårsklassen 2013 sank overlevelsen igjen til 1,4 %. Imidlertid har det fra og med 2006-årsklassen kommet omtrent like mange eller flere tosjøvinterlaks enn ensjøvinterlaks tilbake (**figur 4.1**), noe som tyder på at fisken kan ha utsatt kjønnsmodningen ett år og/eller at større laks har hatt bedre overlevelse enn tidligere år. Fra og med 2011-smoltårsklassen kom det noe mindre tosjøvinterlaks enn ensjøvinterlaks tilbake.

Overlevelsen for oppfôret smolt fra de ble utsatt i Imsa til de kom tilbake som ensjøvinterlaks varierte mellom 0,4 og 12,0 % for smoltårsklassene 1981-2005. Etter 2006 har estimatene vært lave, og i likhet med for villaks fra Imsa har overlevelsen til tosjøvinterlaks vært høyere enn eller på samme nivå som for ensjøvinterlaks, med færre tosjøvinterlaks tilbake igjen fra og med 2010 smoltårsklassen.

Overlevelse i sjøen fra smolt til voksen laks varierer mye mellom år. I sum viser resultatene at 2006-2008-årsklassene av smolt som vandret ut fra Imsa og Drammenselva hadde svært dårlig overlevelse. Overlevelsen ser ut til å ha bedret seg noe for 2009-årsklassen (laks som kom tilbake som ensjøvinterlaks i 2010). Generelt har overlevelsen til ensjøvinterlaks vært større enn overlevelsen til tosjøvinterlaks. Imidlertid ser tosjøvinterlaks fra og med 2006 smoltårsklassen ut til å ha hatt omtrent samme eller høyere overlevelse enn ensjøvinterlaks fra samme smoltårsklasse, noe som kan tyde på fiskene har utsatt kjønnsmodningen (se kapittel 3). Dette samsvarer med annen informasjon både fra fangststatistikk og estimater av innsig av laks (PFA). En del av ensjøvinterlaksen som returnerte fra disse smoltårsklassene (2006-2010) var også svært små. Overlevelsen i sjøen var høyere på 1970- og 1980-tallet enn senere perioder. Tidligere så overlevelsen til vill smolt ut til å være betydelig bedre enn overlevelsen til oppfôret smolt fra klekkeri, men i de senere år har forskjellene vært mindre. En mulig forklaring på dette er bedringer i produksjonsrutinene for de oppfôrede smoltene. Det generelle mønsteret med lavere overlevelse i de senere årene finner man også i andre indekser rundt Atlanterhavet (ICES 2015).

Vitenskapsrådet har tidligere gjennomgått kunnskapen om mulige årsaker til endringene i marin overlevelse (Anon. 2011b,c). Etter denne oppsummeringen har artikler fra symposiet «Salmon at Sea: Scientific Advances and their Implications for Management» blitt publisert (Hansen mfl. 2012). Der ble blant annet reduksjoner de siste 30-40 årene både i beregnede bestandsstørrelser og overlevelsesestimater for laks fra hele utbredelsesområdet beskrevet (Chaput 2012). Det framkom lite ny kunnskap om årsakene til endringene. Beaugrand & Reid (2012) knyttet imidlertid endringene i laksebestandene og dermed endringer i sjøoverlevelse til storskala klimaendringer som har gitt mindre plankton, med klare faseskift både i mengden laks og mengden av enkelte planktonarter omkring 1986/87 og igjen omkring 1996/1997. Forhold i elvene og kystområdene kan også påvirke laksens marine overlevelse. Lokale og regionale påvirkningsfaktorer kan derfor også i betydelig grad bidra til tidsmessig og geografisk variasjon i marin overlevelse.



Figur 4.1. Beregnet minimumsoverlevelse for oppholdet i sjøen fra smoltutvandring fram til beskatning i sjøfiskeriene for vill smolt fra Imsa og oppfóret smolt fra Imsa og Drammenselva.

5 METODER FOR VURDERING AV OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL OG RÅD OM BESKATNING

Metodene som ble benyttet til å vurdere oppnåelse av gytebestandsmål og gi råd om beskatning er i all hovedsak de samme som er brukt tidligere (Anon. 2015a).

5.1 Antall vassdrag vurdert

Det er fastsatt gytebestandsmål for 439 norske laksevassdrag (**vedlegg 1**, se Hindar mfl. 2007 og Anon. 2010 for beskrivelse av metodene som ble brukt). For noen bestander har målene blitt revidert (Falkegård mfl. 2014, Hindar mfl. 2015, se også **vedlegg 1**). I denne rapporten ble oppnåelse av gytebestandsmål vurdert for 180 av vassdragene (pluss sju delvassdrag). Måloppnåelsen ble hovedsakelig vurdert på grunnlag av fangst og beskatningsrater i vassdrag åpnet for fiske. Måloppnåelse ble i tillegg vurdert på andre måter (hovedsakelig gytefisktellinger) i 19 stengte vassdrag, mens i 11 vassdrag som ikke ble åpnet for laksefiske i 2014 kunne vi ikke vurdere måloppnåelse. I 11 vassdrag infisert med *Gyrodactylus salaris* er det ikke noe mål at gytebestandsmålet skal nås, og vi har ikke vurdert oppnåelse for disse bestandene. Fangsten i de vurderte vassdragene utgjorde 90 % av den rapporterte laksefangsten i norske vassdrag i 2014. I de resterende drøyt 200 vassdragene (med gytebestandsmål) som ikke ble vurdert drives det enten ikke fiske, fangstene er svært lave, det fiskes uten rapportering, eller fiske og/eller rapportering er sporadisk. Våre vurderinger dekker dermed alle de større vassdragene, alle de nasjonale laksevassdragene og majoriteten av de mindre vassdragene der det fiskes regelmessig etter laks.

5.2 Beregning av gytebestandenes størrelse og vurdering av gytebestandsmåloppnåelse

Metodene som benyttes for å estimere størrelsen på gytebestander og vurdere oppnåelse av gytebestandsmålet ble beskrevet i detalj i vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009a). I rapporten fra 2010 (Anon. 2010) ble metodene ytterligere beskrevet i en enklere form, samt at metodikk for korrigering for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene ble beskrevet. Metodene er også beskrevet i en internasjonal publikasjon (Forseth mfl. 2013). Her repeterer vi kun kortfattet beskrivelse av prinsippene for estimatene av gytebestand og vurderinger av gytebestandsmåloppnåelse. Metodikk for korrigering for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene (Anon. 2010) blir ikke gjentatt.

Hovedprinsippet i vitenskapsrådets vurdering av gytebestandsmåloppnåelse for de enkelte vassdragene er at:

- 1) Gytebestanden (som kg hunner) beregnes ut fra informasjon om totalfangst, beskatningsrater (hvor stor andel av laksen som vandrer opp i vassdraget som blir fanget), samt andel hunner og størrelsesfordeling i bestanden.
- 2) Den beregnede gytebestanden sammenlignes med gytebestandsmålet for å beregne måloppnåelsen.
- 3) Måloppnåelse vurderes både som sannsynlighet for at gytebestandsmålet er nådd og som prosentvis måloppnåelse.

Vi går her gjennom hvordan størrelse på gytebestanden beregnes og hvordan størrelsen på gytebestanden sammenlignes med gytebestandsmålet. De ulike faktorene som inngår i beregningene for gytebestanden og gytebestandsmålet kan ikke tallfestes presist, men kan oppgis

å ligge innenfor visse grenser. Vi bruker derfor simuleringer i vurdering av måloppnåelse for å ta hensyn til denne usikkerheten. Når vi simulerer trekker vi verdier (som å trekke kuler med ulike verdier opp av en kurv) fra en fordeling av verdier (det vil si forskjellig antall kuler med ulike verdier i kurven). Verdier (kuler) som det er få av har lav sannsynlighet for å bli trukket ut (blir sjelden trukket ut), mens det er motsatt for verdier det er mange av. Trekningen foregår ved tilbakelegg, det vil si at kulene som trekkes ut legges tilbake igjen slik at sannsynligheten er lik ved hver trekning. I praksis foregår trekningene/simuleringene i et dataprogram (R).

Fordi vi ikke har presis kunnskap om de ulike faktorene (andel hunner, beskatningsrater og gytebestandsmål) bruker vi triangulærfordelinger til å angi hvor sannsynlig de ulike verdiene er (altså hvor mange kuler vi har med de ulike verdiene i kurven). I en triangulærfordeling angis laveste og høyeste sannsynlige verdi, samt den mest sannsynlige verdien (kalt modalverdien eller midtverdien). Disse grensene i en triangulærvurdering settes ut fra en vurdering basert på den kunnskapen man har. For beskatningsrater kan laveste verdi, midtverdien og høyeste verdi for et vassdrag være for eksempel 30 %, 40 % og 50 % beskatning. En triangulærfordeling innebærer at sannsynligheten er null for at den sanne beskatningen i dette eksempelvassdraget er 30 % (ingen kuler med verdi akkurat 30 %), mens sannsynligheten øker lineært (flere og flere kuler med verdi 31, 32, 33 osv.) opp til midtverdien (40 % i eksempelet ovenfor) og avtar deretter til null igjen på 50 %. Slik tegnes et triangel, og derav navnet triangulærfordeling.

5.2.1 Beregning av gytebestandenes størrelse

For å estimere gytebestandenes størrelse ved simuleringer brukes informasjon om:

- Antall avlivet fisk (fra fangststatistikken) basert på vekt og fordelt på små- (< 3 kg), mellom- (3-7 kg) og storlaks (> 7 kg).
- Kjønnfordelingen i de tre størrelsesgruppene gitt som en laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi (som danner triangelfordelingen). Disse verdiene er basert på kjønnsbestemmelse gjort for fisk som inngår i overvåking ved innsending av skjellprøver, enten fra det aktuelle vassdraget eller fra andre lignende nærliggende vassdrag. I noen tilfeller brukes kjønnsfordeling ut fra gytefisktellinger.
- Beskatning for små-, mellom- og storlaks er gitt som en laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi. Når beskatningen for eksempel er 50 % (det vil si at halvparten av laksen som vandrer opp i vassdraget ble fanget), er gjenværende gytebestand etter beskatning like stor som den totale fangsten. På samme måte, hvis beskatningen for eksempel er 75 %, blir gytebestandens størrelse en tredjedel av størrelsen på fangsten. Når beskatningen for eksempel er 25 % blir gytebestandens størrelse tre ganger større enn fangsten. I 2013 ble beskatningen bestemt ut fra lokale estimater for 42 % av vassdragene (for eksempel fra tellinger i laksetrappet eller gytefisktellinger). I de andre vassdragene ble det brukt et system for å anslå beskatningsrater som ble utviklet og beskrevet i vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009a) basert på 214 estimater av beskatningsrater fra 40 vassdrag (**tabell 5.1**) kombinert med informasjon om fiskeforhold og fiskeregler for hvert enkelt vassdrag. Informasjon om fiskeforhold og fiskeregler i hvert enkelt vassdrag innhentes årlig ved at fylkesmennenes miljøvern avdelinger svarer på detaljerte spørsmål i et skjema de får fra vitenskapsrådet (**vedlegg 2**). Når fiskereglene har blitt endret (for eksempel strengere kvoter eller kortere sesong) har vi endret beskatningsratene dersom endringene sannsynligvis har hatt en effekt. Fra 2010 fikk vi grunnlag for mer kvantitative vurderinger av endringer i beskatning (rapportering av gjenutsatt fisk og fangster på ukebasis). For fastsetting av beskatningsrater, se også kapittel 5.3.

5.2.2 Sammenligning mellom beregnet gytebestandsstørrelse og gytebestandsmål

Når vi sammenligner de estimerte gytebestandsstørrelsene med gytebestandsmålene bruker vi simuleringer med laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi til å lage triangulærfordelinger også for gytebestandsmål. Gytebestandsmål er satt for hver bestand ved at de ble plassert i én av fire grupper av gytebestandsmål gitt som egg per kvadratmeter, hvor det ble angitt at målet ligger innenfor et intervall (f.eks. 3-5 egg/m², med midtverdien 4 egg/m²). Disse intervallene reflekterer usikkerheten i estimatene av gytebestandsmål og dermed usikkerheten i antall kilo hunner som er nødvendig for å nå gytebestandsmålet.

I datasimuleringene gjennomføres 1000 trekninger, slik at det gjøres en beregning av 1000 gytebestander (kg hunner i gytebestanden) som kan sammenlignes med 1000 gytebestandsmål (nødvendig antall kg hunner). Fra de 1000 gytebestandene og de 1000 gytebestandsmålene kan følgende beregnes:

1. Sannsynligheten for at gytebestandsmålet er nådd ut i fra hvor mange av de 1000 simulerte gytebestandene som er lik eller større enn de 1000 gytebestandsmålene.
2. Den prosentvise måloppnåelsen som gjennomsnittlig prosentvis avvik mellom gytebestandsmål og gytebestand, par for par i de 1000 beregningene.

Både sannsynligheten for oppnåelse og oppnåelsesprosenten brukes til å klassifisere og gi vurderinger om beskatningsnivået for bestandene.

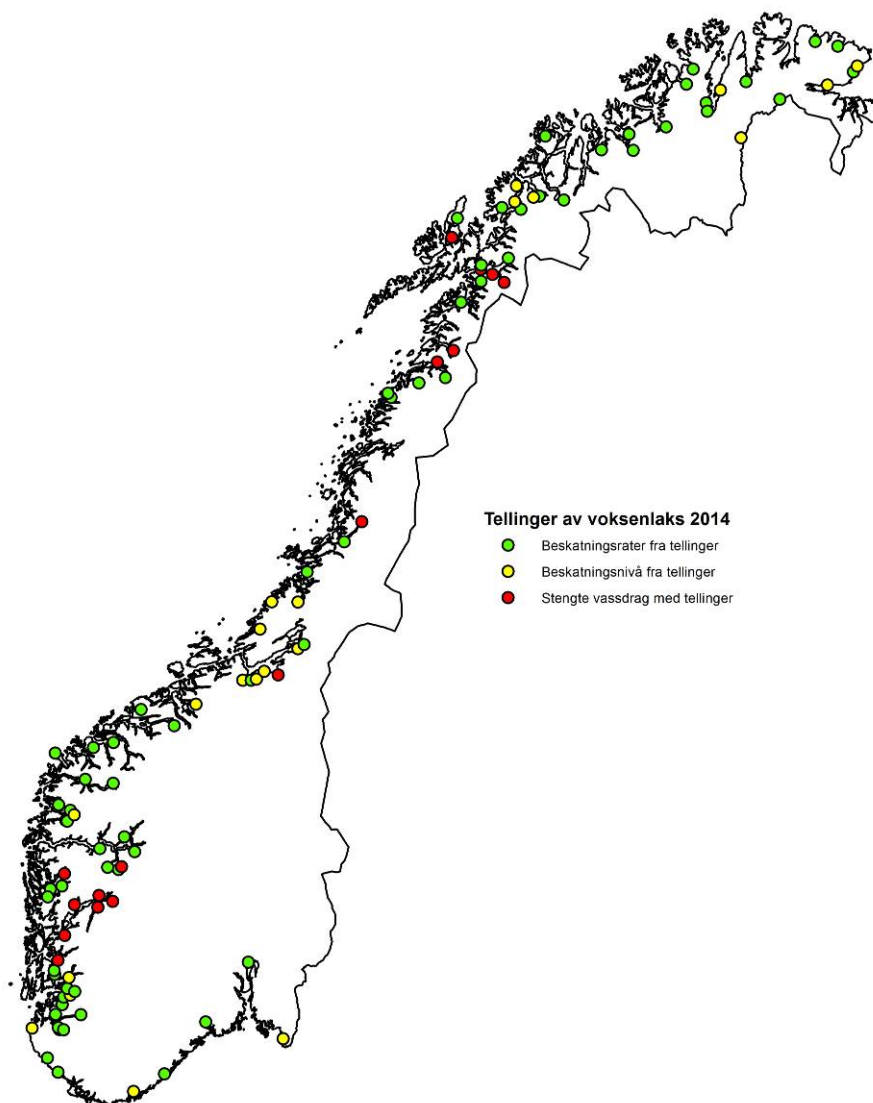
Tabell 5.1. Laveste, midtverdi og høyeste beskatningsrater (%) for smålaks, mellomlaks og storlaks i små, mellomstore og store elver som brukes i simuleringene når vi ikke har lokale estimater av beskatningsrater. Verdiene er basert på analyser av 214 estimater for beskatning fra 40 vassdrag (Anon. 2009a). Beskatningen er klassifisert som svært lav, lav, middels eller høy.

Størrelsesgruppe	Beskatningsnivå	Små elver (< 10 m ³ /s)	Mellomstore elver (10-30 m ³ /s)	Store elver (> 30 m ³ /s)
Smålaks (< 3 kg)	Svært lav beskatning	25-35-45	25-35-45	15-20-25
	Lav beskatning	40-50-60	40-45-60	20-35-45
	Middels beskatning	50-60-70	50-55-70	30-45-55
	Høy beskatning	60-70-80	60-65-80	40-55-65
Mellomlaks (3-7 kg)	Svært lav beskatning	10-20-30	10-15-25	10-15-20
	Lav beskatning	20-30-50	20-30-50	20-25-35
	Middels beskatning	30-40-60	30-40-60	30-35-45
	Høy beskatning	40-50-70	40-50-70	40-45-55
Storlaks (> 7 kg)	Svært lav beskatning	5-10-20	5-10-15	5-10-15
	Lav beskatning	10-20-30	10-20-35	10-20-35
	Middels beskatning	20-30-50	20-30-45	20-30-45
	Høy beskatning	30-40-60	30-40-55	30-40-55

5.3 Fastsetting av beskatningsrater og vurdering av fiskereguleringer

I vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009a) analyserte vi 214 historiske estimater av beskatning fra 40 norske vassdrag. Disse estimatene er framskaffet over en relativt lang periode (fra 1971 til 2007) da reguleringene av fisket i vassdragene var relativt stabile. Analysene danner grunnlag for å utvikle et system for å vurdere beskatningsrate i vassdrag der det ikke finnes lokale estimater, basert på kunnskap om elvestørrelse, bestandssammensetning, reguleringer av fisket og fangsttrykk (**tabell 5.1**).

Antallet vassdrag hvor det skaffes lokal kunnskap om beskatning har økt betydelig. I 2010 ble beskatning estimert for 54 vassdrag med ulike metoder. I 2014 hadde dette økt til 103 vassdrag (ca. 56% av vurderte vassdrag), med god geografisk spredning (**figur 5.1**).



Figur 5.1. Kart som viser vassdrag hvor voksen laks telles med ulike metoder og som enten brukes direkte for å beregne beskatningsrater, eller hvor tellingene brukes som grunnlag for å bestemme beskatningsnivå (fra svært lav til høy i **tabell 5.1**).

Fra 2010 fikk vi et bedre grunnlag for å vurdere effekten av noen av reguleringene av fisket, fordi rapporteringen av gjenutsatt fisk var godt etablert i de fleste vassdrag. Gjenutsetting av fisk er dels en direkte konsekvens av innførte reguleringer i forskrifter og lokale regler (for eksempel pålegg om gjenutsetting av hunnfisk eller stor fisk i hele eller deler av sesongen), en indirekte effekt av reguleringene (for eksempel strenge døgn-, uke- eller sesongkvoter) og dels på grunn av økende frivillig gjenutsetting i mange vassdrag. Antar man at det er høy overlevelse for gjenutsatt fisk, samt at gjenfangsten av gjenutsatt fisk er lav (Thorstad mfl. 2003, 2007, men se nedenfor), vil andel rapportert gjenutsatt fisk av totalfangsten kunne brukes direkte til å anslå effekten av reguleringen, slik at beskatningen kan nedjusteres der mye av fisken blir gjenutsatt. Vi oppgir og bruker derfor andelen gjenutsatt fisk for alle bestandene der dette er rapportert.

Fra 2010 fikk vitenskapsrådet også begrenset tilgang til den elektroniske fangstrapporteringen på www.fangstrapp.no. Her skal fangstene i utgangspunktet rapporteres på ukebasis. Selv om dette ennå ikke gjennomføres i alle vassdrag, er dette et godt utgangspunkt i mange vassdrag for å vurdere effekten av endringer i sesonglengde, som er den mest utbredte reguleringsformen for fiske i vassdragene. Der sesongen blir avkortet på slutten av fiskesesongen kan historiske fangster (som prosent av totalfangsten) i de ukene fisket er avkortet brukes til å estimere effekten av reguleringen (sannsynlig antall kilo fisk "spart"). For avkortinger i starten av fiskesesongen er det vanskeligere å bruke denne tilnærmingen fordi fisk som unngår å bli fanget i de ukene fisket er avkortet likevel kan bli fanget i løpet av den gjenværende sesongen. Det finnes noe kunnskap som antyder at laksen er mest fangbar de første ukene etter at de har vandret opp i elvene (Thorstad mfl. 2003, 2004, 2006, 2008a, 2011, Jensen mfl. 2010), og det er derfor sannsynlig at også avkortinger i starten av fiskesesongen reduserer beskatningen. Vi har som hovedregel antatt at halvparten av fisken som blir "spart" ved senere fiskestart blir fanget senere i sesongen. På den måten kan effekten av reguleringen estimeres ut fra halvparten av de historiske fangstene i de avkortede ukene. I de tilfellene der det ikke foreligger fangster på ukebasis fra det aktuelle vassdraget, har vi benyttet ukefordeling av fangster fra nærliggende vassdrag av lignende størrelse og med lignende bestandsstruktur (størrelsesfordeling) som støtte i mer skjønnsmessige vurderinger av beskatningsnivå.

For 2012-2014 ble det gjort undersøkelser av hvor stor andel av fanget og sluppet laks som fanges senere i samme fiskesesong (Uglem mfl. 2015). Foreløpige analyser basert på fang og slipp forsøk fra sju vassdrag (Otra, Osenvassdrag, Orkla, Gaula, Verdalselva, Rana og Lakselva) viser at andelen laks som ble fanget, sluppet og gjenfanget under sportsfisket i samme sesong varierte mellom vassdragene fra 4 % i tidligere undersøkelser i Altaelva (Thorstad mfl. 2003) til 37 % i Gaula i 2012 (Uglem mfl. 2015). Variasjonen i gjenfangstratene mellom vassdrag og delvis mellom år i samme vassdrag var altså stor. Årsakene til denne variasjonen er ikke kjent. En samlet dataanalyse for alle år er enda ikke gjennomført. Gjenfangstraten så ut til å være relatert til hvor mye av fiskesesongen som gjensto etter gjenutsetting, slik at fisk fanget tidlig i sesongen hadde større sannsynlighet for å bli fanget på nytt (Uglem mfl. 2015). Som for andre typer merkestudier forutsettes det at de merkede fiskene er et representativt utvalg av fiskene som går opp i vassdraget. Fordi fangst og gjenfangst foregår med samme redskapstype (sportsfiskeredskap), er det også en fare for at utvalget representerer fisk som har høyere sannsynlighet for å fanges i slikt redskap enn andre fisk, og gjenfangstraten kan i så fall være større enn den generelle beskatningsraten for bestanden. Motsatt kan fisk som allerede har blitt fanget være mindre villige til å bite på sportsfiskeredskap, og gjenfangstraten kan i så fall være mindre enn den generelle beskatningsraten for bestanden. Det er dermed per i dag usikkert om gjenfangstrater av fisk fanget under fang og slipp fiske kan brukes til å tallfeste den generelle beskatningsraten i et vassdrag. På grunn av denne usikkerheten har vi i liten grad brukt estimatene fra disse forsøkene som en del av grunnlaget for å vurdere beskatningsnivå.

Slike semikvantitative vurderinger av beskatningsnivå (ukefangster, gjenutsetting og beskatning estimert fra fang og slipp) benyttes som grunnlag for ned- eller oppjustering av beskatning innenfor vitenskapsrådets faste beskatningssystem (**tabell 5.1**, for eksempel nedjustering fra moderat til lav beskatning) i vassdrag der det ikke foreligger lokale estimater av beskatning.

5.3.1 Kvalitet på fangststatistikken

For at beregningene beskrevet ovenfor skal bli så presise som mulig, er det viktig at all fisk fanget blir rapportert. Vitenskapsrådet baserer sine vurderinger av fangststatistikken på spørreskjema som er sendt ut til fylkesmennene (**vedlegg x**) og på rapportering av solgte og returnerte kort til fangstrapp.no. I spørreskjemaene har vi hvert år bedt om at kvaliteten i fangststatistikken blir klassifisert som:

- Fangststatistikken er svært god
- Fangststatistikken er god
- Fangststatistikken er god, men med noen mangler
- Fangststatistikken har store mangler
- Fangststatistikken har svært store mangler

Denne klassifiseringen baserer seg i ulik grad på skjønn, og vurderingene blir dels gjort av de lokale forvalterne og kontrollert av fylkesmennene og dels av fylkesmennene alene. I mange tilfeller er spesifikke problemer og begrensinger spesifisert i svarskjema.

I det offisielle fangstregistreringssystemet (fangstrapp.no) skal antall solgte fiskekort og antall rapporterte kort oppgis, og dette gir grunnlag for en mer objektiv vurdering av kvaliteten på fangststatistikken. Laksefisket er imidlertid organisert på en rekke ulike måter, og det er stor variasjon både innen og mellom elver. Noen steder er det kortsalg (av ulike varianter), mens det andre steder er ulike utleiemodeller hvor antall fiskere ikke nødvendigvis er registrert. Dette innebærer at dagens rapporteringssystem (registrering av kortsalg) i mange tilfeller ikke er tilpasset mangfoldet av måter fisket er organisert på. I deler av landet (spesielt i Troms og Finnmark) er det imidlertid nesten bare kortsalg, og det er mulig å bruke et system for objektiv klassifisering av kvaliteten på statistikken. Vi har gjort følgende antagelser:

- Alle som kjøper døgnkort fisker det døgnet
- De som kjøper ukekort fisker i gjennomsnitt fire døgn
- De som kjøper sesongkort fisker i gjennomsnitt 20 døgn

Med disse antagelsene har vi beregnet antall *kortdøgn* som ble solgt og antall kortdøgn som ble rapportert. Prosentandelen rapporterte kortdøgn er brukt til å klassifisere fangststatistikken kvalitet etter følgende system:

- Fangststatistikken er svært god: > 95 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken er god: 85-94,9 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken er god, men med noen mangler: 75-84,9 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken har store mangler: 50-74,9 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken har svært store mangler: < 50 % av kortdøgn rapportert

Til grunn for disse grensene ligger en antagelse om at når mer enn 95 % av kortdøgnene er rapportert er nær 100 % av all fangst rapportert. I studier fra to norske vassdrag (Fiske mfl. 2001) ble det vist at gjennomsnittfangstene var høyere blant de som rapporterte på ordinært vis etter at fisket var avsluttet sammenlignet med de som først rapporterte etter purring, noe som gir støtte for at det er en overvekt av lave eller ingen fangster blant urapporterte kort. Vi antar videre at for

klassen «god, men med noen mangler» er mer enn 90 % av fangsten rapportert. Grensene er satt skjønnsmessig, men systemet gir mer konsistente vurderinger mellom vassdrag.

Med unntak av de tilfellene der rapporteringen ble vurdert til å ha store eller svært store mangler, har vi ikke tatt hensyn til urapportert fangst i simuleringene av gytebestandsstørrelse og oppnåelse av gytebestandsmål. Imidlertid vil underrapportering av fangst gi lavere sannsynlighet for å nå gytebestandsmålet og lavere måloppnåelse. Siden bestandene forvaltes etter oppnåelse av gytebestandsmålene, burde dette gi en sterk motivasjon for å bedre rapporteringen. Basert på svar fra fylkesmennene om kvaliteten på statistikken har det skjedd en betydelig bedring i rapporteringen fra perioden 2005-2008 til 2011 (Forseth mfl. 2013). Vi har kommentert kvaliteten på statistikken for hvert vassdrag, og i noen tilfeller har dårlig rapportering fått direkte konsekvens for vår vurdering (se Anon. 2015d).

I majoriteten av vassdragene i Finnmark (Tanavassdraget er ikke inkludert) og Troms er fisket organisert med ordinært kortsalg og rapportering av kortsalg til fangstrapp.no. For disse to fylkene har vi estimert (etter prosedyrene som beskrevet ovenfor) at det totalt ble solgt fiskekort tilsvarende 169 000 kortdøgn i 2011, og av disse ble 150 959 rapportert. Dette tilsvarer en rapporteringsprosent på ca. 89 %, noe som tilsier at fangststatistikken samlet sett klassifiseres som god. Tilsvarende tall for 2012 og 2013 var henholdsvis 85 % og 82 % rapporterte kort. For resten av landet er det større variasjon i organiseringen av fisket og denne tilnærmingen er ikke egnet. Basert på fylkesmennenes vurderinger ble fangststatistikken i 2011 klassifisert som svært god i 33 % av vassdragene (av totalt 141 vassdrag sør for Troms), god i 39 %, god men med mangler i 25 % og som å ha store mangler i 1,4 % av vassdragene. Det var ingen vassdrag der statistikken ble vurdert som å ha svært store mangler. I to vassdrag var det ikke gitt informasjon om kvaliteten på statistikken. Statistikken ble dermed vurdert som svært god eller god i 102 i vassdrag, tilsvarende 72 % av vassdragene sør for Troms. Vi har ikke gjort noen analyse av kvaliteten på fangststatistikken for årene etter 2011, men det generelle inntrykket er en ytterligere bedring i rapporteringen.

I vitenskapsrådets rapport fra 2012 (Anon. 2012b) underbygget vi vurderingene av fangststatistikken kvalitet ved å sammenligne innsigsestimater til Trondheimsfjorden framskaffet ved merking og gjenfangst (Fiske mfl. 2012) og estimater fra PFA-modellen (pre-fishery abundance). PFA-modellen er basert på rapporterte fangster og en antagelse om totalt 30 % (modalverdi) urapportert fangst (som i tillegg til underrapportering i fisket i vassdragene også inkluderer underrapportering i lovlig fiske i sjøen, fangster i lovlig fritidsfiske i sjøen som det ikke finnes rapporteringsordninger for, bifangst i annet fiske og ulovlig fiske). Det var god og signifikant samvariasjon ($r^2 = 0,76$, $p < 0,001$) mellom estimatene og stigningstallet var nær 1. Et slikt utfall er usannsynlig dersom underrapporteringen i elvefisket hadde vært mye større enn det klassifiseringen til fylkesmennene tilsier.

5.4 Beregning av lakseinnsig, totalbeskatning og høstbart overskudd

5.4.1 Beregning av lakseinnsiget for hver bestand

For å kunne beregne den samlede beskatningen i sjø- og elvefisket (totalbeskatning), overbeskatning og høstbart overskudd for hver bestand, må innsiget av laks for de enkelte bestandene beregnes. Innsiget til elvene (etter fangst i sjøen) beregnes ut fra elvefangster og beskatning som beskrevet ovenfor. For å beregne totalinnsiget (før sjøfangst) må man legge til fangstene av de ulike bestandene i sjøfisket. Dette gjøres ved å fordele fangstene i sjøen til den bestand de mest sannsynlig var på vei til. Omfattende merkestudier (29 000 laks fanget på 23 kilenotstasjoner i perioden fra 1935 til 1982, over 13 000 rapporterte gjenfangster i sjø- og elvefisket; Hansen mfl. 2007) og genetiske studier (Svenning mfl. 2014) har vist at fisk som fanges i sjøfisket på en gitt lokalitet langs kysten kommer fra mange ulike bestander over et større

geografisk område, mens fisk som fanges i sjøen i et fjordsystem i hovedsak er på vei til vassdrag innen fjordsystemet. I 2011 utviklet vitenskapsrådet prosedyrer for hvordan fangstene i sjøen kan fordeles til fjordregioner, fjorder og bestander (Anon. 2011c). Vitenskapsrådet bruker fortsatt disse prosedyrene, men det er gjort små endringer basert på ny kunnskap fra genetiske studier i Troms og Finnmark (Svenning mfl. 2014). Nedenfor har vi gjentatt beskrivelse av prosedyrene.

Metodikken som brukes til å fordele fisk fanget i sjøfiske til fjordregioner, fjorder (se kapittel 5.6.1 for region og fjordinndelingen i Norge) og bestander de mest sannsynlig tilhørte, samt antagelsene som ble gjort, er som følger:

- 1) Fangstene i de 10 kystregionene ble fordelt til i alt 23 regioner (kyst- og fjordregioner) samt til utlandet (Sverige i sørøst og Russland i nordøst) basert på merkestudiene (Hansen mfl. 2007) og størrelsen på bestandene innen de ulike regionene (ut fra fangster og gytebestandsmål). Fordelingsnøkkelen er gitt i **tabell 5.2**. De viktigste antagelsene for denne fordelingen er at laksens innvandringsmønster ikke har endret seg fra perioden 1935-1982 (da merkestudiene ble gjort) til i dag, og at størrelsesfordelingen mellom bestander er lik da og nå. Det er ikke grunnlag for å anta at innvandringsmønsteret er endret, og for Troms og Finnmark (den eneste regionen hvor det foregår et betydelig kystfiske etter laks) viser nye studier basert på genetiske analyser (Svenning mfl. 2014) et innvandringsmønster som ligner svært mye på det de tidligere merkestudiene viste. Fordelingen mellom bestander har imidlertid endret seg som følge av at noen bestander er betydelig styrket eller reetablert i løpet av de siste 30 år (for eksempel som følge av kalking på Sørlandet), og at flere store bestander har blitt betydelig svekket på grunn av *G. salaris* og andre påvirkningsfaktorer. Disse endringene har imidlertid i hovedsak skjedd sør for Finnmark, i områder der fisket langs kysten er kraftig begrenset. Vi har så langt som mulig prøvd å ta hensyn til disse endringene.
- 2) Den totale sjøfangsten av fisk som tilhørte bestander i hver fjordregion ble beregnet som fangster i fjordene i regionen, pluss fangster av fisk fra disse bestandene som ble gjort i kystregionene. Fangsten av laks tilhørende hver fjordregion ble deretter fordelt etter tilhørighet til bestander i de enkelte fjordene innen regionene (der fjordregionen er delt i flere fjorder) ut fra fangstandelen innen hver av fjordene (i fjord- og elvefisket) av totalfangsten. Vi antar altså at fisken i fangstene fordeler seg proporsjonalt til totalfangstene i fjordene. Fordi fangstene i sjøfisket rapporteres på kommunenivå, og noen kommuner inkluderer to fjorder, har vi i noen tilfeller fordelt fangstene skjønnsmessig mellom fjorder. En slik skjønnsmessig deling kan inneholde feil, men vil neppe påvirke vurderingene i vesentlig grad. Der vi har kunnskap om plassering av aktive fiskeplasser har vi tatt hensyn til dette i fordelingene.
- 3) Innenfor hver fjord (samt for fangstene i kystregionene som er hjemhørende i elver i kystregionene) ble sjøfangstene fordelt til hver av bestandene etter andelen av innsiget (fangstene delt på beskatningsraten) til hver av elvene. Fordi kilenøtene primært fanger fisk større enn 1,5 kg brukte vi innsiget til elv av fisk større enn 1,5 kg i fordelingen. Bestander dominert av små fisk fikk dermed tilordnet en lavere sjøfangst enn bestander med større fisk. Også her brukes direkte proporsjonalitet, og den største feilkilden er trolig at kilenøtene kan være plassert slik at enkelte bestander faktisk beskattes sterkere enn andre. Det er også sannsynlig at hvor utsatt de enkelte bestandene er i sjøfisket vil kunne variere mellom år, og påvirkes av fiskeforhold på ulike plasser og oppvandringsforhold. Når for eksempel vannføringen er lav i noen vassdrag kan beskatningen øke for fisk fra disse bestandene, sammenlignet med fisk fra andre bestander som vandrer raskere opp i elvene. Slike forhold har vi ikke kunnskap til å ta hensyn til.

Når laks fanget i sjøen er fordelt på bestandene de mest sannsynlig tilhører, er det samlede innsiget av laks for hver enkelt bestand lik elveinnsiget pluss fangsten i sjøen av fisk fra bestanden.

5.4.2 Beregning av totalbeskatning og høstbart overskudd for hver bestand

Totalbeskatningen (summen av beskatning i sjø og elv) beregnes ut fra det samlede innsiget av laks for en bestand (se ovenfor) og summen av fangst i elv- og sjøfisket for denne bestanden. Totalbeskatningen beregnes som prosent av det samlede innsiget. I prinsippet er dette samme metode som brukes i de nasjonale og regionale estimatene av innsig av laks (se for eksempel Anon. 2013), men beregningene er basert på modalverdier og inkluderer ikke estimater av usikkerhet og urapportert fangst.

Overbeskatning ble definert i Anon. (2011a) som grad av reduksjon i gytebestand under gytebestandsmålet (GBM) som skyldes beskatning. Dersom innsiget til kysten i utgangspunktet er lavere enn GBM for en bestand, så beregnes overbeskatning som: $(\text{fangst}/\text{GBM}) \cdot 100$. Dersom innsiget til kysten er høyere enn GBM, beregnes overbeskatningen som: $([\text{GBM} - \text{gytebestand}]/\text{GBM}) \cdot 100$. Overbeskatning uttrykkes altså i prosent av gytebestandsmålet. Det presiseres at overbeskatning slik det her er definert ikke nødvendigvis identifiserer beskatning som trusselfaktor. I mange tilfeller er innsiget redusert av andre årsaker, og vi kan estimere overbeskatning også der beskatningen er svært lav. I slike tilfeller blir imidlertid estimert overbeskatning lav. I den bestandsvise gjennomgangen klassifiserer vi overbeskatning fra “ingen” til “stor” i samsvar med vitenskapsrådets forslag til klassifisering av påvirkningsfaktorer i kvalitetsnormer for laks (Anon. 2011a): liten < 10 %, moderat 10-30 % og stor > 30 %.

Høstbart overskudd er totalinnsiget minus gytebestandsmålet og beregnes i prosent av innsiget. I beregningene brukes innsiget av hunner. I noen tilfeller vil det totale innsiget være lavere enn gytebestandsmålet og bestandene tåler i utgangspunktet ikke beskatning. Dette kan oppstå når smoltproduksjonen er sterkt redusert og når overlevelsen i sjøen er svært lav, slik den har vært i de siste årene (se Anon. 2014).

Tabell 5.2. Fordelingsnøkkel for hvordan laksen fanget i 10 kystregioner er fordelt til bestander i 24 regioner (inkludert bestander i kystregionene selv). I tillegg er noe fiske fordelt til "utlandet" som er Sverige i sørøst og Russland i nord. Verdiene i tabellen er andeler (0,01 er 1 %, 0,1 er 10 % osv.), og summen blir 1 (100 %).

	Østlandet	Agderkysten	Jæren	Kysten Stad-Stavanger	Kysten Møre & Romsdal	Kysten Trøndelag	Nordlandskysten	Lofoten & Vesterålen	Kysten Troms	Kysten Finnmark	Indre Rogaland	Indre Hordaland	Sognefjorden	Indre Fjordane	Fjordane i Møre og Romsdal	Fjordene i Trøndelag	Indre Helgeland	Ofoften/Salten	Fjorder Troms	Fjordene i Vestfinnmark	Porsanger	Tana fjord	Indre Varanger	Utlandet		
Kystregioner																										
Østlandet	0,8	0,1																							0,1	
Agderkysten	0,1	0,78	0,1							0,01															0,01	
Jæren			0,1	0,73								0,1	0,05	0,01	0,01											
Stadt-Stavanger	0,05	0,1	0,15	0,1	0,01						0,19	0,05	0,1	0,15	0,1											
Kysten av Møre & Roms					0,005	0,05	0,015								0,01	0,01	0,65	0,26								
Kysten Trøndelag						0,005	0,1									0,1	0,78	0,015								
Nordlandskysten						0,005	0,05	0,2	0,13							0,015	0,2	0,2	0,2							
Lofoten & Vesterålen								0,01	0,5	0,01								0,01	0,2	0,27						
Kysten Troms										0,1	0,025								0,6	0,15	0,025	0,1				
Kysten Finnmark										0,01	0,11								0,02	0,18	0,09	0,33	0,06	0,2		

5.5 Prinsipper for råd om beskatning

5.5.1 Råd på bestandsnivå

I en rapport fra vitenskapsrådet tidligere i år (Anon. 2015a) ble det gitt råd om beskatning for årene 2016 til 2018 basert på bestandsvise vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og forvaltningsmål for perioden 2010 til 2013. Rådene oppdateres i denne rapporten ved at resultatene fra 2014 inkluderes slik at de er basert på bestandsvise vurderinger for perioden 2011 til 2014. De nye reguleringene for anadrome laksefisk som skal være på plass til fiske sesongen 2016 skal i utgangspunktet gjelde for fem år (2016-2020), mens rådene som ble gitt i rapport nr 7 og de reviderte rådene gjelder altså for de første tre årene. Vitenskapsrådet valgte en kortere rådgivingsperiode på grunn av den store variasjonen i innsigsstørrelser og høstbart overskudd som har blitt observert mellom regioner og år i de siste årene (Anon. 2012b, 2013). Vitenskapsrådet planlegger å gi beskatningsråd for årene 2019-2020 på et senere tidspunkt.

Rådene om beskatning gis i utgangspunktet i form av fem standardiserte råd med tilhørende kriterier basert på vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd:

Råd 0: Denne bestanden tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet siste fire år er høyere enn 75 %, og
- gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse siste fire år er 140 % eller høyere.

Råd 1: Forvaltningsmålet er nådd for denne bestanden og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Kriterium:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet siste fire år er lik eller høyere enn 75 % (dvs. at forvaltningsmålet er nådd).

Råd 2: Det er fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd for denne bestanden og beskatningen bør reduseres moderat for å sikre oppnåelse av gytebestandsmålet.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet de siste fire år er mellom 40 og 74 %, og
- gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse de siste fire år er 75 % eller høyere.

Råd 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd for denne bestanden og beskatningen bør reduseres betydelig for å sikre oppnåelse av gytebestandsmålet.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet de siste fire år er lavere enn 40 %, og
- det har vært et høstbart overskudd i minst tre av de siste fire år.

Råd 4: Forvaltningsmålet er langt fra oppnådd for denne bestanden, det har vært et svært lite eller ikke noe høstbart overskudd og bestanden bør ikke beskattes.

Kriterium:

- Det har vært et høstbart overskudd i færre enn tre av de siste fire år.

Rådene er hierarkisk organisert (0 til 4), slik at dersom kriteriene ikke er oppfylt (der to kriterier er knyttet til vurderingen måtte begge være oppfylt), blir et mer restriktivt råd gitt.

Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmålet baseres på hele vurderingsperioden (fire år), og beskatningsrådene gis på grunnlag av dette. I bestander der det i løpet av vurderingsperioden har skjedd større endringer i beskatning gis imidlertid råd basert på den nye situasjonen. I slike tilfeller kan vurderingsperioden for råd bli så kort som to år. I tillegg til at det må ha skjedd endringer i beskatning, er kriteriet for at denne prosedyren skal anvendes at oppnåelsen av gytebestandsmålet fra de to første til de to siste årene i perioden har økt med minst 50 prosentpoeng. For bestander der beskatningsråd er basert på en kortere vurderingsperiode enn fire år, er dette påpekt.

For råd 2 brukes trunkerte prosentvise måloppnåelser. Dette betyr at alle oppnåelsesprosenten over 100 % i simuleringene blir satt til 100 %. Dersom vi bruker den faktiske oppnåelsen vil gjennomsnittet kunne påvirkes sterkt av enkeltår med svært høy oppnåelse, og det er ut fra det teoretiske grunnlaget bak bestand-rekrutteringsforhold hos laks (Hindar mfl. 2011) ikke grunnlag for å anta at ekstra høy eggdeponering i ett år kan kompensere for manglende eggdeponering i andre år. Når vi skal vurdere om det høstbare overskuddet er større enn det som er beskattet i de siste fire årene (kriteriene for råd 0) bruker vi imidlertid de estimerte oppnåelsesprosentene (ikke trunkert), men bruker en relativt streng grense (>140 %) for på samme måte å ta høyde for at enkeltår med høy måloppnåelse kan ha stor betydning for gjennomsnittet. Vi presiserer at også dette rådet (råd 0) gjelder all beskatning på bestanden, både i sjø og elv. For at en bestand skal ha et høstbart overskudd må innsiget av hunner fra bestanden utgjøre minst 110 % av gytebestandsmålet.

For vassdrag der det ikke har vært åpnet for fiske etter villaks, men det finnes datagrunnlag (gytefisktellinger) gir vi ett av følgende råd om beskatning:

Råd 5 A: Ikke åpnet for fiske, men sannsynligvis et høstbart overskudd om innsiget blir som i de senere år.

Råd 5 B: Ikke åpnet for fiske og ikke et høstbart overskudd.

Kriteriet for råd 5 A er som for råd 0 at gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse er 140 % eller høyere. Her kan imidlertid vurderingsperioden bli kortere enn fire år, avhengig av når fisket ble stengt eller når oppnåelsen ble estimert (basert på gytefisktellinger).

5.5.2 Risikobasert nedskrivning

Prosedylene for rådgiving beskrevet ovenfor er basert på vurdering av bestandsstatus i de siste fire årene (2011-2014) og på en antagelse om at innsiget av villaks i rådgivingsperioden (2016-2018) blir tilnærmet som i vurderingsperioden (2011-2014), og i alle fall ikke blir vesentlig dårligere. At innsiget i de kommende årene blir tilnærmet likt årene som har vært behøver ikke nødvendigvis å være tilfelle. Gode prognoser for lakseinnsiget i perioden rådene gis for kunne ha forbedret rådgivingen. I en tidligere utredning fra vitenskapsrådet om prognoser for lakseinnsig (Anon. 2011b), ble det imidlertid konkludert med at de eksisterende prognosemodellene for lakseinnsiget har for stor usikkerhet og for lav prediktiv verdi til at de bør brukes som et sentralt element i det faglige grunnlaget for fiskereguleringene. I en oppdatert gjennomgang av kunnskapen om hvordan havmiljøforhold påvirker laksens vekst og overlevelse i vitenskapsrådets siste årsrapport (Anon. 2014a) ble det på samme måte konkludert med at det ikke finnes

veletablerte sammenhenger mellom havmiljø og vekst og overlevelse av laks, eller modellverktøy som er egnet til å gi gode prediksjoner for lakseinnsig, verken til Norge eller til andre land eller regioner. Det er etter vitenskapsrådets vurdering således ikke mulig å gi prognosebaserte råd, selv om dette lenge har vært et mål (NOU 1999). Vitenskapsrådet har imidlertid inkludert risiko for at innsiget blir redusert (Anon. 2015a) ved å ta hensyn til:

1. Fare for at innsiget blir redusert på grunn av redusert smoltproduksjon på grunn av lav rekruttering.
2. Fare for at innsiget blir redusert på grunn av redusert sjøoverlevelse på grunn av lakselus.

Dette er begge faktorer som varierer mye mellom år, og for begge finnes et faglig grunnlag for å kunne klassifisere fare for framtidig negativ effekt. Mange av de andre påvirkningene er mer stabile og vi antar at effekten av disse blir tilfredsstillende dekket av vurderingene av oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd. Det finnes også andre naturlige eller menneskeskapt påvirkninger med variabel effekt mellom år, men som det mangler et faglig grunnlag for å kunne risikoklassifisere.

Dersom det er fare for at én eller begge av disse faktorene medfører redusert innsig i rådgivingsperioden nedskrives beskatningsrådet ett nivå, slik at rådet blir strengere. De samme prosedyrene som ble benyttet i Anon. (2015a) ble også benyttet også i denne rapporten, og er beskrevet nedenfor.

Fare for redusert smoltproduksjon på grunn av lav rekruttering

Dersom gytebestanden er lavere enn gytebestandsmålet er det fare for at vassdragets produksjonskapasitet ikke vil bli utnyttet og at rekrutteringen, og dermed smoltproduksjonen, vil bli redusert. Fordi det trolig ikke finnes kompensasjonsmekanismer for laksens overlevelse i sjøen (Jonsson mfl. 1998) vil redusert smoltproduksjon medføre lavere innsig enn om smoltproduksjonen hadde vært maksimal. Vi brukte derfor oppnåelse av gytebestandsmål for de viktigste gyteårene som gir opphav til hunnfisken som skal gyte i rådgivingsperioden (2016-2018) som grunnlag for klassifisering av rekrutteringen:

- 50-70 % gjennomsnittlig oppnåelse av gytebestandsmålet: dårlig rekruttering og moderat fare for redusert innsig,
- < 50 % gjennomsnittlig oppnåelse av gytebestandsmålet: svært dårlig rekruttering og høy fare for redusert innsig.

Gytebestandsmåloppnåelsen ble trunkert på 100 %. På grunn av usikkerhet både i gytebestandsmålene og i vurderingene av oppnåelse vurderte vi ikke mindre avvik (mellom 70 og 99 % oppnåelse).

Hvilke gyteår som var viktige for produksjon av gytefisk til 2016-2018 ble bestemt ved først å regne tilbake til de mest relevante smoltårene ut fra hvilke sjøaldersgrupper av hunnfisk som ventes å dominere i gytebestanden i disse årene. Dominerende sjøaldersgruppe(r) og kjønnsfordeling blant disse for hver bestand ble benyttet som grunnlag. Gjennomsnittlig smoltalder ble deretter brukt til å regne videre bakover til de viktigste gyteårene. Datagrunnlaget for disse variablene er skjellprøveanalyser (utført av NINA, Veterinærinstituttet og Rådgivende Biologer) og er de samme som blir brukt i den bestandsvise vurderingen av oppnåelse av gytebestandsmål. Avhengig av kombinasjonen av smoltalder og sjøalder var de viktigste gyteårene som skal gi opphav til gytefisk i 2016-2018 to til tre år mellom 2007 og 2013.

Fare for redusert sjøoverlevelse på grunn av lakselus

Siden 2011 har Havforskningsinstituttet (HI) vært ansvarlig for årlige risikovurderinger av norsk fiskeoppdrett (Taranger mfl. 2012, 2013, 2014, Svåsand mfl. 2015). Risikovurderingene for lakselus dekker årene 2010 til 2014. I tillegg til forskere fra HI deltar forskere fra Veterinærinstituttet og NINA på utarbeiding av risikovurderingen for lakselus. I 2014 ble risikovurderingen publisert i en internasjonal vitenskapelig journal (Taranger mfl. 2015). I rapportene blir det for en rekke fjordområder langs norskekysten vurdert om det er lav, moderat eller høy risiko for at lakselusinfeksjoner har bestandsreduserende effekt, samt at det gis estimater for lakselusrelatert dødelighet. Vitenskapsrådet har benyttet denne risikovurderingen i rangeringen av trusler mot villaks, og som grunnlag for å vurdere regionale trender i innsig av laks. I Anon. (2014) konkluderte vitenskapsrådet med at: *“Selv om sammenhengen mellom den høye risikoen for bestandsreduserende effekt for laksesmolt i utløpet av Trondheimsfjorden i 2011 (Taranger mfl. 2013) og kraftig redusert innsig til Trondheimsfjorden i 2013 bare kan sannsynliggjøres, tilsier føre-var-prinsippet at infeksjonspresset fra lakselus ikke kan bli så høyt som det var i deler av landet i 2011 og 2012 om målene for forvaltningen av villaksbestandene skal nås”*. Vitenskapsrådet konkluderte videre at *“Det er rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av laks til Trondheimsfjorden i 2013”*. Her kobles altså risikovurderingen som tilsa høy risiko for bestandsreduserende effekt (for smoltåret 2011) til en reduksjon i innsig av mellomlaks i 2013. Etter vitenskapsrådets vurdering er det er riktig å ta den nasjonale risikovurderingen for effekter av lakselus inn i rådgivingen for regulering av laks- og sjøørretfisket.

Som grunnlag for å vurdere fare for redusert innsig på grunn av effekter av lakselus ble risikoklassene moderat og høy fare for bestandsreduserende effekt for periode 1 (utvandringsperioden for laksesmolt) i Taranger mfl. (2014) og Svåsand mfl. (2015) benyttet. For å gi beskatningsråd for 2016-2018 er smoltutvandringen i 2013 (tresjøvinter gytefisk i 2016) og 2014 (tosjøvinter gytefisk i 2016 og tresjøvinter i 2017) relevant å vurdere. Vi brukte de kvantitative estimatene av lakselusrelatert dødelighet for våren 2013 og 2014 (Taranger mfl. 2014, Svåsand mfl. 2015). Det ble lagt større vekt på smittestatus våren 2014 enn 2013, fordi overlevelsen til smolten som vandret ut i 2014 er viktig for gytebestandene i to av årene vi gir råd for (2016 og 2017). I vurderingen av fare for redusert innsig på grunn av lakselus tok vi utgangspunkt i de samme grenseverdiene som ble brukt i Taranger mfl. (2014):

- 10-30 % dødelighet: moderat fare for redusert innsig på grunn av lakselus,
- > 30 % dødelighet: stor fare for redusert innsig på grunn av lakselus.

Selv om opptil 40 lokaliteter langs kysten har blitt risikovurdert for effekter av lakselus (antallet lokaliteter varierer mellom år), så dekker vurderingen hovedsakelig åtte fjordområder (**figur 5.2**). Det arbeides med en modellbasert risikovurdering (se Taranger mfl. 2014) som vil gi betydelig bedre romlig dekning, men fram til denne foreligger, kan risiko for redusert innsig på grunn av lakselus bare vurderes for de områdene der risikoen er klassifisert. Vitenskapsrådet har brukt de mest relevante lokalitetene for hvert av fjordområdene og identifisert laksebestandene som risikovurderingen antas å være representativ for (64 bestander, se **tabell 5.3**). Det var bare for disse bestandene at fare for redusert innsig på grunn av lakselus ble vurdert.

Stasjonene som representerer de enkelte bestandene ble valgt etter følgende prinsipper og antagelser:

- Smolt som vandrer fra innerste del av en fjord vil eksponeres for lakseluspåslag som beskrives av alle stasjonene som ligger langs utvandringsruta.
- Smolt har en retningsstyrt bevegelse utover fjorden (Thorstad mfl. 2012) og stasjoner som ligger lengre inn i fjorden enn elvemunningen ble ikke inkludert.

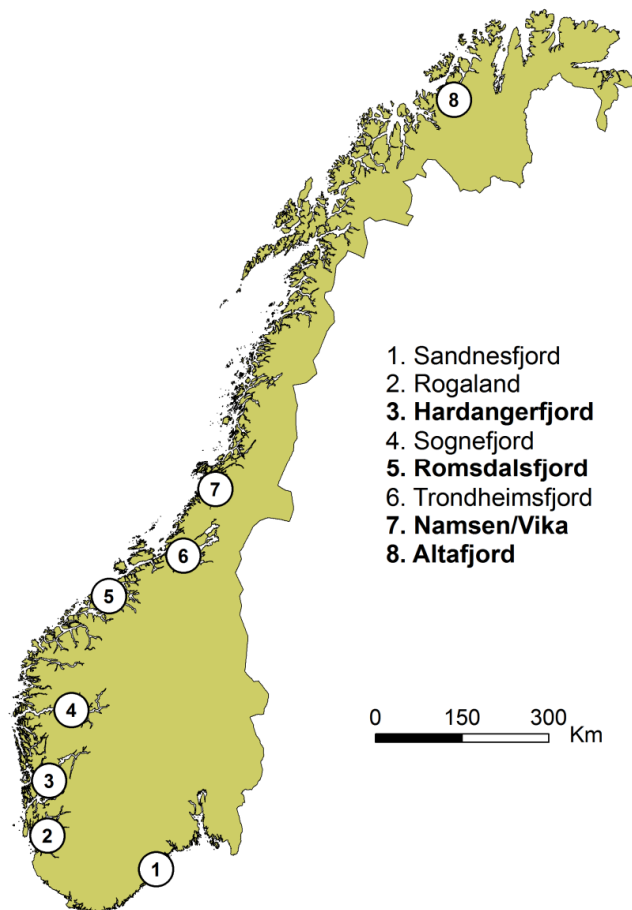
- Det ble gjort en skjønnsmessig vurdering av mest sannsynlige utvandningsrute, basert på en antagelse om at smolten følger hovedfjordsystemet og korteste vei ut til kysten, og i liten grad går inn i fjordarmer som munner ut i hovedfjordsystemet. Stasjoner som ligger perifert i forhold til antatt utvandningsrute ble derfor ikke inkludert.

Resultatene av en gjennomgang av stasjonene etter disse retningslinjene var som følger, sortert etter fylke og nummerert som i **figur 5.2**:

- 1) Aust Agder: Stasjonen Sandnesfjorden i Aust Agder ligger i et lite fjordsystem utenfor Storelva (Vegårdsvassdraget) og stasjonen representerer bare denne ene bestanden. Risiko ble ikke klassifisert i 2013, men dette året ble det beskrevet at det var lave infeksjoner og ingen estimert dødelighet på stasjonen.
- 2) Rogaland: I Rogaland var det to stasjoner som ble benyttet begge år – Hellevik på Jæren og Nedstrand i det brede Boknafjordsystemet. I 2014 ble i tillegg stasjonene Indre og Ytre Årdal i Boknafjordsystemet benyttet. Alle vassdragene i Boknafjordsystemet representeres ved gjennomsnittet av de kartlagte stasjonene i Boknafjorden. Hellevik på Jæren ble antatt å være representativ for Bjerkreimselva.
- 3) Hordaland: I Hordaland er det tre stasjoner (Etne, Rosendal, Ålvik) i Hardangerfjorden, og i 2014 ble det benyttet to stasjoner ved Etne (ytre og indre). Smolt som utvandrer fra indre del av fjorden representeres ved gjennomsnittet av stasjonene Ålvik, Rosendal og Etne. Vassdraget Rosendal representeres av gjennomsnittet av Rosendal og Etne, mens Etneelva representeres av Etne-stasjonen(e).
- 4) Sogn og Fjordane: I dette fylket har det vært benyttet tre stasjoner i Sognefjorden. De to stasjonene Dingja og Vik ble benyttet begge år, mens Balestrand bare ble benyttet i 2013 og Bjordal bare i 2014. Smolt som utvandrer fra indre del av fjorden representeres ved et gjennomsnitt av alle stasjonene. Vassdrag med utløp fra Bjordal og utover representeres ved Dingja i 2013 og gjennomsnittet av Bjordal og Dingja i 2014.
- 5) Møre og Romsdal: I 2013 var det fire stasjoner i Romsdalsfjorden (Sandnesbukta, Isfjord, Bolsøy og Vatnefjorden) og en stasjon ute ved kysten (Frænfjorden). Stasjonene Sandnesbukta og Isfjord ble ikke benyttet i 2014, men da ble stasjonen Måndalen opprettet. Frænfjorden representerer bare én bestand (Sylteelva). Stasjonen Måndalen ligger ikke i sannsynlig utvandningsrute for laksebestander som vurderes i denne rapporten (Måna og Rauma blir ikke vurdert fordi de nylig er behandlet mot *G. salaris*). Gjennomsnitt av de benyttede stasjonene, med unntak av Frænfjorden og Måndalen, ble brukt til å representere bestandene i Romsdalsfjorden.
- 6) Sør-Trøndelag: De tre stasjonene ligger henholdsvis inne i fjorden (Skatval), ved utløpet (Agdenes) og utenfor Trondheimsfjorden (Hitra), og ble benyttet begge årene. Skatval ligger langt inne i fjorden som ikke har matfiskanlegg (nasjonal laksefjord) og den ytre stasjonen ligger på sørsida av Hitra, i et område det er lite sannsynlig at laksesmolt passerer. Stasjonen Agdenes, som ligger rett ved det smale utløpet av fjorden, representerer alle bestandene i Trondheimsfjorden.
- 7) Nord-Trøndelag: De tre stasjonene som ble benyttet i 2013 ligger henholdsvis midt i Namsfjorden (Tøttedal), i Knottenfjorden/Stammesfjorden sør for utløpet av Namsfjorden (Sitter) og ved Vikna (Vikna) på kysten nord for Namsfjorden. I 2014 ble Sitter ikke benyttet, men det ble opprettet en ny stasjon ved Vikna slik at det var to stasjoner der (Vikna Nord og Sør). Det er lite sannsynlig at mye av smolten fra Namsfjorden vandrer inn i Knottenfjorden/Stammesfjorden, og Sitter ble derfor ikke inkludert i våre analyser. Stasjonene ved Vikna ligger ikke langs korteste utvandningsvei til havet, men det kan ikke utelukkes at noe smolt vandrer forbi dette området. Vi antok derfor at Tøttedal representerer smolt fra Namsfjorden, men bemerker at smolt også kan passere nær Vikna.

8) Finnmark: De to stasjonene Talvik og Skillefjord ligger begge i Altafjorden, og gjennomsnittet av disse representerer de tre laksebestandene i fjordsystemet. I tillegg til disse stasjonene med fangst av laksefisk for overvåking av lakselus har det i noen fjorder vært gjennomført trålinger og/eller satt ut “vaktbur” med laksesmolt, som også inngår i risikovurderingen.

En oppsummering av risikovurderingen fra 2013 og 2014 (fra Taranger mfl. 2014, Svåsand mfl. 2015), og vitenskapsrådets samlede vurdering på fjordnivå er gitt i **tabell 5.3**. Eventuell moderat eller stor fare for redusert innsig på grunn av lakselus på bestandsnivå er angitt i tabellen.



Figur 5.2. Kart over områdene hvor vill laksefisk ble undersøkt for lakselusinfeksjon våren og sommeren 2013 og 2014. I områdene med uthevet skrift har det vært spesielt omfattende overvåking. Etter Nilsen mfl. (2014).

Tabell 5.3. Risikovurdering (lav, moderat eller høy risiko for bestandsreducerende effekt) og estimert dødelighet (%) for laksesmolt basert på overvåking av lakselus på relevante stasjoner for våren 2013 (fra Taranger mfl. 2014) og 2014 (fra Svåsand mfl. 2015). Vitenskapsrådets samlede vurdering av fare for redusert innsig av laks på grunn av lakselus i årene 2016 og 2017 (lav, moderat høy) for de overvåkende fjordområdene (se figur 3.1) er gitt i kolonnen helt til høyre. I den samlede vurderingen brukte vi også de regionale beskrivelsene og resultatene fra trålingene (Hardangerfjorden, Sognefjorden og Trondheimsfjorden) fra risikorapportene. Stasjoner gitt i fet skrift ble vurdert begge år.

Lokaliteter			2013		2014		Samlet vurdering	
Fylke	Sjøområder	Stasjoner	Risiko	Dødelighet	Risiko	Dødelighet		
Aust-Agder	Sandnesfjorden	Sandnesfj.	Lav	0	Lav	0	Lav	
Rogaland	Jæren	Hellevik	Lav	0	Lav	0	Lav	
		Boknafjorden	Ytre Årdal	-	-	Lav	4	Lav
		Indre Årdal	-	-	Lav	0		
		Nedstrand	Lav	3	Lav	8		
Hordaland	Hardangerfjorden	Etne	Lav	1	Lav-Mod	3-11*	Lav	
		Rosendal	Moderat	13	Lav	1		
		Ålvik	Lav	0	Lav	2		
Sogn og Fjordane	Sognefjorden	Vik	Lav	0	Lav	0	Lav	
		Bjordal	-	-	Lav	5		
		Dingja	Lav	0	Høy	40		
		Balestrand	Lav	0	-	-		
Møre og Romsdal	Romsdalsfjorden	Sandnesbukta	Moderat	22	-	-	Høy	
		Isfjord	Lav	0	Høy	37		
		Bolsøy	Moderat	15	Høy	98		
		Vatnefjorden	Lav	0	Høy	93		
	Frænfjorden	Frænfjorden	Lav	7	Høy	42	Moderat	
Sør-Trøndelag	Trondheimsfjorden	Agdenes	Lav	0	Lav	13	Lav	
Nord-Trøndelag	Namsfjorden	Tøttedal	Lav	0	Lav	0	Moderat	
	Kysten	Vikna	Høy	98	Høy	82-83**		
Finnmark	Altafjorden	Talvik	Moderat	12	Lav	1	Lav	
		Skillefjord	Moderat	26	Lav	1		

*Det ble benyttet to stasjoner (indre og ytre) i Etne i 2014. **Det ble benyttet to stasjoner (sør og nord) i Vikna i 2014.

Prosedyrer for nedskriving

Variasjon i beiteforhold i havområdene kan gi stor variasjon i laksens overlevelse, og dersom forholdene i havet er spesielt gunstige kan dette overstyre redusert smoltutvandring eller redusert tidlig sjøoverlevelse slik at innsiget likevel blir stort. I en avveining mellom klassifisert fare for redusert innsig og variasjon i sjøoverlevelse har vitenskapsrådet valgt å gi strengere råd bare der faren blir vurdert som stor:

- Dersom én eller begge av risikovurderingene tilsier stor fare for redusert innsig til en bestand i rådgivingsperioden (2016-18) nedskrives beskatningsrådet ett nivå.

For de bestandene der rådet ble nedskrevet ble det først gitt en vurdering av beskatning basert på måloppnåelsen i perioden 2011-14 og deretter et råd for beskatning (for perioden 2016-18). Moderat fare for redusert innsig er også bemerket i rådgivingen, men har ikke medført nedskriving av beskatningsråd.

5.5.3 Selektivt fiske og bestandssammensetning

I årsrapport fra 2014 (Anon. 2014) utredet vitenskapsrådet effekter av kvoter, rettet fiske og gjenutsetting på bestandssammensetning. Fra oppsummeringen og konklusjonene trekkes følgende punkter fram:

- Sportsfiske etter laks er i seg selv et selektivt fiske, spesielt ved at smålaks generelt beskattes i større grad enn mellomlaks og storlaks, men dette kan variere mellom elver. I noen elver kan det også være en større beskatning av tidligvandrende laks (de som returnerer i mai-juni) enn de som kommer senere, men dette kan variere mellom år.
- I hvilken grad sportsfisket er kjønnsselektivt er i liten grad undersøkt. Der fisket er størrelsesselektivt, og det er ulik kjønnsfordeling mellom ulike størrelser laks (gjelder i større grad storlaksvassdrag enn smålaksvassdrag), kan et størrelsesselektivt fiske samtidig innebære et kjønnsselektivt fiske.
- Analysene viser at det er stor variasjon mellom vassdrag i hvilken grad og hvilken retning gjenutsetting bidrar til et selektivt fiske. For noen vassdrag kan kjønns- og størrelsesseleksjonen være så skjev at det kan være grunnlag for å anbefale endringer i beskatningsmønsteret. For de fleste vassdrag er imidlertid den positive effekten av reguleringer per i dag trolig større enn de mulige negative effektene av selektivt fiske som reguleringene medfører.
- Selektivt fiske kan teoretisk sett medføre evolusjonære endringer i laksebestander. Det finnes ikke tydelige data som viser at det har skjedd genetiske endringer i bestander av laks som følge av fiske, verken i Norge eller internasjonalt, men temaet er dårlig undersøkt. I norske vassdrag er det ikke gjort noen undersøkelser som kan belyse dette.
- Generelt er det viktig å bevare genetisk variasjon over tid, noe som gjøres best ved å bevare stor grad av fenotypisk variasjon, det vil si mangfoldet i bestanden. I en periode med generelt redusert lakseinnsig, og samtidig med raske klimaendringer som påvirker laksebestandenes leveområder både i ferskvann og havet, er det spesielt viktig å bevare bestandenes genetiske variasjon og tilpasningsevne.
- Vitenskapsrådet anbefaler at laksefisket reguleres slik at det i minst mulig grad er selektivt på enkelte størrelsesgrupper, kjønn og tid i sesongen for tilbakevandring. Fordelingen av størrelsesgrupper, kjønn og tid i sesongen for avlivet laks bør i størst mulig grad være lik fordelingen av disse trekkene for tilbakevandrende laks i de ulike bestandene. En gjennomgang av eksempel vassdrag med ulike reguleringer viser imidlertid også at selv i de tilfellene med mest størrelsesrettet fiske, så har det kun mindre effekter på størrelsesfordelingen til de ulike gytebestandene. Den viktigste årsaken til dette er at

bestandene med det mest størrelsesselektive fisket gjerne har lave beskatningsrater, og da blir ikke virkningen av det selektive uttaket på gytebestandene så stort.

Basert på utredningen anbefalte vitenskapsrådet at vurdering av graden av selektivt fiske inkluderes i den vassdragsvise gjennomgangen, slik at enkeltvassdrag med en stor risiko for uheldig skjevhet i beskatningen kan identifiseres og råd om beskatning kan gis i henhold til dette. Miljødirektoratet har bedt vitenskapsrådet om å ta inn en slik vurdering i årets rapport.

Vitenskapsrådet har i årets rapport identifisert bestander der gjenutsetting av fisk i sportsfisket kan innebære fare for uheldig skjevhet i beskatningen på grunn av forskjeller i størrelse på gjenutsatt og avlivet fisk. Indirekte vil et størrelsesselektivt fiske i noe grad også innebære et kjønnsselektivt fiske fordi det er ulik kjønnsfordeling mellom ulike størrelser laks (særlig i storlaksvassdrag). Vi har imidlertid ikke undersøkt kjønnsselektivt fiske spesifikt, eller andre former for selektivt fiske (for eksempel knyttet til oppvandrings sesong) eller effekter av andre reguleringer (som forskyvinger av sesong). Det presiseres at det bare er fiske i vassdragene som er vurdert, og at skjevheter i sjøfiske der kilenøter primært fanger fisk større enn 1,5 kg (Strand & Heggberget 1996) ikke er vurdert. I noen tilfeller kan underrepresentasjon av smålaks i sjøfisket kompensere for overrepresentasjon av slik laks i fangstene i vassdragene. Vurderingen er basert på fangstatistikken fra 2014.

Vassdragene der det er fare for uheldig skjevhet i beskatningen ble identifisert ved følgende prosedyre og kriterier.

1. Alle vurderte bestander i årets rapport ble inkludert.
2. Vassdrag hvor gjenutsettingene utgjorde mindre enn 10 % (på antallsbasis) av totalfangsten ble tatt ut. Det er usannsynlig at det oppstår særlig skjevhet når andelen gjenutsatt fisk er så lav.
3. Vassdrag med rapporterte fangster (avlivet og gjenutsatt) lavere enn 15 laks ble tatt ut. Dette er vassdrag hvor beskatningen var svært lav i 2014, og hvor det derfor er usannsynlig at det oppstår skjevhet i beskatning på grunn av gjenutsetting.
4. Vassdrag der rapporterte fangster (avlivet) var lavere enn 15 laks ble tatt ut. Dette var vassdrag hvor det var åpnet for fisk etter sjørret, men ikke etter laks, og hvor beskatningen av laks var neglisjerbar.
5. Vassdrag hvor den prosentvise differansen mellom gjennomsnittsstørrelsen på avlivet og gjenutsatt laks var mindre 20 %. Det er usannsynlig at det oppstår særlig skjevhet når forskjellene i størrelse er så små.
6. Vassdrag der gjennomsnittsstørrelsen var mindre blant gjenutsatt enn avlivet fisk ble tatt ut. Disse ble tatt ut fordi beskatningen i utgangspunktet i de fleste vassdrag er høyere for små enn stor laks slik at skjevhet i gjenutsetting i favør av små fisk vil kompensere for skjevheten i beskatningen.

Etter denne utvelgelsen var det 21 av 210 vassdrag hvor vi vurderte at det kunne være fare for uheldig skjevhet i beskatningen på grunn av gjenutsetting. Disse ble deretter gjennomgått vassdrag for vassdrag for å se om det var spesielle forhold som tilsa at de burde tas ut av lista. I Forsåvassdraget var fangstene sterkt dominert av smålaks, slik at det var de største av smålaksene som i høyere grad ble gjenutsatt. Dette kan teoretisk gi seleksjon på vekst, men i alle fall ikke direkte på alder for kjønnsmodning. I Veidneselva var gjenutsettingen totalt på 12 % (på vektbasis), størrelsesforskjellen var relativt liten (26 %) og det var relativt små forskjeller i gjenutsettingsprosent mellom størrelsesgruppene. I Neidenelva ble 13 % av laksen gjenutsatt. Våre vurderinger tilsier imidlertid at forvaltningsmålet var langt fra nådd. Vi antar at fordelene med gjenutsettinger (som bidrar til bedre måloppnåelse) er større enn eventuelle ulemper med

skjev beskatning på grunn av gjenutsetting. I Nærøydalselva var den generelle gjenutsettingen svært høy (88 % på vektbasis) og forskjellene i gjenutsetting mellom størrelsesgruppene relativt små. I Skølvvassdraget var innslaget av rømt laks blant avlivet laks høyt, og det var gjenutsettingsplikt for villaks over 3 kg. Vi antar at trusselen fra rømt oppdrettslaks langt overstiger effekten av en eventuell skjevhet i beskatning på grunn av gjenutsetting. For de gjenværende 17 vassdragene, som utgjør 8 % av de vurderte vassdragene, ga vi i vedleggsrapporten (Anon. 2015d) en beskrivelse av skjevheten i beskatningen og rådet:

Laksefisket i dette vassdraget bør reguleres slik at andelen laks som gjenutsettes blir jevnere mellom de ulike størrelsesgruppene.

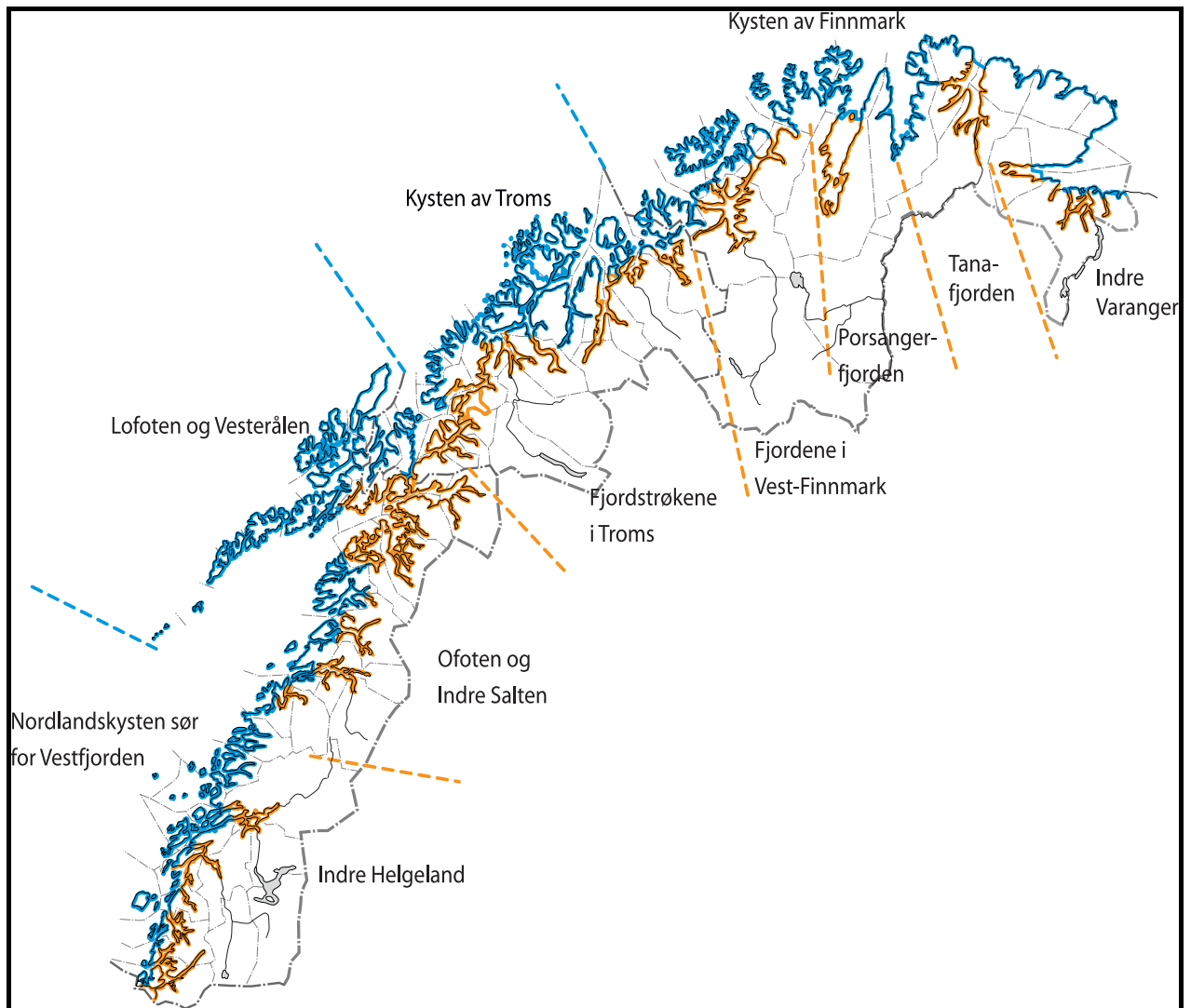
5.6 Råd på fjord- og kystnivå

Nedenfor beskriver vi inndelingen av Norge i kystregioner, fjordregioner og fjorder samt at vi beskriver prosedyrene for rådgiving på fjord- og kystnivå. Vitenskapsrådet ga tidligere i år råd om beskatning og beskrivelse av fangst og beskatning (i elv og sjø) for disse områdene basert på vurdering av måloppnåelse for perioden 2010 til 2013 (Anon 2015a). Det er denne rådgivingen som er primærgrunnlaget for prosessen med nye fiskereguleringer. Vurderingene oppdateres nå ved å inkludere de bestandsvise vurderingene for 2014 slik at vurderingsperioden blir fra 2011 til 2014. Vi presenterer imidlertid ikke disse vurderingene og rådene område for område, men trekker fram de tilfellene der rådene endret seg når 2014 vurderingene ble inkludert.

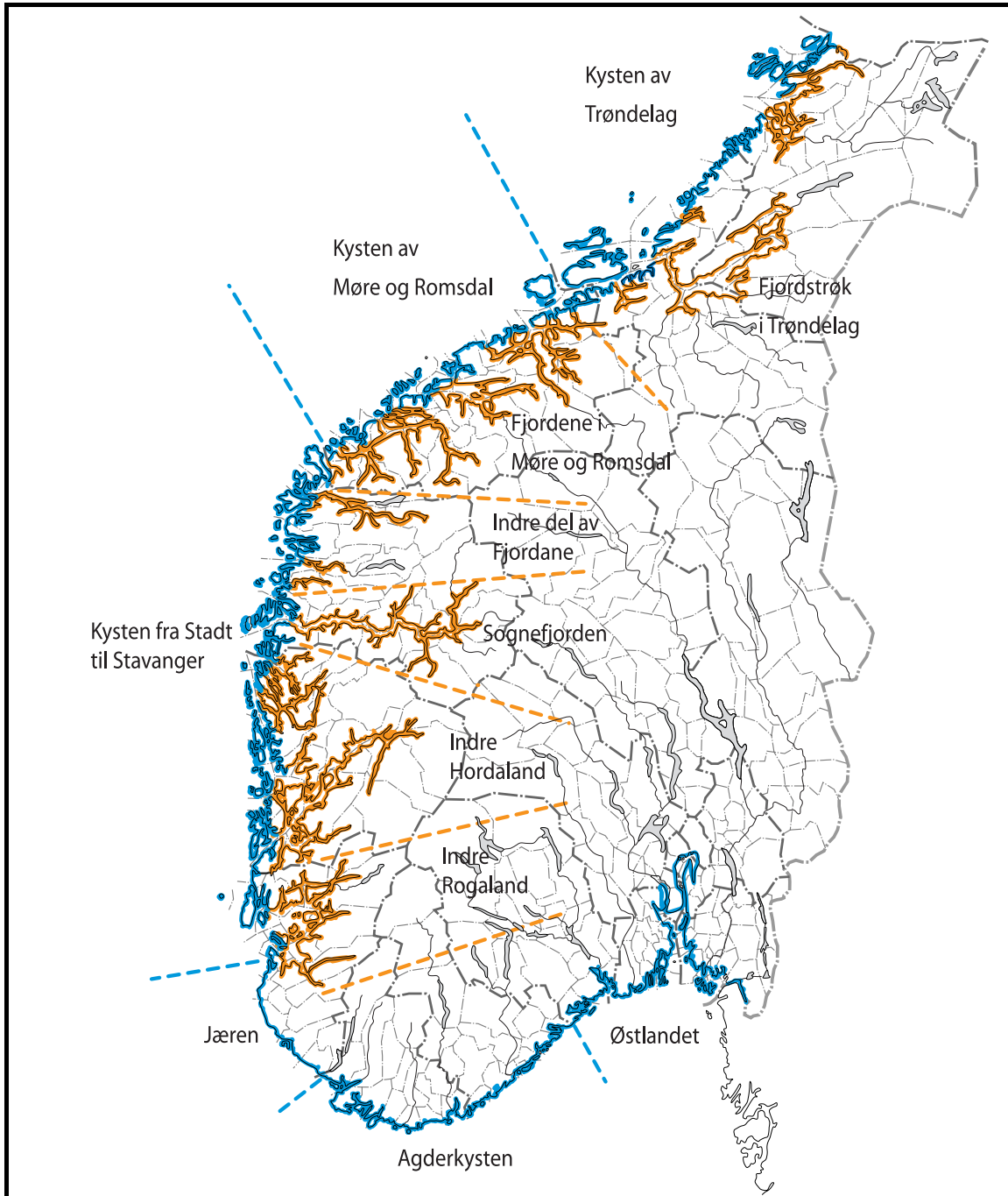
5.6.1 Geografisk inndeling av fjorder og regioner

Norge har blitt delt inn i 23 kyst og fjordregioner (Hansen mfl. 2007) som danner utgangspunkt for inndeling av vitenskapsrådets råd om beskatning på fjord- og kystnivå (Anon. 2010). Regionene er klassifisert som å tilhøre indre strøk (fjorder og fjordstrøk) eller ytre strøk (kyst og store åpne fjordsystem) etter en vurdering av om laksefangsten primært består av lokalt hjemhørende laks eller laks fra større deler av landet (**figur 5.3** og **5.4**). Vi omtaler disse som henholdsvis fjordregioner og kystregioner.

I flere tilfeller inneholder en fjordregion flere atskilte fjordsystemer. For å kunne vurdere beskatningsnivå på bestander som beskattes av et felles sjøfiske i en fjord, ble fjordregionene i vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009a) skjønnsmessig delt inn i flere fjordsystemer som har felles åpning til kysten. Dette gjelder region Indre Hordaland som ble delt i tre fjordsystemer (Hardangerfjord, fjordsystemet rundt og utenfor Osterøy og Austfjorden), region Indre del av Fjordane som ble delt i tre (Dalsfjorden, Førdefjorden og Nordfjord), region Fjordene i Møre og Romsdal som ble delt i tre (Sunnmørsfjordene, Romsdalsfjorden og Nordmørsfjordene), region Fjordstrøk i Trøndelag som ble delt i seks (Hemnfjorden, Trondheimsfjorden, Åfjord, Namsfjorden, Foldafjorden og Sørsalten), region Indre Helgeland som ble delt i fem (Bindalsfjorden, Vellfjorden, Vefsnfjorden, Ranafjorden og Sjøna), region Ofoten og Indre Salten som ble delt i fire (Beiarfjorden, Skjerstadfjorden, Sørfolda og Vestfjorden/Ofotsfjorden), region Fjordstrøkene i Troms som ble delt i fem (Astafjorden/Salangen, Malangen/Målselv, Balsfjord, Lyngen/Reisafjorden og Kvænangen), og region Indre Varangerfjord som ble delt i tre fjordsystem (Karlebotn, Køfjord/Bøkfjord og Jarfjorden).



Figur 5.3. Regioninndeling for sjøfiske etter sjøvandrende laksefiske i Nord-Norge i henhold til forslag utarbeidet av Hansen mfl. (2007). Regionene er klassifisert som å tilhøre indre strøk (fjorder og fjordstrøk, røde linjer) eller ytre strøk (kyst og store åpne fjordsystem, blå linjer).



Figur 5.4. Regioninndeling for sjøfiske etter sjøvandrende laksefiske i Sør-Norge i henhold til forslag utarbeidet av Hansen mfl. (2007). Regionene er klassifisert som å tilhøre indre strøk (fjorder og fjordstrøk, røde linjer) eller ytre strøk (kyst og store åpne fjordsystem, blå linjer).

5.6.2 Råd på fjordnivå

På samme måte som for rådgivingen for beskatning av bestander på vassdragsnivå, bruker vi fem standardiserte råd ("fjordreåd") for det samlede beskatningsnivået for alle bestandene i en fjord. Disse rådene baseres på det samme kriteriesettet som for de vassdragsvise vurderingene, men er tilpasset en situasjon med flere bestander innen hver fjord:

Fjordreåd 0: Bestandene i denne fjorden tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig uveid sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i vassdragene rundt fjorden i de siste fire år er høyere enn 75 %,
- gjennomsnittlig uveid prosentvis oppnåelse i de siste fire år er 140 % eller høyere, og
- alle bestandene har et høstbart overskudd.

Fjordreåd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Kriterium:

- Gjennomsnittlig veid (med gytebestandsmål) sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i de siste fire år i vassdragene rundt fjorden er 75 % eller høyere.

Fjordreåd 2: Det er fare for at forvaltningsmålene for flere av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig veid (med gytebestandsmål) sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i de siste fire år i vassdragene rundt fjorden er mellom 40 og 75 %, og
- gjennomsnittlig veid prosentvis måloppnåelse i de siste fire år er større enn 75 %.

Fjordreåd 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålene for mange av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres betydelig.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig veid (med gytebestandsmål) sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i de siste fire år i vassdragene rundt fjorden er lavere enn 40 %, og
- det har i hovedsak vært et høstbart overskudd i bestandene i de siste fire år (høstbart overskudd i 75 % av bestandsårene, hvor én bestand i ett år er et bestandsår).

Fjordreåd 4: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak langt fra nådd, det har vært svært lave eller ikke høstbare overskudd i mange av bestandene og bestandene bør ikke beskattes.

Kriterium:

- Det har i hovedsak ikke vært et høstbart overskudd i bestandene i de siste fire år (høstbart overskudd i færre enn 75 % av bestandsårene, hvor én bestand i ett år er et bestandsår).

Det siste kriteriet i fjordreåd 0 (alle bestandene har et høstbart overskudd) legges inn fordi det ikke bør åpnes for økt beskatning i et fiske som beskatter fisk fra bestander som i utgangspunktet ikke tåler beskatning. Vi har benyttet uveide sannsynligheter og prosentvise oppnåelser i dette rådet for å unngå å åpne for høyere beskatning der flere små bestander har dårlig måloppnåelse. I et uveid gjennomsnitt teller små bestander like mye som store.

Vurderingene er hierarkisk organisert, slik at dersom ikke alle kriterier er oppfylt der flere enn ett kriterium er gitt, blir en mer restriktiv vurdering benyttet. Rådgevingen nedgraderes på samme måte som for de elvevise rådene der det er stor fare for at innsiget blir redusert på grunn av redusert rekruttering eller på grunn av lakselus.

For at en bestand skal ha et høstbart overskudd må innsiget av hunner fra bestanden utgjøre minst 110 % av gytebestandsmålet. Antall år som har et høstbart overskudd innenfor dette kriteriet ble oppsummert for alle bestander i hver fjord.

I noen tilfeller blir det ikke gitt standardiserte råd. Dette er tilfeller der bestandene som har blitt vurdert på ordinær måte utgjør en liten andel av det samlede gytebestandsmålet i fjordsystemet, der det er særlig hensynskrevende bestander, der det ikke er åpnet for fiske i fjorden, der det bare er én bestand i fjorden eller der andre bestandsforhold påvirker vurderingen av måloppnåelse.

5.6.3 Råd på kystnivå

De samme prinsippene som for rådgeving på vassdrags- og fjordnivå benyttes også som grunnlag for standardiserte råd for kystregionene ("kystråd"). Gjennomsnittlig oppnåelse av gytebestandsmål, forvaltningsmålene og høstbart overskudd i bestandene i de fjordregionene som inngår i fisket samt i bestandene i den aktuelle kystregionen (vassdrag som munnar ut i kystregionen) ble brukt som utgangspunkt. Deretter ble gjennomsnittet av disse beregnet, veid med hvor stor andel av fisket som beskattes bestander i de enkelte regionene (se **tabell 2.2**). Rådene og kriteriene var som følger:

Kystråd 0: Bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig uveid sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i bestandene i regionene som inngår i fisket de siste fire år er høyere enn 75 %,
- gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse er 140 % eller høyere, og
- alle bestandene har et høstbart overskudd.

Kystråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen er i hovedsak nådd og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Kriterium:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i bestandene i regionene som inngår i fisket i de siste fire år er over 75 %, veid med fiskets bidrag i de ulike fjordregionene.

Kystråd 2: Det fare for at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i bestandene i regionene som inngår i fisket i de siste fire år er mellom 40 og 75 %, veid med fiskets bidrag i de ulike fjordregionene, og
- gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse er større enn 75 %.

Kystråd 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres betydelig.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålene i bestandene i regionene som inngår i fisket i de siste fire år er lavere enn 40 %, veid med fiskets bidrag i de ulike fjordregionene, og
- det har i hovedsak vært et høstbart overskudd i de siste fire år (høstbart overskudd i 75 % av bestandsårene, hvor én bestand i ett år er et bestandsår)

Kystråd 4: Forvaltningsmålene for bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen er i hovedsak langt fra nådd, det har vært lave eller ikke høstbare overskudd i mange av bestandene og bestandene bør ikke beskattes.

Kriterium:

- Det har i hovedsak ikke vært et høstbart overskudd i bestandene i de siste fire år (høstbart overskudd i færre enn 75 % av bestandsårene, hvor en bestand i ett år er et bestandsår)

6 BESKATNINGSRÅD

6.1 Bestandsvise råd

De bestandsvise rådene er gitt i tabellform (**tabell 6.1**). Rådene er basert på vurdering av gytebestandsmåloppnåelse i perioden 2011-2014. Kun vassdrag der beskatningsrådene ble endret i forhold til forrige vurdering, som var basert på gytebestandsmåloppnåelse i perioden 2010-2013 (Anon. 2015a), er inkludert i tabellen. De bestandsvise rådene er angitt med et nummer i tabellen, som refererer til følgende formuleringer:

Råd 0: Denne bestanden tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

Råd 1: Forvaltningsmålet er nådd for denne bestanden og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Råd 2: Det er fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd for denne bestanden og beskatningen bør reduseres moderat for å sikre oppnåelse av gytebestandsmålet.

Råd 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd for denne bestanden og beskatningen bør reduseres betydelig for å sikre oppnåelse av gytebestandsmålet.

Råd 4: Forvaltningsmålet er langt fra oppnådd for denne bestanden, det har vært et svært lite eller ikke noe høstbart overskudd og bestanden bør ikke beskattes.

Råd 5 A: Ikke åpnet for fiske, men sannsynligvis et høstbart overskudd om innsiget blir som i de senere år.

Råd 5 B: Ikke åpnet for fiske og ikke et høstbart overskudd.

Kriteriene for de enkelte rådene er gitt i kapittel 5. For nærmere opplysninger og grunnlag for rådgivingen henviser vi til vedleggsrapporten (Anon. 2015d).

Tabell 6.1. Råd om beskatning i laksebestander hvor rådet (Råd 2011-14) har endret seg fra forrige rådgiving (Råd 2010-13, Anon. 2015a). Bestandene er oppgitt med vassdragsnummer, navn på vassdraget (forkortet) og hvilken sjøregion det tilhører (forkortet navn). Beskatningsrådene er angitt med et nummer i tabellen, som refererer til formuleringer gitt i kapittel 6.1. I noen tilfeller er rådene nedskrevet på grunn av fare for redusert innsig på grunn av redusert sjøoverlevelse eller redusert smoltproduksjon. Fare for redusert sjøoverlevelse på grunn av høyt smittepress fra lakselus er vurdert bare for bestander i regioner som dekkes av risikovurderingen av norsk fiskeoppdrett (Svåsand mfl. 2015) og er angitt med Ja der beskatningsrådet er nedskrevet på grunn av høy fare for redusert sjøoverlevelse eller Nei der smittepresset er vurdert til å være lavere. Moderat fare for redusert sjøoverlevelse gir ikke nedskrivning, men er bemerket i kolonnen «Merknader». Grunnlaget for å vurdere fare for redusert smoltproduksjon er gitt som gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålet (GBM) for de årene da smolten ble rekruttert (kolonne «Oppnåelse GBM rekrutteringsår»). I kolonne «Redusert smoltproduksjon» angis det om rådet er nedskrevet på grunn av høy fare for redusert smoltproduksjon (Ja) eller ikke (Nei). Moderat fare for redusert smoltproduksjon gir ikke nedskrivning, men er bemerket i kolonnen «Merknader». I noen tilfeller er kriteriene for nedskrivning oppfylt, men råd 4 var allerede gitt på grunn av dårlig måloppnåelse. Videre er det angitt om det er G. salaris i vassdraget. Det er også angitt om vassdraget har vært stengt for fiske. Der behandling mot G. salaris har vært gjennomført, men vassdraget ikke er friskmeldt, er det bemerket at bestanden er under gjenoppbygging. Gytebestandsmålet (kg hunner, GBM) og antall kilo hunner (laveste til høyeste i perioden) som manglet for full oppnåelse er også gitt. Tabellen avsluttes med bestandsstatus klassifisert etter både oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd (se Anon. 2014) og eventuelle merknader.

Vassdragsnr.	Vassdrag (kortnavn)	Sjøregion (kortnavn)	Råd 2010-2013	Råd 2011-2014	Redusert sjøoverlevelse	Oppnåelse GBM rekrutteringsår	Redusert smoltproduksjon	G. salaris	Stengt	GBM	Kg hunner mangler (min-maks)	GBM & Høstbart overskudd	Merknader
002.Z	Glomma	Østlandet	1	0		100	Nei			960	0-0	2	
008.Z	Sandvik	Østlandet	3	0		78	Nei			331	0-0	1	Nye beskatningrater på grunn av tellinger
015.Z	Numedal	Østlandet	2	1		96	Nei			12296	0-913	3	
016.Z	Skien	Østlandet	1	0		99	Nei			1496	0-46	3	
019.Z	Nidelva	Agderkysten	2	1		79	Nei			1574	0-650	5	
020.Z	Tovdal	Agderkysten	3	2		88	Nei			3721	143-964	5	
022.Z	Mandal	Agderkysten	1	0		95	Nei			5155	0-744	2	
022.1Z	Søgne	Agderkysten	1	2			Nei			559		5	
023.Z	Audna	Agderkysten	1	0		99	Nei			1210	0-21	1	
025.Z	Kvina	Agderkysten	2	1		94	Nei			1875	0-314	4	
027.7Z	Fuglestad	Jæren	1	0		100	Nei			387	0-0	1	
028.21Z	S. Varhaug	Jæren	2			79	Nei			73			Ikke grunnlag for å gi råd
038.Z	Vikedal	Indre Rogaland	1	0	Nei	100	Nei			736	0-0	2	
038.3Z	Rødneelva	Indre Rogaland	1	0	Nei	100	Nei			123	0-0	1	
041.Z	Etna	Hardanger	0	-	Nei	100	Nei			1025		2	Stengt, overskudd i 2014
045.4Z	Rosendal	Hardanger	5b	5a	Nei		Nei	1		99		4	
060.4Z	Lone	Osterfjord	1	0		100	Nei			153	0-0	2	
079.Z	Daleelva	Sognefjorden	1	0	Nei	87	Nei			271	0-0	2	Moderat fare for redusert innsig pga. lakslus
082.5Z	Dals	Dalsfjorden	0	1		100	Nei			142	0-100	1	
083.2Z	Kvam	Dalsfjorden					Nei	1		172			Åpnet for laksefiske, men ikke fisket. Høstbart overskudd i 2013 og 2014
084.Z	Jølstra	Førdefjorden					Nei	1		1153		5	Trolig ikke høstbart overskudd i 2014. Må være svært forsiktig med beskatning
085.Z	Osenelva	Kysten Stad Stavanger	1	0		100	Nei			1019	0-0	3	
088.Z	Stryn	Nordfjord	1	2		99	Nei			1079	0-508	4	
093.2Z	Oselva	Sunnmørsfjordene	3			71	Nei			173	5-132		Ikke grunnlag for å gi råd
095.Z	Ørsta	Sunnmørsfjordene	1	0		99	Nei			1353	0-7	2	

Vassdragsnr.	Vassdrag (kortnavn)	Sjøregion (kortnavn)	Råd 2010-2013	Råd 2011-2014	Redusert sjøoverlevelse	Oppnåelse GBM rekrutteringsår	Redusert smoltproduksjon	G. salaris	Stengt	GBM	Kg hunner mangler (min-maks)	GBM & Høstbart overskudd	Merknader
096.1Z	Hareid	Sunnmørsfjordene	4	3		78	Nei			388	16-248	5	
097.72Z	Aureelva	Sunnmørsfjordene	0	1		98	Nei			323	0-10	1	
104.2Z	Visa	Romsdalsfjorden	3	2	Ja	99	Nei			185	0-89	3	
112.Z	Surna	Nordmørsfjordene	1	2		99	Nei			4836	0-1491	3	
123.4Z	Homla	Trondheimsfjorden		5b	Nei		Nei			250		5	
126.6Z	Levanger	Trondheimsfjorden		4	Nei		Nei			516		5	
132.Z	Skauga	Trondheimsfjorden	4	3	Nei	84	Nei			1179	133-794	5	
135.Zb	Norddalselva	Åfjord	4	3		63	Nei			834	100-434	5	Moderat fare for redusert smoltproduksjon
137.2Z	Steinsdal	Kysten Trøndelag	3	2		86	Nei			1207	0-286	5	
138.5Z	Aursunda	Namsfjorden	2	1	Nei	96	Nei			327	0-28	1	Høye lusenivåer på Vikna som kan være i utvandningsruta til noe av smolten
138.Z	Årgård	Namsfjorden	4	3	Nei	81	Nei			3518	466-999	4	Høye lusenivåer på Vikna som kan være i utvandningsruta til noe av smolten
138.Z	Ferga Østerelva		4	3	Nei	29	Ja, men råd 4			2511		5	Høye lusenivåer på Vikna som kan være i utvandningsruta til noe av smolten
140.Z	Salvassdraget	Namsfjorden	4	3	Nei	67	Nei			797	0-406	5	Høye lusenivåer på Vikna som kan være i utvandningsruta til noe av smolten. Moderat fare for redusert smoltproduksjon
142.3Z	Kongsmo	Foldafjorden	4		Nei	41	Ja, men råd 4			613			Høye lusenivåer på Vikna som kan være i utvandningsruta til noe av smolten. Ikke grunnlag for å gi råd
144.7Z	StorelvTosb	Bindalsfjorden		5b			Nei		1	46		5	
156.Z	Rana	Ranafjorden	0			100	Nei	1		1222		5	Ny påvisning av G. salaris
159.21Z	Gjerval	Nordlandskysten	1			100	Nei			75			Ikke gitt råd på grunn av usikkerhet rundt beskatning
160.41Z	Spilder	Nordlandskysten	0	1		95	Nei			235	0-4	2	
160.43Z	Reipåga	Nordlandskysten	2	1		84	Nei			111	0-29	2	
163.Z	Saltdal	Skjerstadfjorden	1	2		100	Nei			2385	0-478	4	
164.3Z	LakselvValn	Skjerstadfjorden		5b			Nei		1	298			
165.7Z	Fjære	Nordlandskysten	2				Nei			75			Ikke grunnlag for å gi råd
168.6Z	Hop	Nordlandskysten	3	4		54	Nei			150	1-95	5	Moderat fare for redusert smoltproduksjon
172.Z	Forså	Vestfjorden Ofot	2	1		83	Nei			324	0-157	3	
173.3Z	Råna	Vestfjorden Ofot	5b	5a			Nei		1	91		5	
175.4Z	Tårstad	Vestfjorden Ofot	3	4		63	Nei			312	26-195	5	Moderat fare for redusert smoltproduksjon
178.6Z	Gårdselva	Lofoten Vesterålen	2	1		98	Nei			292	0-11	1	
178.63Z	Forfjord	Lofoten Vesterålen	4	5b			Nei			117		5	
186.2Z	Roksdal	Lofoten Vesterålen	0	2		90	Nei			1087	0-328	4	
186.22Z	Åseelva	Lofoten Vesterålen	4			47	Ja			156		5	Ikke grunnlag for å gi råd
189.3Z	Renså	Astafjorden Salangen	3	1		84	Nei			199	0-54	5	
194.5Z	Tennelv	Astafjorden Salangen	4	3		54	Nei			257	19-177		Moderat fare for redusert smoltproduksjon

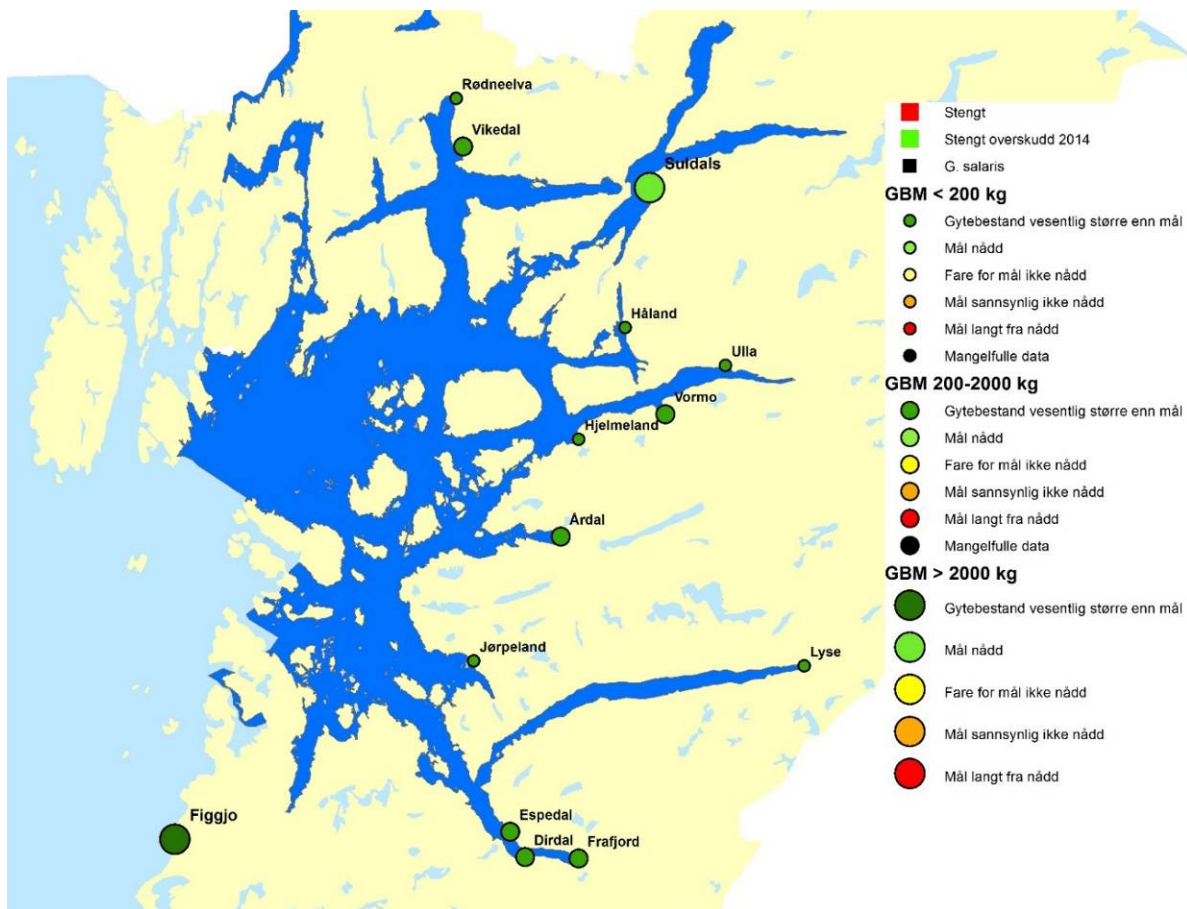
Vassdragsnr.	Vassdrag (kortnavn)	Sjøregion (kortnavn)	Råd 2010-2013	Råd 2011-2014	Redusert sjøoverlevelse	Oppnåelse GBM rekrutteringsår	Redusert smoltproduksjon	G. salaris	Stengt	GBM	Kg hunner mangler (min-maks)	GBM & Høstbart overskudd	Merknader
194.6Z	Ånder	Astafjorden Salangen	4	3		39	Ja, men råd 4			378	18-357	5	
194.Z	Laukhelle	Astafjorden Salangen	3	2		52	Nei			1055	11-390	5	Moderat fare for reduert smoltproduksjon
202.11Z	Skipsfjord	Kysten Troms	2	1		77	Nei			179	1-34	4	
208.Z	Reisa	Lyngen Reisa	1	2		100	Nei			3652	3-955	3	
218.Z	Russelva	Altafjorden	4	2	Nei	30	Ja			241	0-164	5	
231.7Z	Sandfjord	Kysten Finnmark	1	0		87	Nei			426	0-30	2	
234.Z	Tana	Tanafjorden	4	3		68	Nei			57838	12513-27086	5	Moderat fare for reduert Smoltproduksjon Moderat fare for reduert smoltproduksjon
234.Z	Karasjohka		4	3		55	Nei			7290			Moderat fare for reduert smoltproduksjon
234.Z	Iesjohka		4	3		47	Ja			6072			Stor fare for reduert smoltproduksjon
234.Z	Laksjohka		4	3		50	Ja			1165			Stor fare for reduert smoltproduksjon
234.Z	Maskejohka		4	3		73	Nei			1521			
234.Z	Valljohka		4	1		87	Nei			779			
236.Z	Kongsfjord	Kysten Finnmark	1	0		93	Nei			1102	0-46	2	
237.Z	Syltefjord	Kysten Finnmark	2	1		91	Nei			1356	0-195	1	
243.Z	Klokker	Køfjord Bøkfjord	4			45				143	4-101		Ikke grunnlag for å gi råd
244.4Z	Munk	Køfjord Bøkfjord	3	2		71	Nei			199	2-57	4	
247.3Z	Karp	Køfjord Bøkfjord	3			51	Nei			207	1-193		Moderat fare for reduert smoltproduksjon. Ikke grunnlag for å gi råd.
247.Z	G Jakob	Kysten Finnmark	4	3		82	Nei			621	60-261	5	

6.2 Fjordråd

Nedenfor presenteres kart med bestandsvise råd, bestandsvurderinger og råd om beskatning på fjordregioner eller fjordnivå. Presentasjonen er organisert etter 13 fjordregioner, men med unntak av fjordregioner som betraktes som ett fjordsystem gis rådene for hver av fjordene innen regionene. For hjelpetabeller med årlige beregninger i perioden 2010-2013 henvises det til Anon (2015). Disse tabellene er av kapasitetshensyn ikke oppdatert med 2014 data. Dersom rådene er endret fra rådene som ble gitt i Anon (2015), er dette markert.

6.2.1 Fjordregion Indre Rogaland

Denne fjordregionen behandles som ett stort fjordsystem



NB: Fjordsystemene i nord (Ålfjorden og Bjoafjorden) er behandlet under Indre Hordaland fordi vi ikke legger vekt på fylkesgrenser.

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 97 %

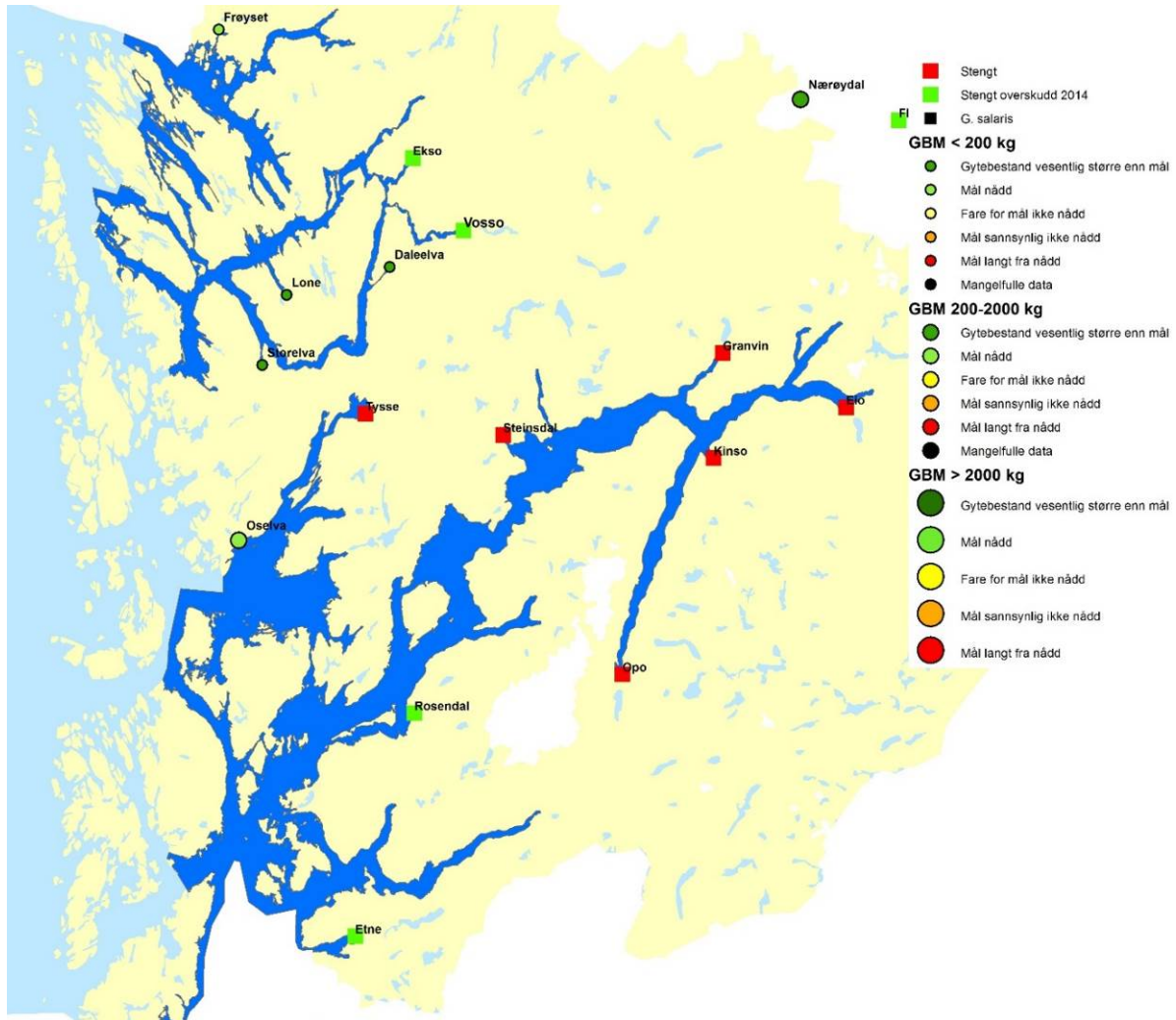
Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 100 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 469 %

Fjordråd 0: Bestandene som beskattes i fisket i denne fjordregionen tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

6.2.2 Fjordregion Indre Hordaland

Fjorder: Hardangerfjord, fjordsystemet rundt og utenfor Osterøy og Austfjorden.



NB: Fjordsystemer i sør (Ålfjorden og Bjoafjorden) er i sin helhet behandlet her (Indre Hordaland) fordi vi ikke legger vekt på fylkesgrenser.

Hardangerfjord

Det har ikke vært åpnet for ordinært laksefiske i fjorden eller i de fleste elvene som munner ut i denne fjorden. Vi gir derfor ikke standardråd.

Fjordreåd: Det er ikke dokumentert at det er høstbare overskudd i mange av bestandene i denne fjorden og det bør ikke åpnes for fiske i sjøen.

Fjordsystemet rundt og utenfor Osterøy (dekker hele fjordsystemet rundt og utenfor Osterøy fra Bergen i sør til og med Lurefjorden, og inkluderer Byfjorden, Herdlefjorden og Radfjorden.

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 100 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 100 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 604 %

Ut fra kriteriene skulle dette fjordsystemet ha fjordråd 0. Imidlertid pågår en redningsaksjon for Vossolaksen og innsiget til fjorden er dominert av storstilte fiskeutsettinger. Det har ikke vært åpnet for ordinært laksefiske i fjorden på mange år. I Modalselva som mistet sin opprinnelige laksebestand på grunn av forsuring er det startet arbeid for å kalke vassdraget og reetablere en bestand.

Fjordråd: Av hensyn til den kritisk truede laksebestanden i Vossovasdraget som utgjør 74% av det samlede gytebestandsmålet i fjorden bør det ikke åpnes for ordinært laksefiske i denne fjorden.

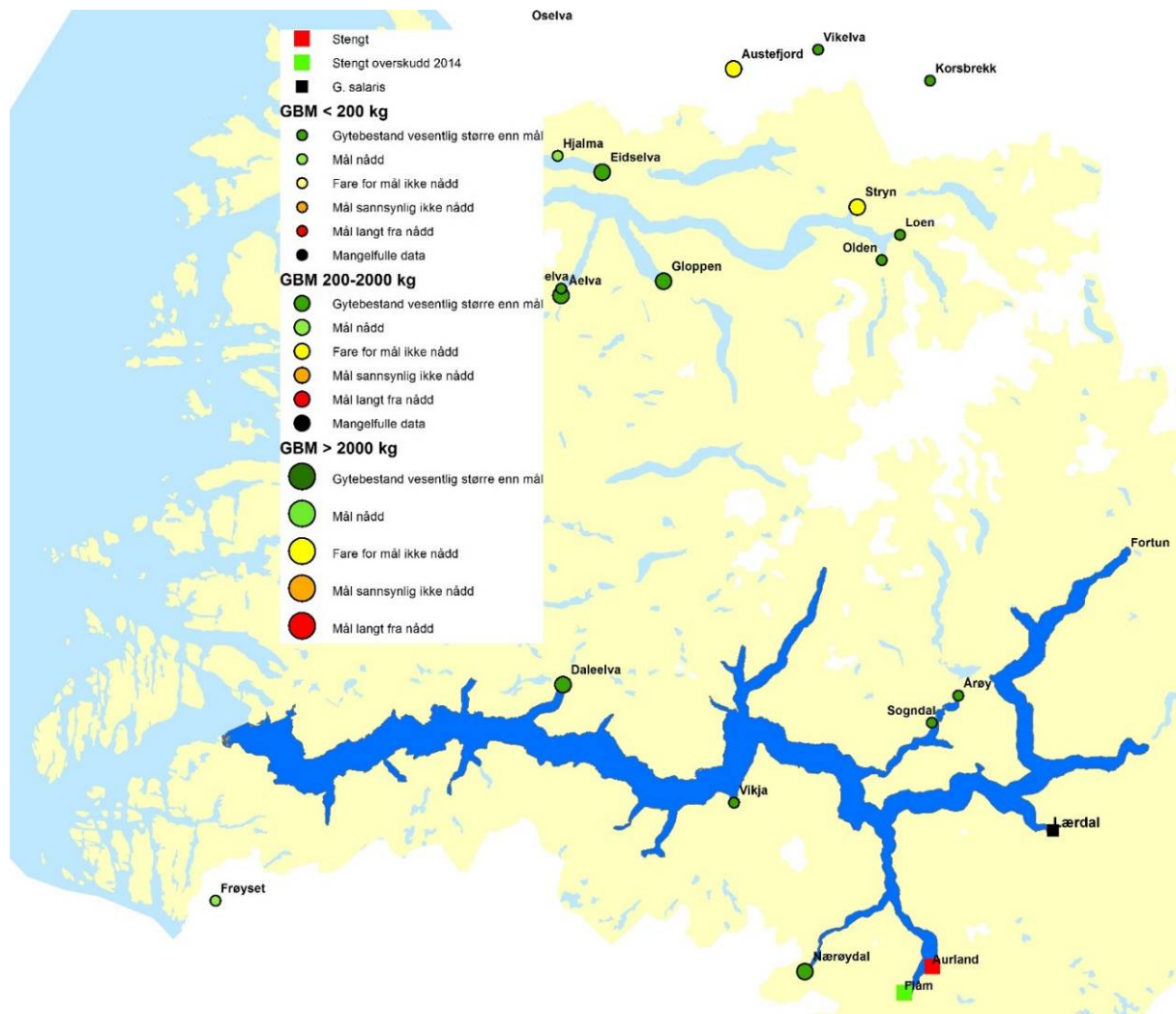
Austfjorden

Det er bare en av fire bestander med gytebestandsmål som er vurdert i denne fjorden, og gytebestandsmålet i denne bestanden utgjør bare 16 % av samlet gytebestandsmål. Dette tilsier at det ikke kan gis standardråd. Det har ikke vært åpnet for ordinært laksefiske i fjorden på mange år.

Fjordråd: Fordi det ikke er dokumentert høstbare overskudd i tre av fire bestander bør det ikke åpnes for fiske i fjorden.

6.2.3 Fjordregion Sognefjorden

Består bare av Sognefjorden.



Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 100 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 100 %

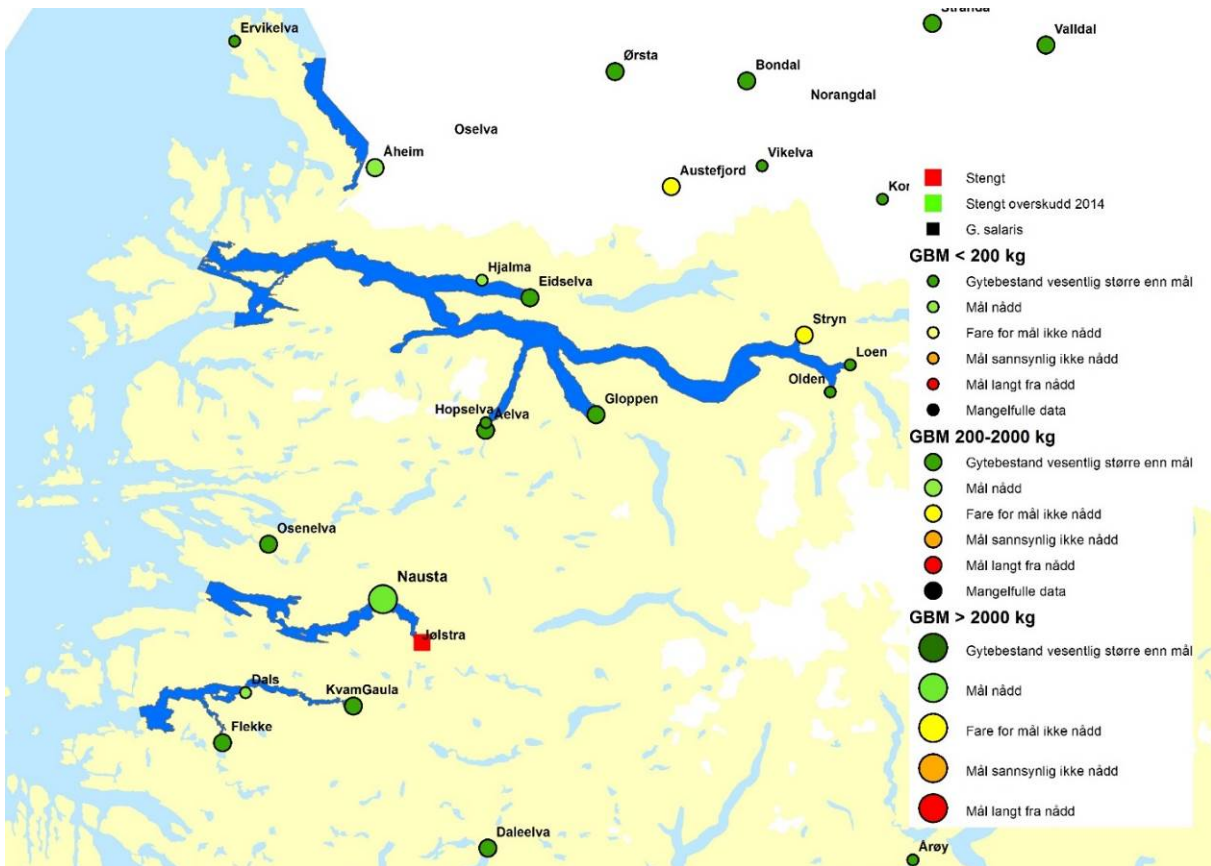
Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 560 %

Det er bare 5 av 11 bestander med gytebestandsmål som er vurdert og gytebestandsmålene i disse utgjør 15 % av samlet gytebestandsmål. Vi gir derfor ikke standardråd. Det er et vassdrag som ikke er åpnet for laksefiske (Aurlandselva) og hvor det ikke har vært et høstbart overskudd, og en bestand (Lærdalselva) som er under gjenoppbygging etter behandling mot *G. salaris*. Det har ikke vært åpnet for ordinært laksefiske i fjorden på flere år.

Fjordreåd: Av hensyn til gjenoppbyggingen i Lærdalselva og manglende høstbart overskudd i Aurlandselva bør det ikke åpnes for laksefiske i denne fjorden.

6.2.4 Fjordregion Indre del av Fjordane

Fjorder: Dalsfjorden, Førdefjorden og Nordfjord.



NB: Fjordsystemet i nord (Vanylvsfjorden) er behandlet under Fjordene i Møre og Romsdal fordi vi ikke legger vekt på fylkesgrenser.

Dalsfjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 98 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 98 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 450 %

Fjordråd 0: Bestandene i denne fjorden tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

Førdefjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 85 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 99 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 202 %

Det har ikke vært åpnet for ordinært laksefiske i Førdefjorden siden 2010, og i en av de to vurderte bestandene (Jølstra) ble det ikke åpnet for laksefiske før i 2013 (men har vært fisket etter sjørret). Det var ikke høstbare overskudd i de to bestandene i 2010, det var overskudd i årene 2011-2013, men i 2014 var det igjen ikke høstbart overskudd i Jølstra.

Fjordråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Nordfjord

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 85 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 94 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 283 %

Fjordråd 0: Bestandene i denne fjorden tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

6.2.5 Fjordregion Fjordene i Møre og Romsdal

Fjorder: Sunnmørsfjordene, Romsdalsfjorden og Nordmørsfjordene.



NB: Fjorden i sør (Vanylvsfjorden) er i helhet behandlet her (Fjordene i Møre og Romsdal) fordi vi ikke legger vekt på fylkesgrenser.

Sunnmørsfjordene (fra Vanylvsfjorden [inklusive del i Sogn og Fjordane] i sør til Grytafjorden i nord)

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 80 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 91 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 256 %

Fjordreåd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Romsdalsfjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 65 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 93 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 166 %

Fjordreåd 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålene for mange av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres betydelig. Rådet er nedskrevet fra råd 2 på grunn av høy fare for redusert innsig på grunn av lakselus.

Nordmørsfjordene

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 46 %

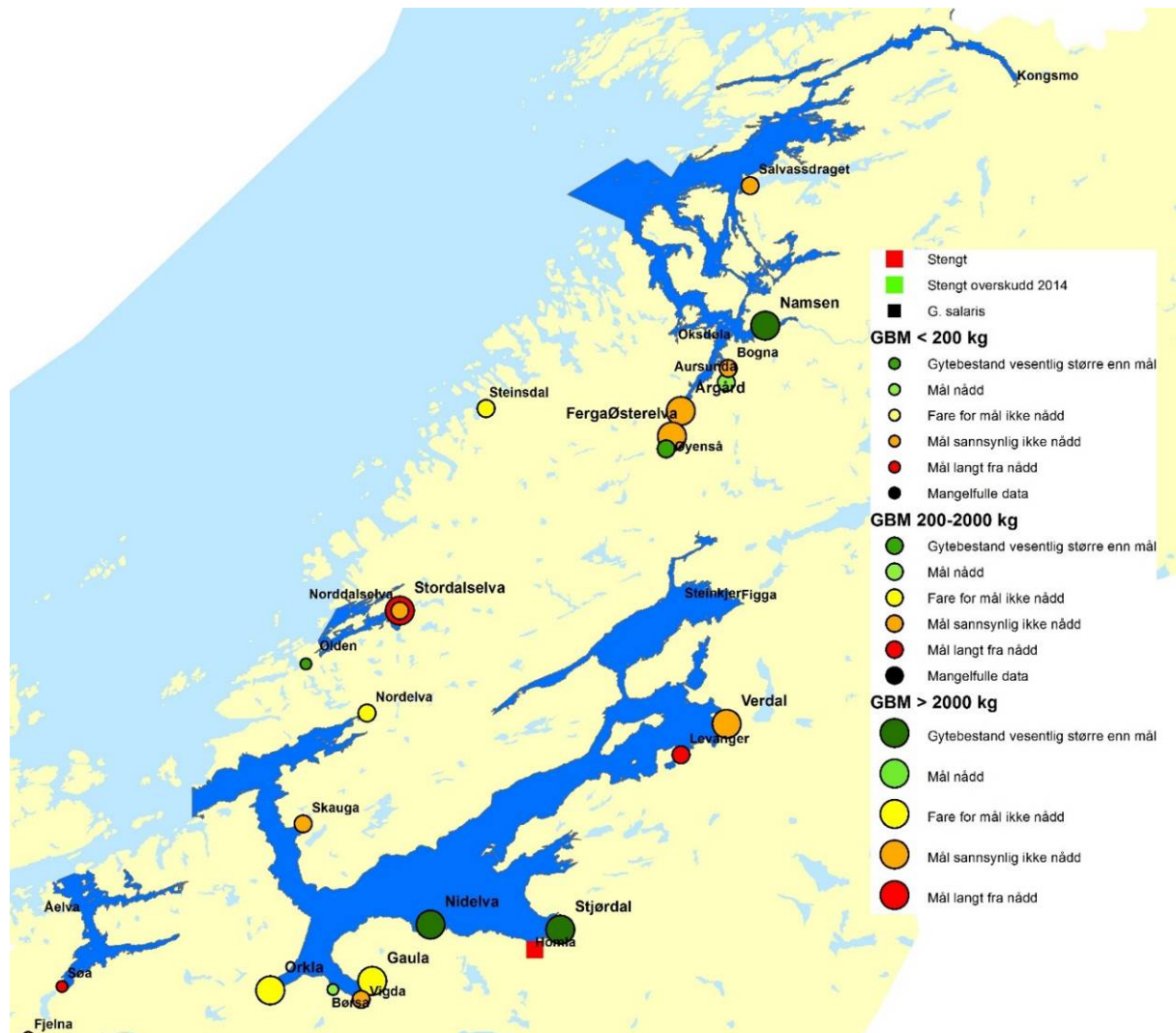
Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 81 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 73 %

Fjordreåd 2: Det er fare for at forvaltningsmålene for flere av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

6.2.6 Fjordregion Fjordstrøk i Trøndelag

Fjorder: Hemnfjorden, Trondheimsfjorden, Åfjord, Namsfjorden, Foldafjorden og Sørsalten.



Hemnfjorden (Hemnfjorden, Snillfjorden og Åstfjorden)

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 11 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 53 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 64 %

Det er bare en av ni bestander med gytebestandsmål som er vurdert og gytebestandsmålet i denne utgjør 30 % av samlet gytebestandsmål. Det er usikkert om det fiskes etter laks i fjorden. Vi har ikke grunnlag for å gi standardråd.

Fjordreåd: Det har ikke vært et høstbart overskudd i to av de siste fire år i den ene bestanden som vurderes og bestanden bør ikke beskattes.

Trondheimsfjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 61 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 92 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 138 %

Fjordreåd 2: Det er fare for at forvaltningsmålene for flere av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat. Det er to bestander under gjenoppbygging etter behandling mot *G. salaris*.

Åfjord

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 3 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 49 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 57 %

Fjordreåd 4: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak langt fra nådd, det har vært svært lave eller ikke høstbare overskudd i mange av bestandene og bestandene bør ikke beskattes.

Namsfjorden (alle fjordsystemene som sokner til Namsfjorden, nord til og med Salsnes og Salvassdraget)

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 80 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 96 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 112 %

Fjordreåd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Foldafjorden (fra Kongsmoen til Salsnes)

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 2 %

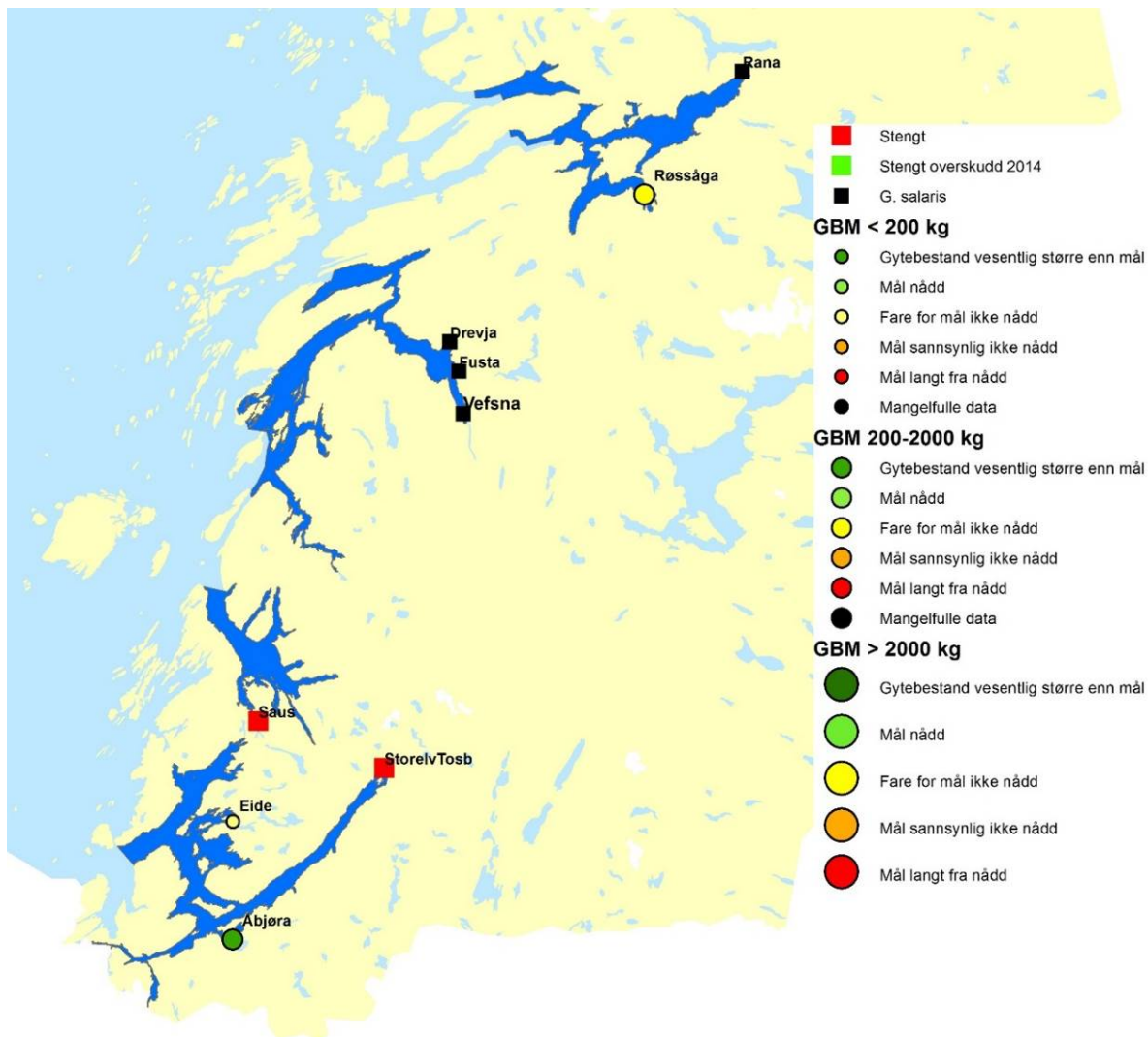
Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 49 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 49 %

Fjordreåd 4: Forvaltningsmålet for den vurderte bestanden i denne fjorden er langt fra nådd, det har ikke vært et høstbart overskudd og bestanden bør ikke beskattes. Det er imidlertid usikkerhet knyttet til fangststatistikken i det eneste (delvis) vurderte vassdraget i fjordområdet (Kongsmoelva inklusive Nordfolda).

6.2.7 Fjordregion Indre Helgeland

Fjorder: Bindalsfjorden, Vellfjorden, Vefsnfjorden, Ranafjorden og Sjøna.



Bindalsfjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 84 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 97 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 143 %

Fjordreåd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen. Det har ikke vært åpnet for laksefiske i fjorden på flere år.

Vellfjorden

Det er bare en bestand (i Sausvassdraget i denne fjorden) som er med i vurderingene i denne fjorden, og det har ikke vært åpnet for laksefiske hverken i fjorden eller i vassdraget på flere år. På relativt dårlig grunnlag ble det konkludert at det ikke var et høstbart overskudd i 2010.

Fjordråd: Uten dokumentasjon av høstbart overskudd bør bestanden i Sausvassdraget ikke beskattes.

Vefsnfjorden (fra Visten i sør til og med Leirfjorden i nord)

Det er ingen vurderte bestander i denne fjorden. Fem av vassdragene er stengt for laksefiske. Mange av bestandene er under gjenoppbygging etter behandling mot *G. salaris*. Det fiskes nesten ikke etter laks i fjorden.

Fjordråd: Av hensyn til bestander under gjenoppbygging bør bestandene ikke beskattes.

Ranafjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 41 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 78 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 95 %

Fjordråd 2: Det er fare for at forvaltningsmålene for flere av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat. **Rådet er endret fra fjordråd 1 i Anon (2015).**

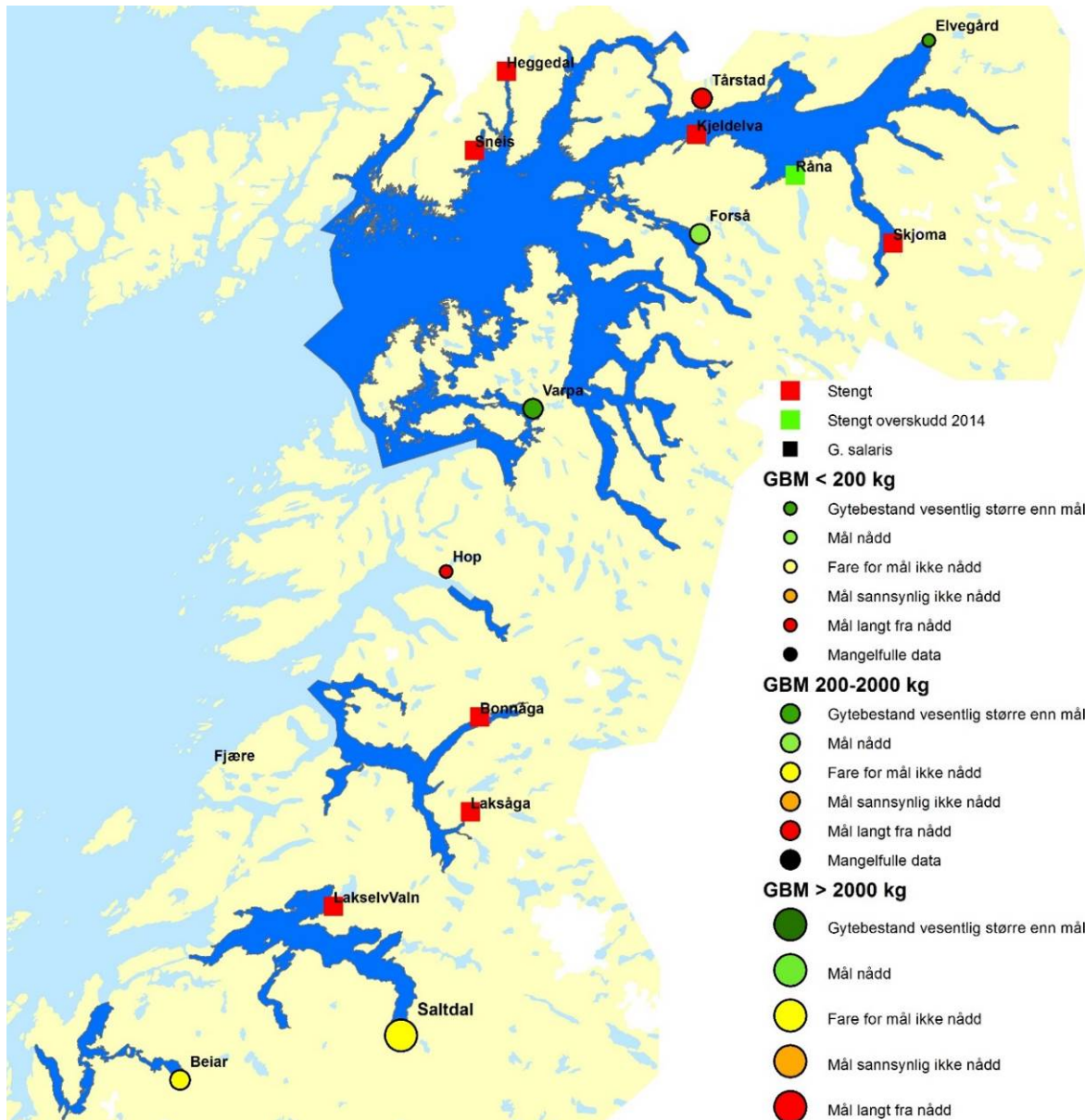
Det ble på nytt påvist *G. salaris* i Ranavassdraget i 2014, flere år etter friskmelding og beskatningen bør tilpasses behandlingsstrategien. Det er ikke rapportert fangster i fjorden etter 2010.

Sjona

Det er bare én bestand i denne fjorden og vi har ikke vurdert oppnåelse i denne.

6.2.8 Fjordregion Ofoten og Indre Salten

Fjorder: Beiarfjorden, Skjerstadjorden, Sørfolda og Vestfjorden/Ofotfjorden.



Beiarfjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 28 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 84 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 89 %

Det er bare en laksebestand med gytebestandsmål i denne fjorden. Vi har ikke vektlagt den lave sannsynligheten for måloppnåelse siden denne delvis skyldes lav usikkerhet i beskatningsestimaterne pga. gytefisktellinger i Beiarvassdraget.

Fjordreåd 2: Det er fare for at forvaltningsmålet for bestanden i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

Skjerstadvjorden

Gjennomsnittlig sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 62 %

Gjennomsnittlig måloppnåelse siste fire år: 91 %

Gjennomsnittlig uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 121 %

Det er bare en bestand (Saltdalselva) der oppnåelse av gytebestandsmål er vurdert. Situasjonen for Saldalselva har blitt dårligere siden forrige vurdering. Det er i tillegg en bestand (Lakselva i Valnesfjord) som delvis har vært vurdert og hvor oppnåelsen har vært dårlig. Det har ikke vært åpnet for laksefiske i Lakselva i Valnesfjord og i sjøen i Skjerstadvjorden i de senere år.

Fjorderåd 2: Det er fare for at forvaltningsmålene for flere av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat. **Rådet er endret fra fjorderåd 1 i Anon (2015).** Det har trolig ikke vært et høstbart overskudd i den andre bestanden som delvis har vært vurdert.

Sørfolda

Gjennomsnittlig sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: - %

Gjennomsnittlig måloppnåelse siste fire år: - %

Gjennomsnittlig uttrunkert måloppnåelse siste fire år: - %

Vi vurderer ikke lenger Kobbely, og derfor er det ikke vurderinger for noen av vassdragene i fjorden. Vi har derfor ikke grunnlag for å gi råd om beskatning i denne fjorden. **I Anon (2015) ble fjorderåd 2 gitt.** Fisket i sjøen er imidlertid svært lite.

Vestfjorden/Ofotfjorden

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 63 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 87 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 175 %

Oppnåelse av gytebestandsmål har vært vurdert i 4 av 20 bestander og gytebestandsmålene i disse utgjør 36 % av samlet gytebestandsmål for alle bestandene i fjordsystemet. Fra en til fire av bestandene har vært dokumentert å ikke ha høstbare overskudd i vurderingsperioden. Blant de ikke vurderte bestandene er det ikke åpnet for laksefiske i 11 vassdrag. Vi gir ikke standardråd for denne fjorden.

Fjorderåd: Det er fare for at forvaltningsmålene for flere av de vurderte bestandene i denne fjorden ikke er nådd, det er flere bestander som ikke har hatt høstbare overskudd og i over halvparten av vassdragene har det ikke vært åpnet for laksefiske. Det bør ikke åpnes for laksefiske i sjøen i dette fjordsystemet.

6.2.9 Fjordregion Fjordstrøkene i Troms

Fjorder: Astafjorden/Salangen, Malangen/Målselv, Balsfjord, Lyngen/Reisafjorden og Kvænangen.



Astafjorden/Salangen (fra fylkesgrensa i Kjellsundet i sør til, men ikke inkludert, Lysebotn i nord)

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 45 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 82 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 76 %

Fjordreåd 4: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjordregionen er i hovedsak langt fra nådd, det har vært svært lave eller ikke høstbare overskudd i mange av bestandene og bestandene bør ikke beskattes. Vi gir dette rådet selv om sannsynligheten skulle tilsi fjordreåd 2 fordi bestanden med klart størst gytebestandsmål i området (Salangsvassdraget) ikke er med i beregningene av sannsynlig og måloppnåelse. I Salangsvassdraget er måloppnåelsen svært dårlig og vassdraget er stengt for ordinært fiske etter villaks.

Malangen/Målselv

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 87 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 99 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 194 % (påvirket av høy, men usikker måloppnåelse i Rossfjordvassdraget)

Gytebestandsmålet i Målselv utgjør 96 % av samlet gytebestandsmål i fjordsystemet og denne bestanden har fått råd 1. Fordi laks fra Målselv vil dominere sterkt i fangstene i sjøen gir vi samme råd på fjordnivå.

Fjordråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

Balsfjord

Gjennomsnittlig sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 55 %

Gjennomsnittlig måloppnåelse siste fire år: 89 %

Gjennomsnittlig uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 108 %

Det er bare en bestand med gytebestandsmål i denne fjorden. Fjordrådet blir det samme som bestandsrådet.

Fjordråd 2: Det er fare for at forvaltningsmålene for bestanden i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat. Det er usikkert om det i hele tatt fanges laks i sjøfiske i fjorden.

Lyngen/Reisafjorden (inkluderer Rotsundet og Maursundet)

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 56 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 90 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 131 %

Fjordråd 2: Det er fare for at forvaltningsmålene for flere av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat. **Rådet er endret fra fjordråd 1 i Anon (2015).** Årsaken til endring i rådet er den negative utviklingen i Reisavassdraget.

Kvænangen

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 41 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 62 %

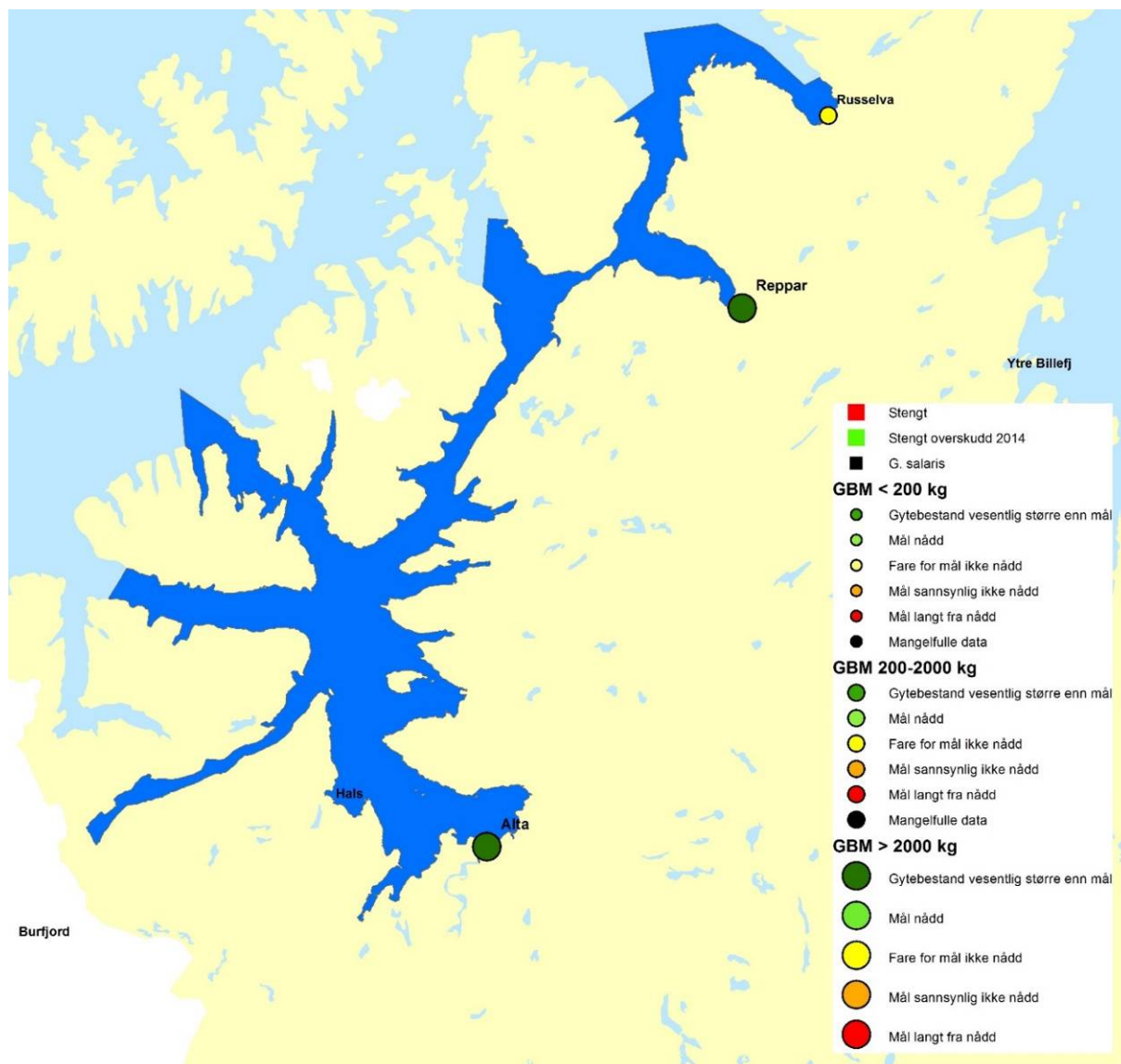
Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 186 %

I en av de to vurderte bestandene (Burfjordelva) er det lav oppnåelse dels på grunn av dårlig fungerende laksetrapp.

Fjordråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen. **Rådet er endret fra fjordråd 3 i Anon (2015).** Årsaken til det endrede rådet er at situasjonen forbedret seg betraktelig i Kvænangselva i 2014.

6.2.10 Fjordregion Fjordene i Vest-Finnmark

Består bare av et fjordsystem knyttet til Altafjorden.



Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 97 %

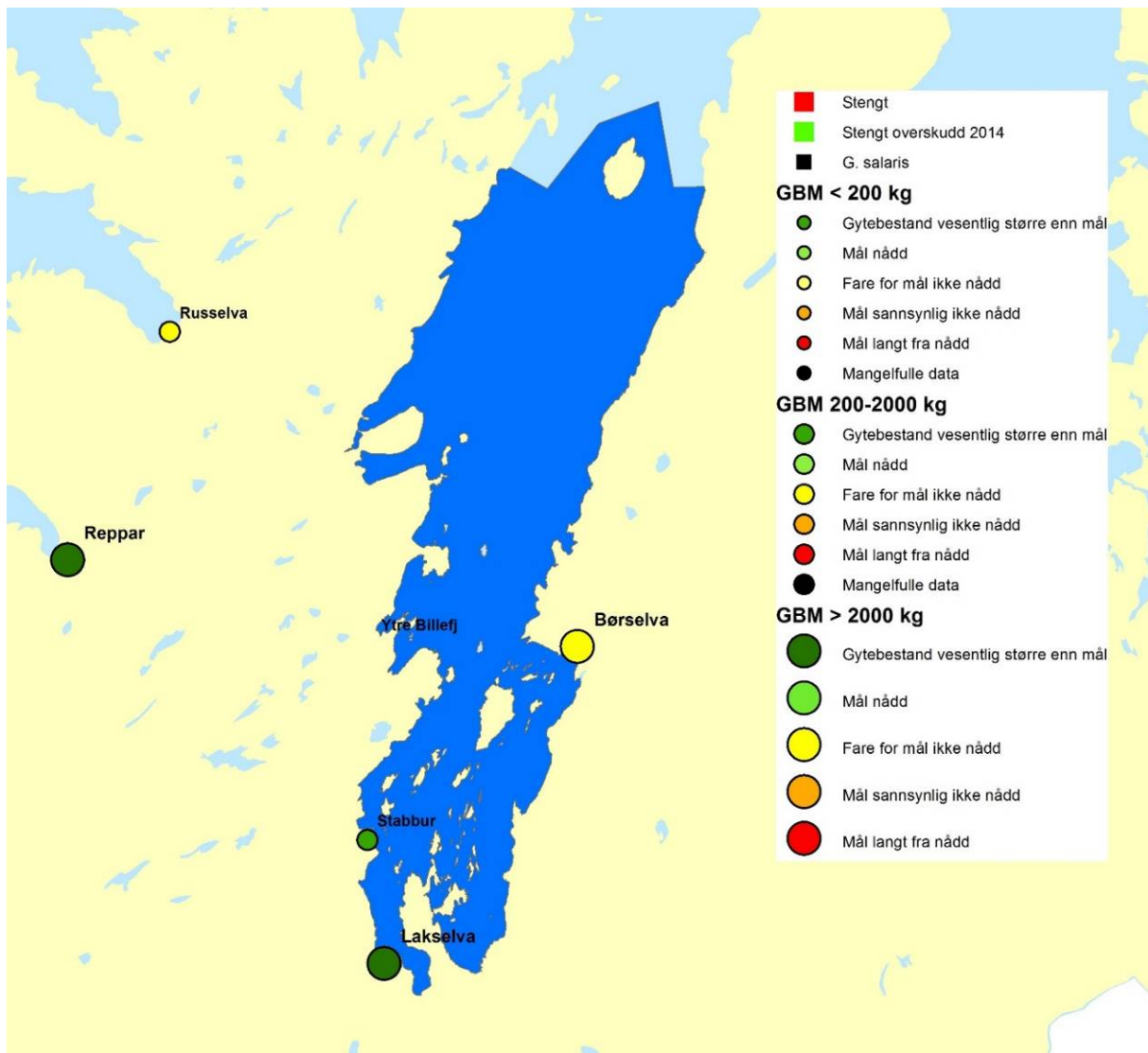
Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 99 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 215 %

Fjordreåd 0: Bestandene i denne fjorden tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år.

6.2.11 Fjordregion Porsangerfjord

Består bare av midtre og indre deler av Porsangerfjord



Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 80 %

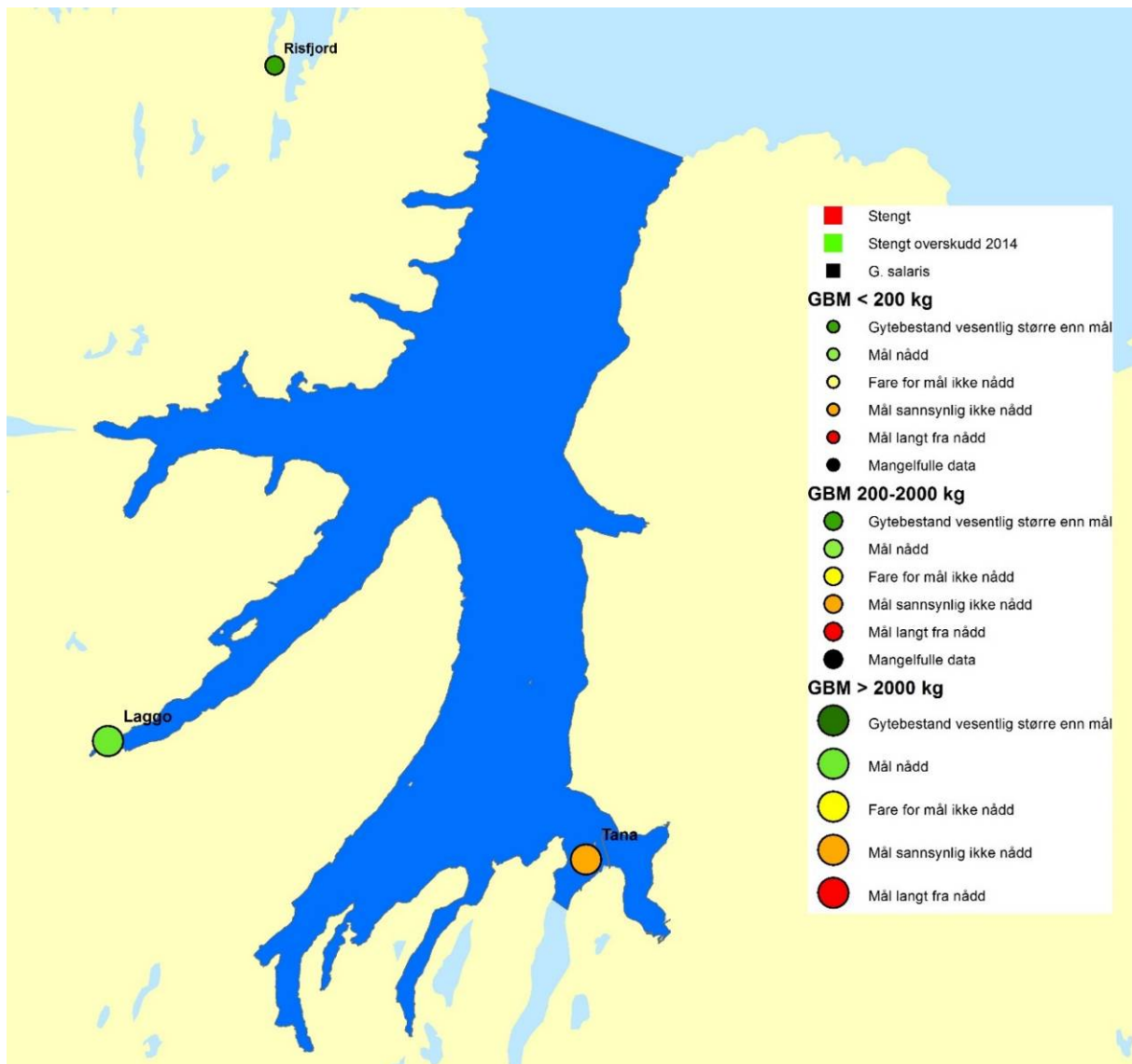
Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 95 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 189 %

Fjordreåd 0: Bestandene i denne fjorden tåler sannsynligvis høyere beskatning dersom innsiget blir som i de senere år. Det er imidlertid fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd i en av bestandene i fjorden, Børselva, som også er nasjonalt laksevassdrag.

6.2.12 Fjordregion Tanafjorden

Består bare av Tanafjorden



Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 5 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 66 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 107 %

Fjordreåd 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålene for mange av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres betydelig.

6.2.13 Fjordregion Indre Varangerfjord

Fjorder: Karlebotn, Køfjord/Bøkfjord og Jarfjorden.



Karlebotn (vestre del av Varangerfjorden tilhørende Nesseby kommune)

Veid sannsynlighet for måloppnåelse siste tre år: 75 %

Veid trunkert måloppnåelse siste tre år: 93 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste tre år: 169 %

Nye opplysninger basert på genetiske studier av laksefangster tilsier at sjøfisket i dette fjordområdet beskatter laks fra en rekke bestander som ikke hører hjemme i fjordområdet (Svenning mfl. 2014). Det er derfor usikkert om det er riktig å betrakte dette området som et fjordområde i reguleringssammenheng. Vår rådgiving her er likevel gjort på bakgrunn av bestandene som munner ut i området.

Fjordreåd 1: Forvaltningsmålene for bestandene i denne fjorden er i hovedsak nådd, og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen. **Rådet er endret fra fjordreåd 2 i Anon (2015).**

Området ble i Anon (2015) trukket ned til fjordreåd 2 fordi vi bare hadde tre års data for å vurdere (fordi Vesterelva og Bergebyelva ikke rapporterte fangster separat i 2010) og 2013 var dårlig. 2014 viste en bedring i begge vassdragene og vi gir samme råd som for vassdragene.

Køfjord/Bøkfjord (Bugøyfjorden og fjordsystemene som munner ut på begge sider av Skogerøya) samt **Jarfjord** (fordi sjøfangster ikke kan fordeles).

Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 34 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 87 %

Gjennomsnittlig (uveid) uttrunkert måloppnåelse siste fire år: 96 %

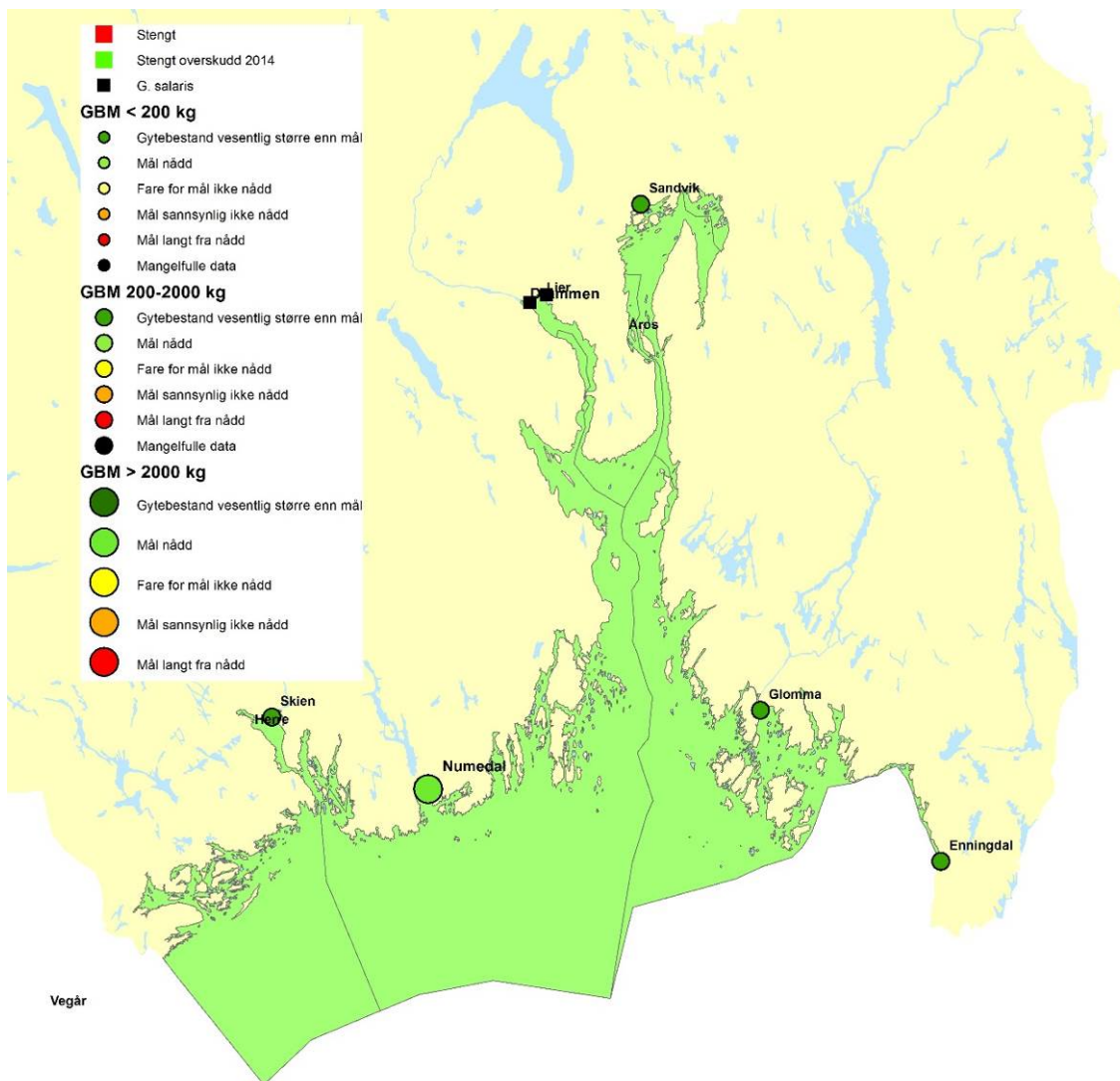
Fjordråd 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålene for mange av bestandene i denne fjorden ikke er nådd og beskatningen bør reduseres betydelig. **Rådet er endret fra fjordråd 2 i Anon (2015).**

Både sannsynlighet og oppnåelse har endret seg lite siden forrige gang (sannsynlighet 33, oppnåelse 82), sist la vi ikke vekt på sannsynligheten fordi vi mente den lave sannsynligheten var en modellmessig artefakt for Neiden. Vi har nå endret modelleringen her slik at dette ikke er et problem lenger og vi legger nå vekt på sannsynligheten.

6.3 Kystråd

Nedenfor presenteres kart med bestandvisse råd for vassdrag som munner ut i kystregionene, hjelpetabeller (for bestandene i regionene), bestandsvurderinger og råd om beskatning for ti kystregioner.

6.3.1 Kystregion Østlandet



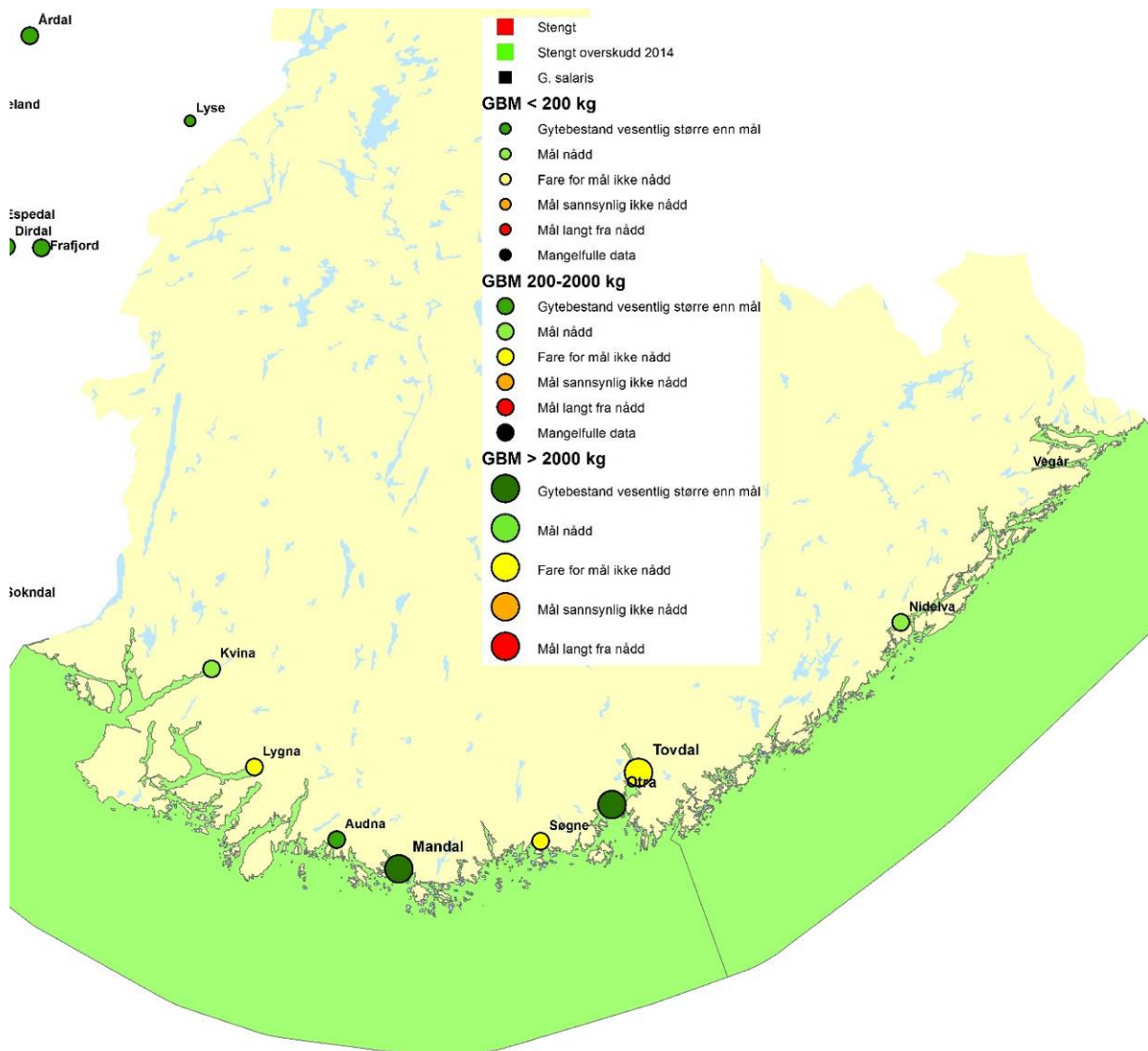
Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 83 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 97 %

Kystråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen er i hovedsak nådd og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen. **Rådet er endret fra kystråd 2 i Anon (2015).**

Bedringer i rådene for Numedalslågen og Sandvikselva har i hovedsak ført til endret råd.

6.3.2 Kystregion Agderkysten

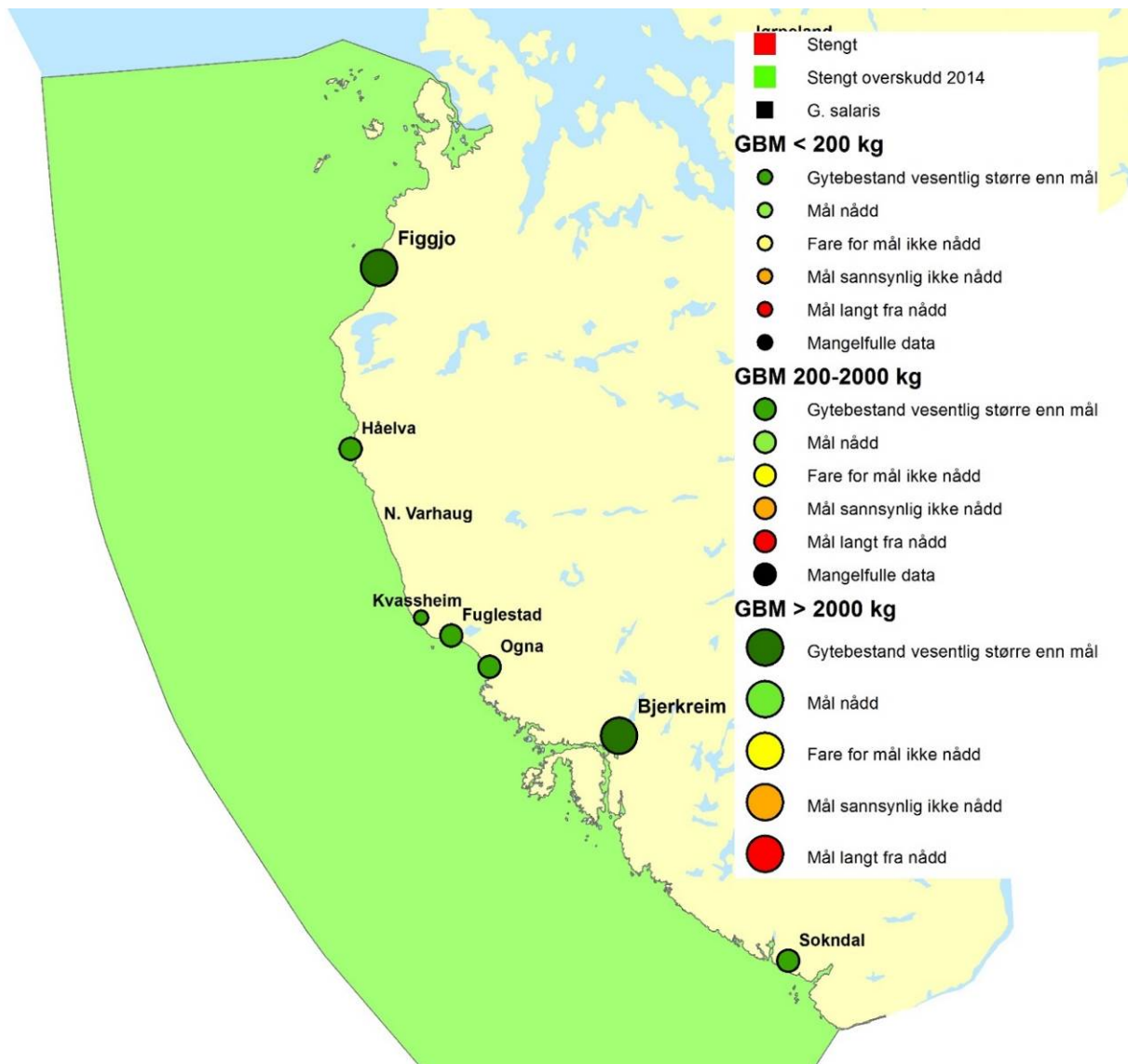


Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 78 %
 Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 96 %

Kystråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene som beskaftes i fisket i denne kystregionen er i hovedsak nådd og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen. **Rådet er endret fra kystråd 2 i Anon (2015).**

Bedringer i rådene for vassdrag på Agderkysten og på Østlandet er hovedgrunnen for endret råd.

6.3.3 Kystregion Jæren

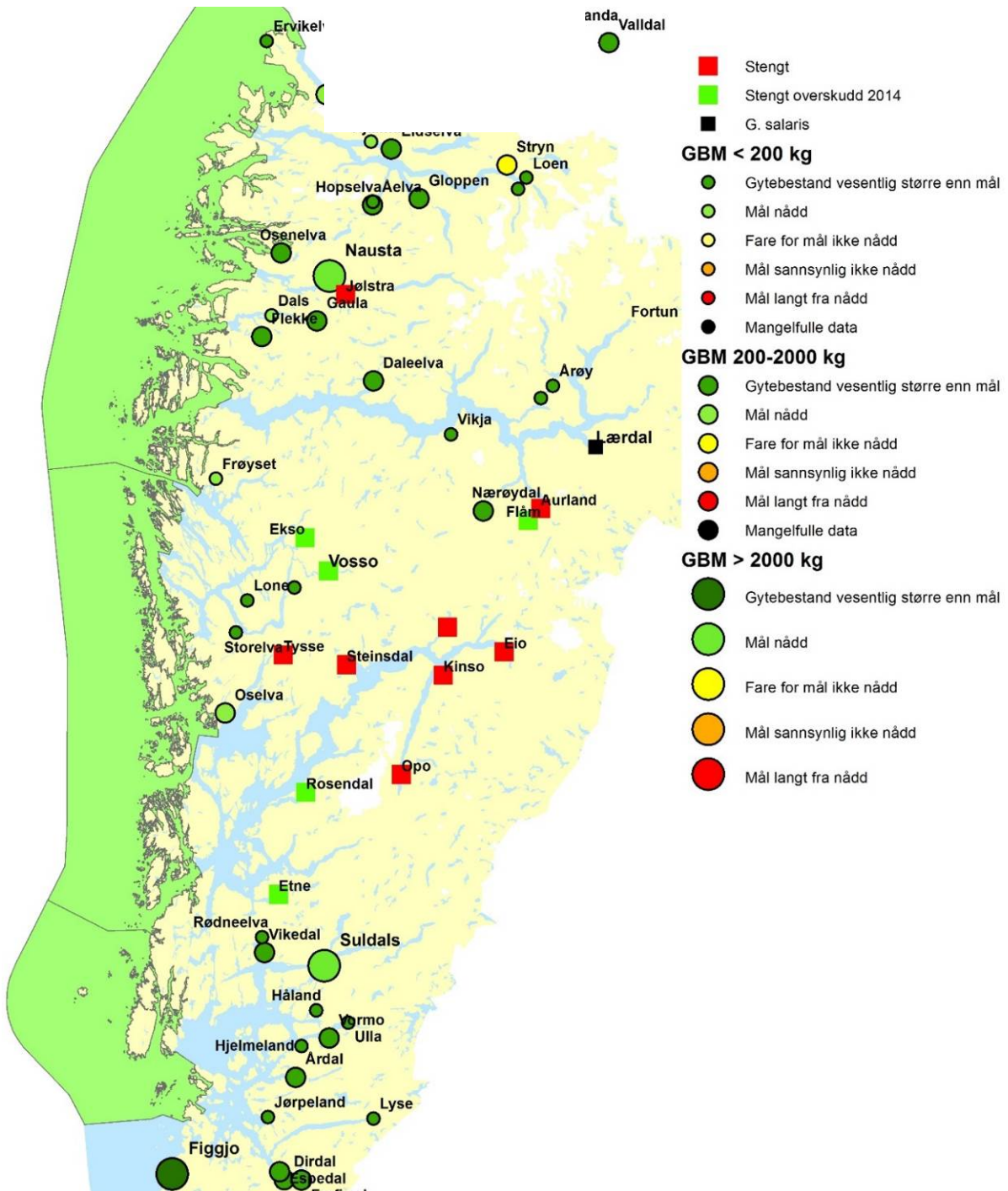


Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 95 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 99 %

Kystråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen er i hovedsak nådd og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

6.3.4 Kystregion Kysten fra Stad til Stavanger

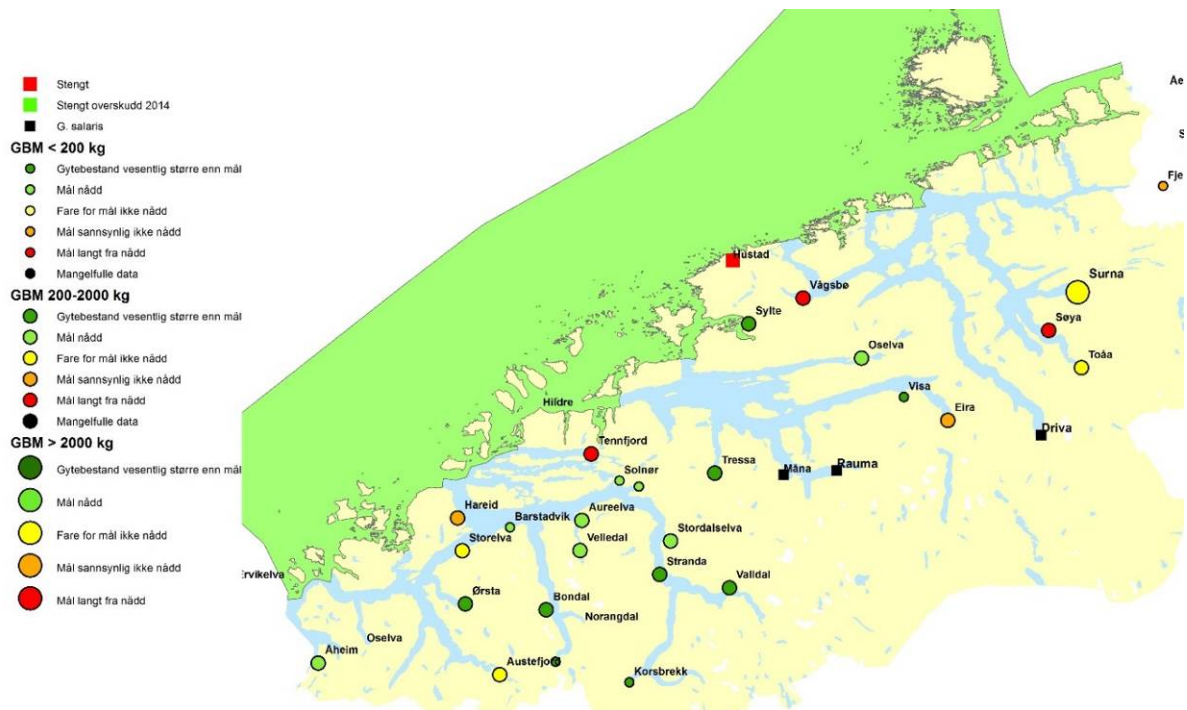


Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 91 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 98 %

Kystråd 1: Forvaltningsmålene for bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen er i hovedsak nådd og det er ikke nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere beskatningen.

6.3.5 Kystregion Kysten av Møre og Romsdal

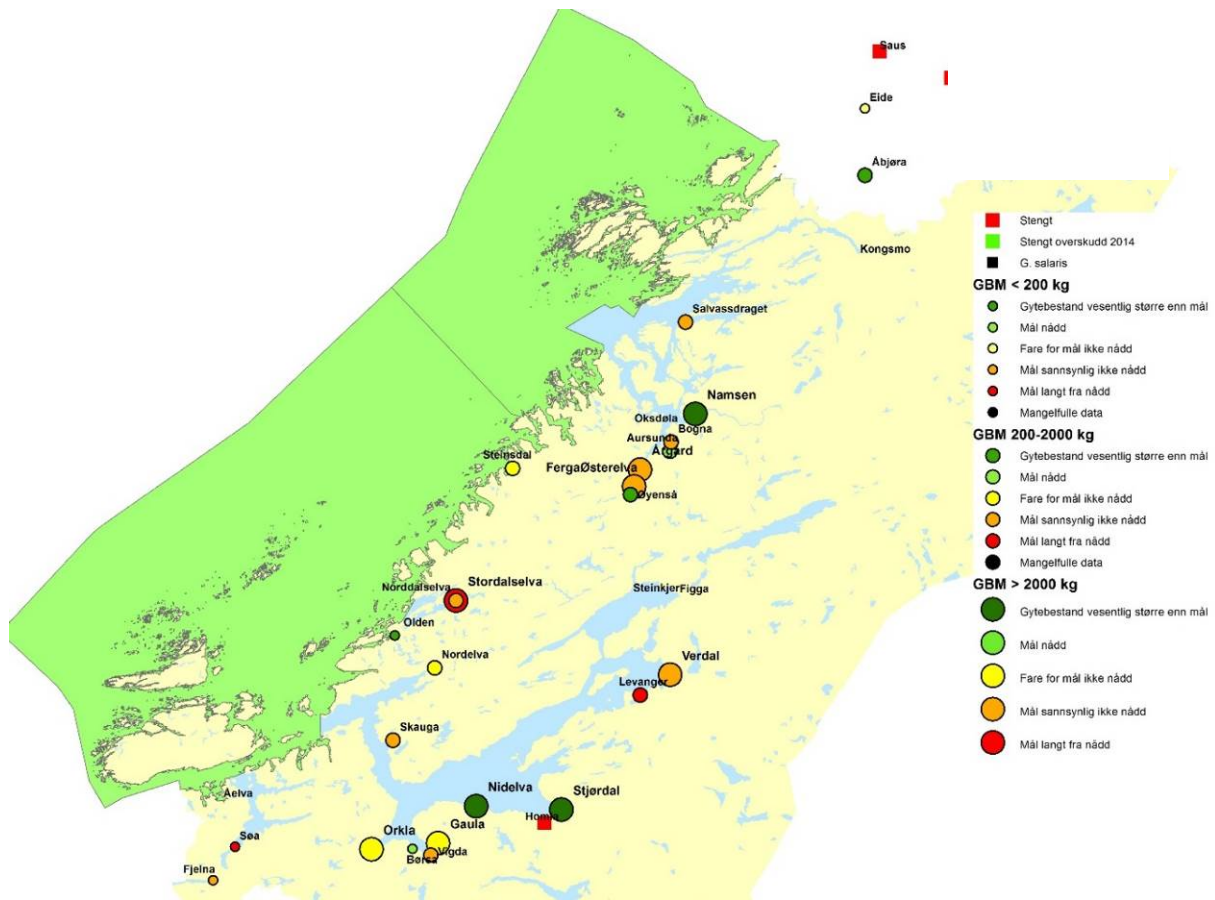


Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 66 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 89 %

Kystråd 2: Det fare for at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

6.3.6 Kystregion Kysten av Trøndelag

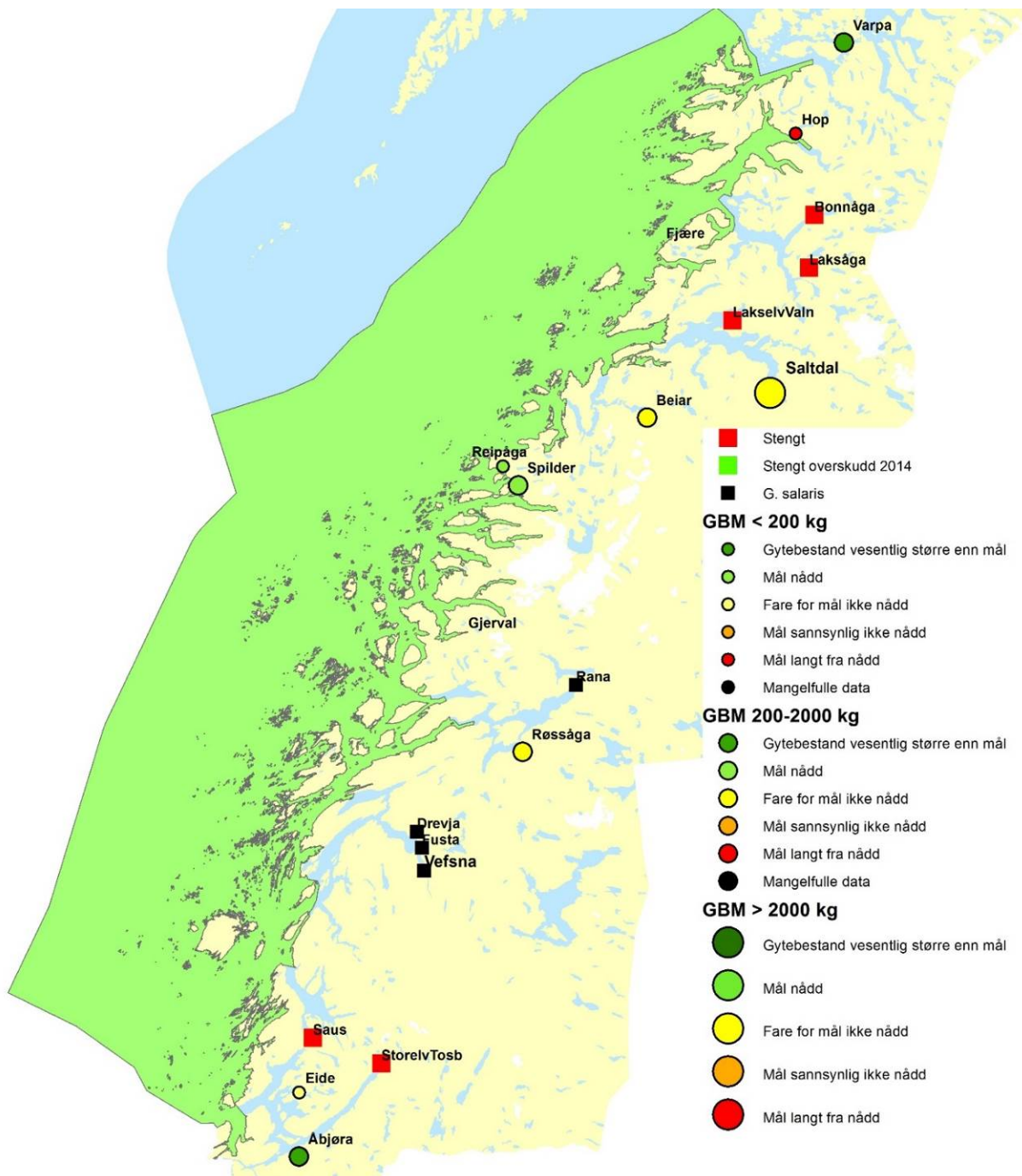


Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 60 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 88 %

Kystråd 2: Det fare for at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

6.3.7 Kystregion Nordlandskysten sør for Vestfjorden

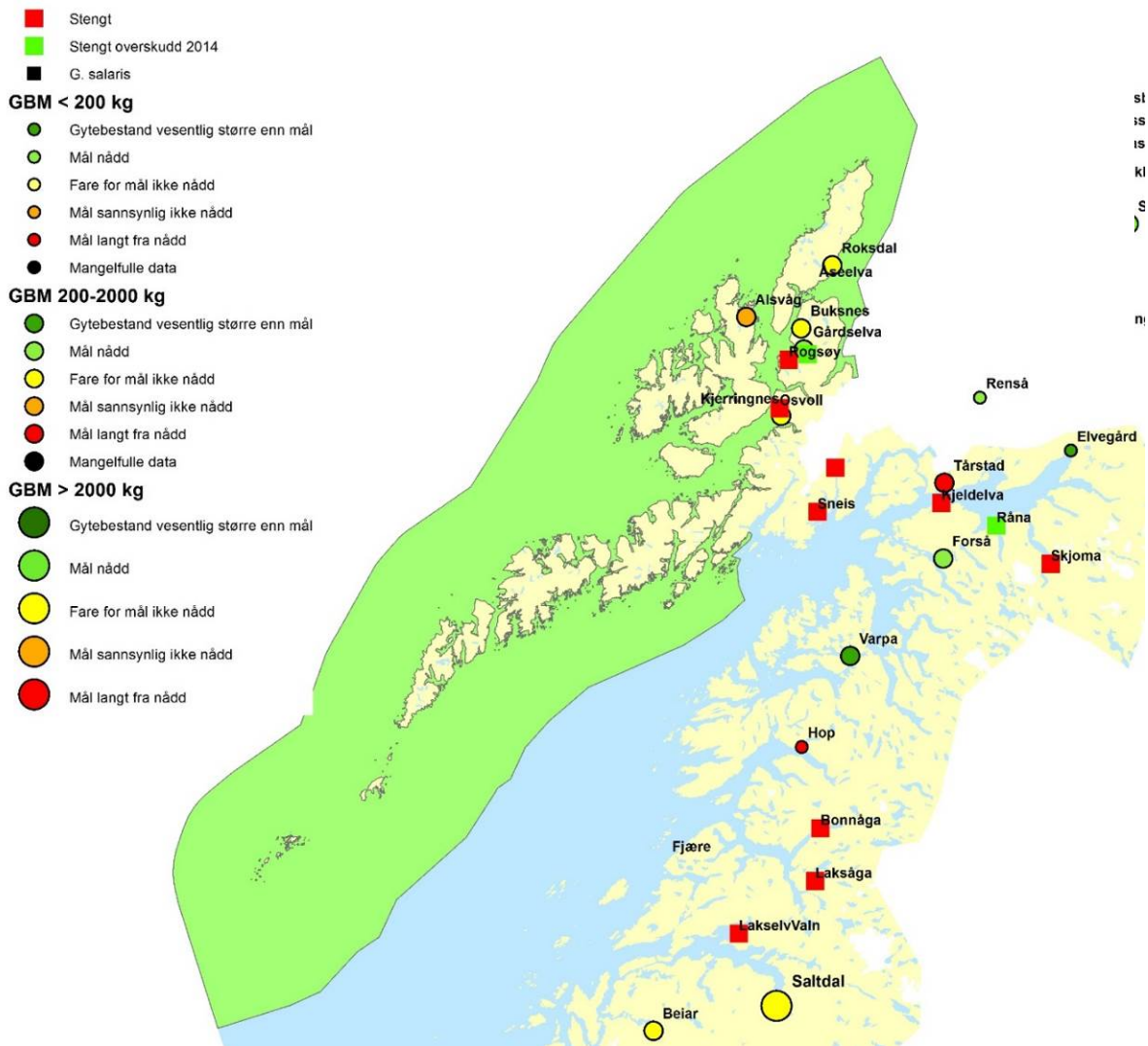


Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 59 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 88 %

Kystråd 2: Det fare for at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

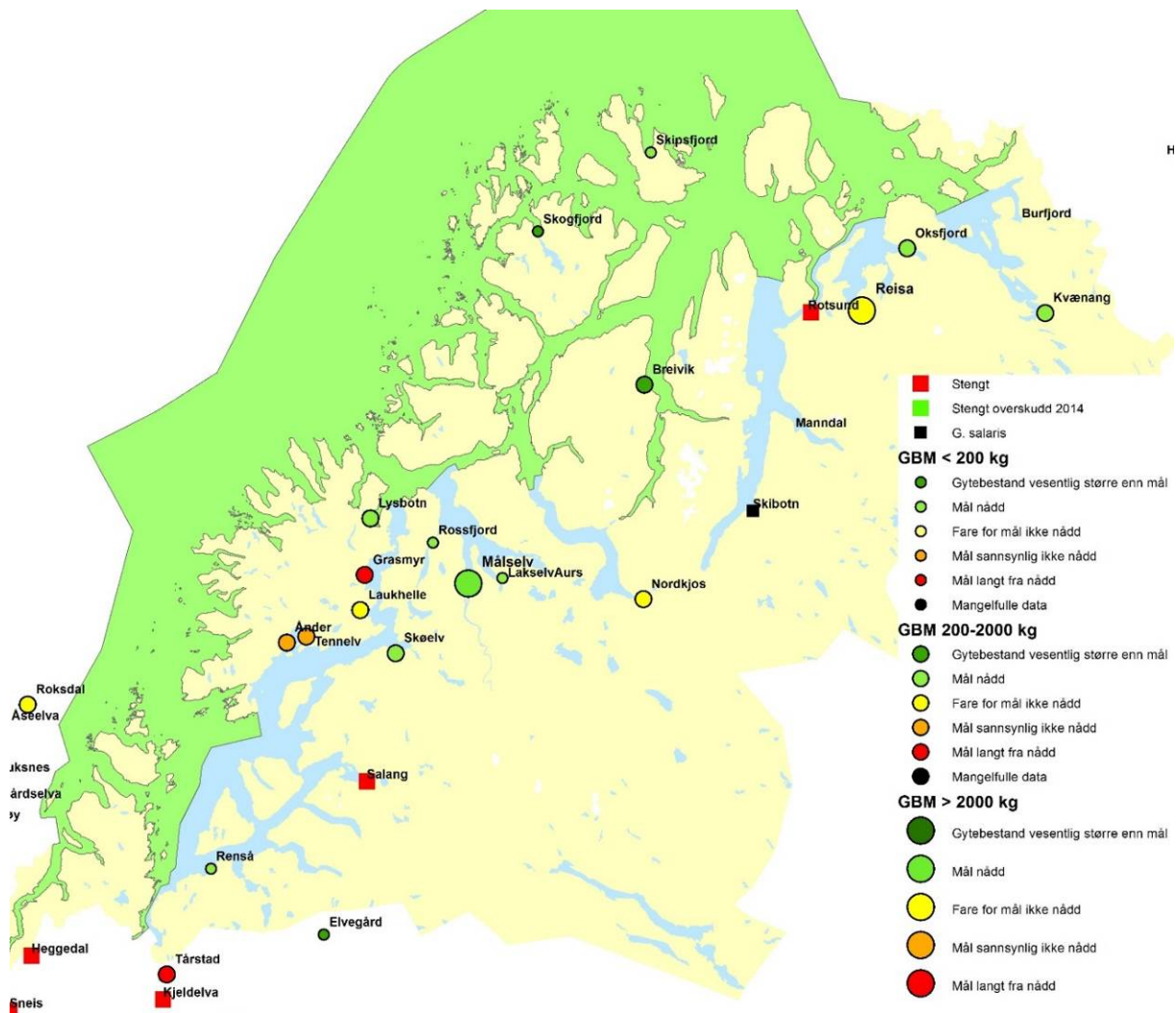
6.3.8 Kystregion Lofoten og Vesterålen



Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 62 %
 Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 90 %

Kystråd 2: Det fare for at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

6.3.9 Kystregion Kysten av Troms

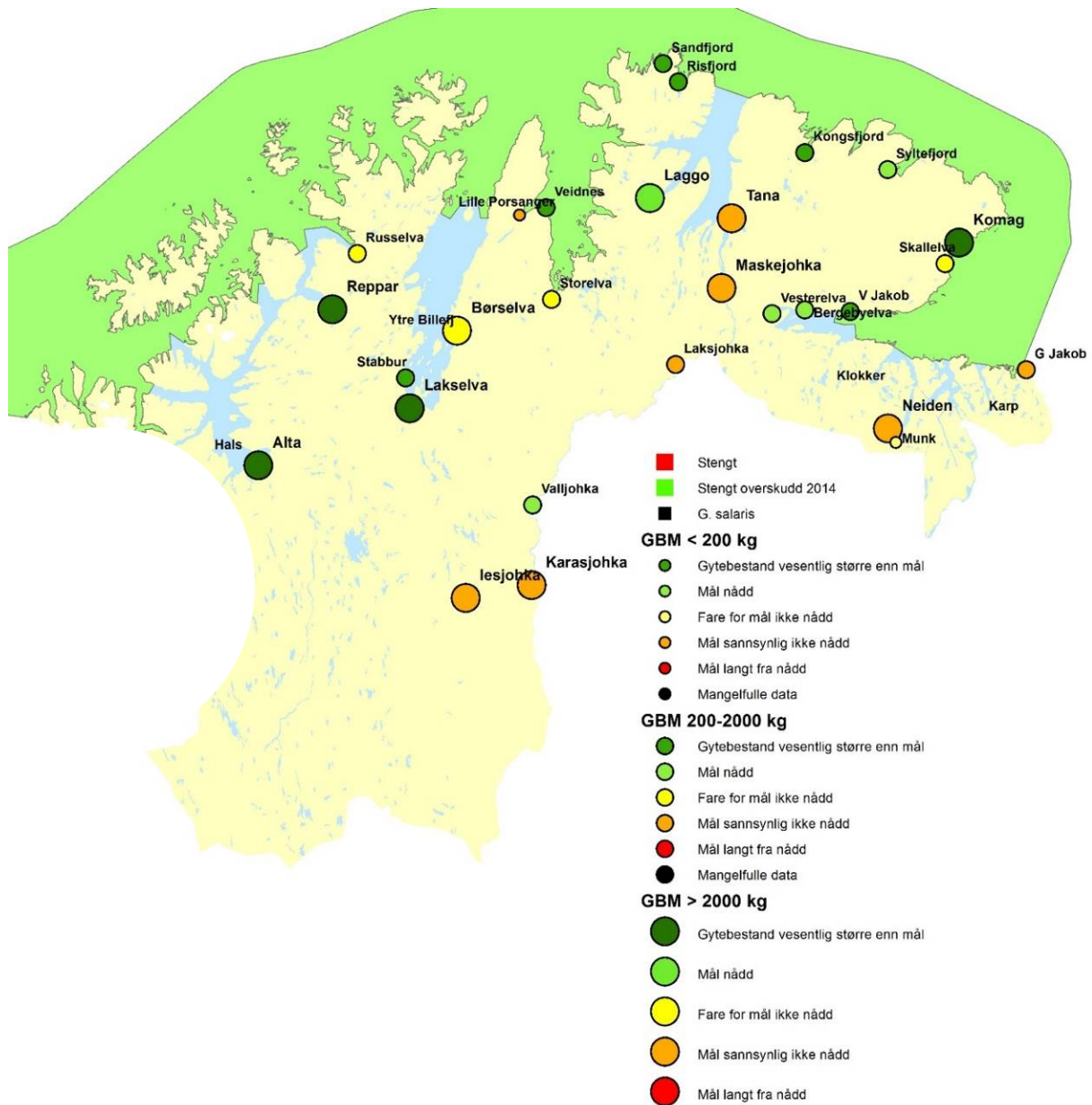


Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 72 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 92 %

Kystråd 2: Det fare for at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat.

6.3.10 Kystregion Kysten av Finnmark



Gjennomsnittlig (veid) sannsynlighet for måloppnåelse siste fire år: 51 %

Gjennomsnittlig (veid) måloppnåelse siste fire år: 84 %

Dette er en stor kystregion og nye opplysninger basert på genetiske studier av laksefangster tilsier at sjøfisket i ulike deler av området beskatter laks fra ulike vassdrag (Svenning mfl. 2014). Det er derfor usikkert om det er riktig å betrakte dette området som en enhetlig kystregion i reguleringsammenheng. Vår rådgiving her er likevel gjort som en region.

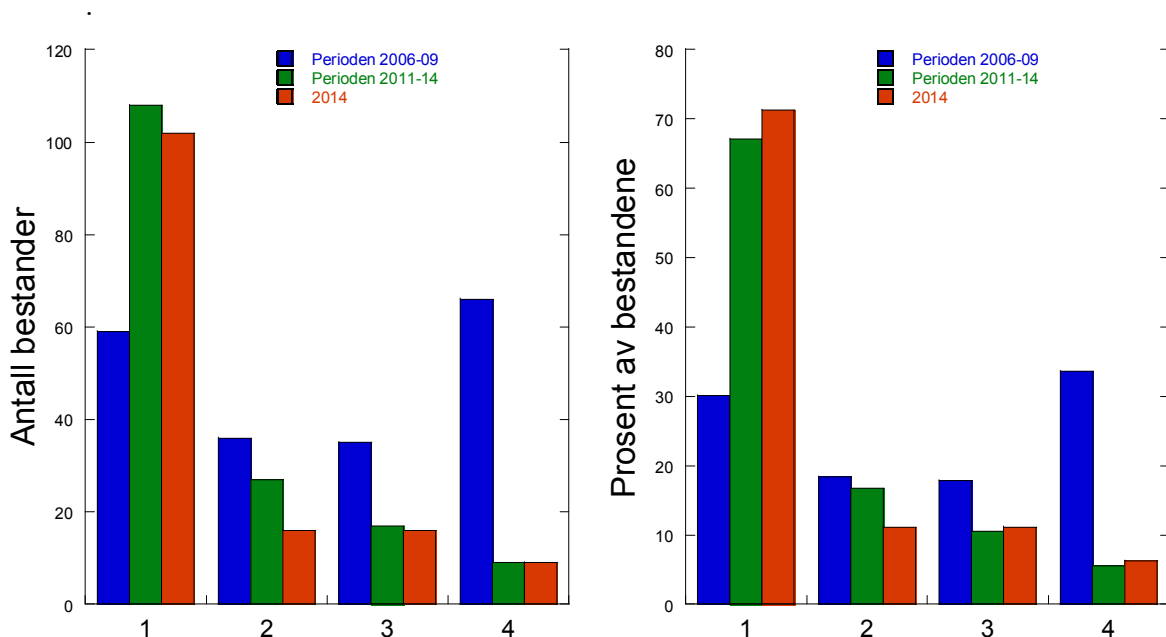
Kystråd 2: Det fare for at forvaltningsmålene for mange av bestandene som beskattes i fisket i denne kystregionen ikke er nådd og beskatningen bør reduseres moderat. **Rådet er endret fra kystråd 1 i Anon (2015).** Dårligere vurdering i store bestander i Troms, samt situasjonen i Tana har bidratt til at rådet har blitt endret.

7 NASJONALE OG REGIONALE TRENDER FOR OPPÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL, BESKATNING OG HØSTBART OVERSKUDD

Gjennomsnittlig oppnåelse av gytebestandsmål var 88 % for alle vurderte bestander i perioden 2011-2014 (gjennomsnittet ble veid med gytebestandsmålene og 100 % var maksimumsverdi brukt i beregningen). Dette var en svak økning fra forrige vurdering (86 % for 2010-2013, altså tre av de samme årene inkludert som i denne vurderingen), og det høyeste som er estimert.

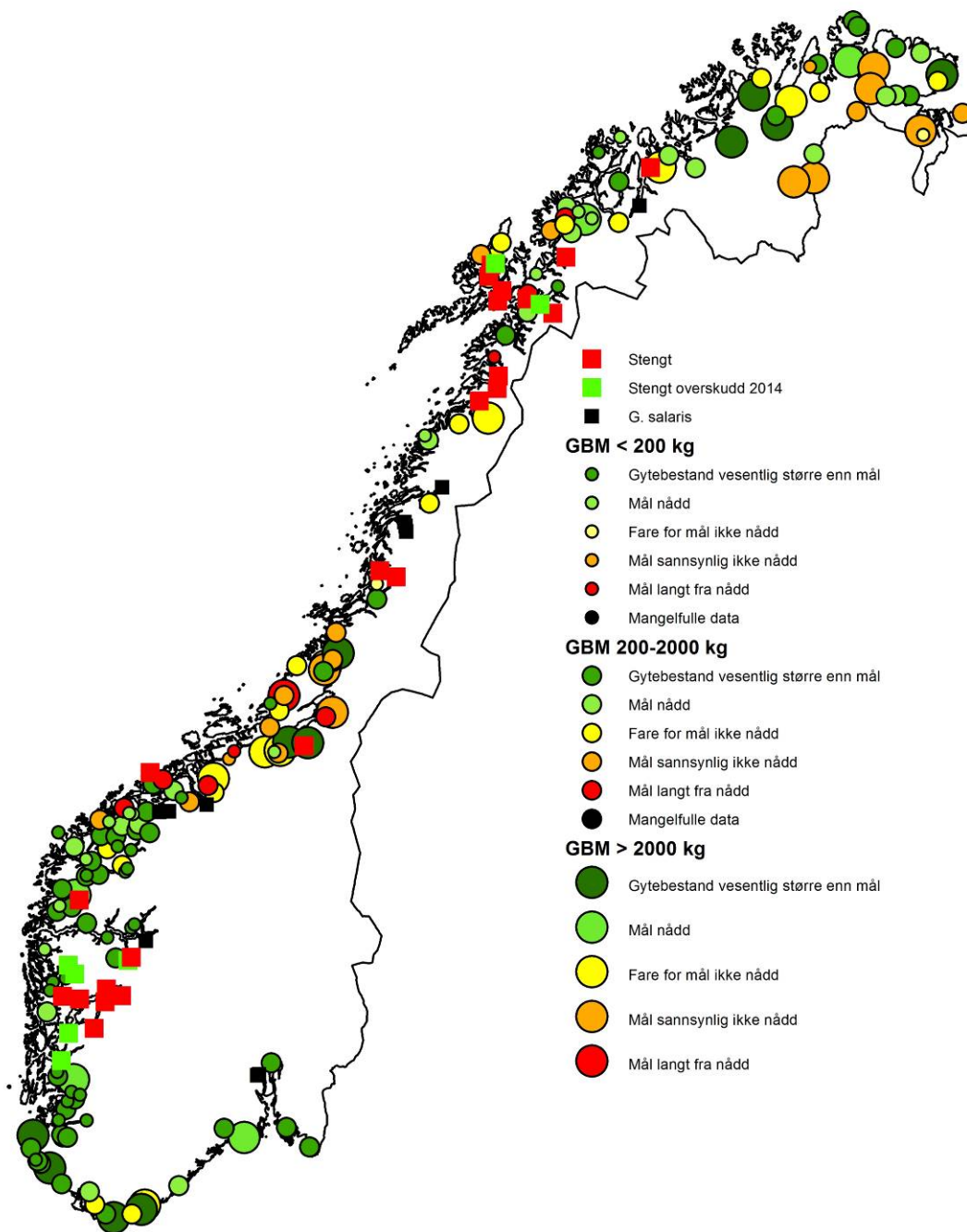
Forvaltningsmålet for perioden 2011-2014 var nådd for 67 % (n = 108) av de vurderte bestandene. Det var fare for at forvaltningsmålet ikke var nådd i 17 % (n = 27) av bestandene, sannsynlig at målet ikke var nådd i 10 % (n = 17) av bestandene, og målet var langt fra nådd i 6 % (n = 9) av bestandene (**figur 7.1**). Dette er en forbedring fra forrige vurdering og det beste resultatet som er oppnådd i de årene vitenskapsrådet har vurdert oppnåelse av forvaltningsmål (fra 2009, da perioden 2005-2008 ble vurdert). Tar vi hensyn til usikkerheten, både i gytebestandsmålene og i vurderingen av måloppnåelse, og ser på bestander hvor måloppnåelsen sannsynligvis eller sikkert var for dårlig (vurdering 3 eller 4), var beskatningen for høy for ca. 16 % av bestandene. Som det framgår nedenfor er dette ikke synonymt med at disse bestandene er sterkt overbeskattet.

Det var en klar forbedring i oppnåelsen av forvaltningsmålene fra perioden 2006-2009 til perioden 2011-2014, med en markant økning i antall og andel bestander der forvaltningsmålet var nådd og en reduksjon i antall og andel bestander der forvaltningsmålet sannsynligvis eller sikkert ikke var nådd (**figur 7.1**). Bedringen kan tilskrives strengere reguleringer av fiske som har redusert beskatningen, samt to år (2011 og 2012) med høyere innsig av mellom- og storlaks i Sør- og Vest-Norge (Anon. 2013). I forrige rapport (Anon 2013) ble det påpekt at det var færre bestander som nådde gytebestandsmålet og flere bestander som var langt unna målet i 2013, og at dette skyldes redusert innsig av mellom- og storlaks, særlig i Sør-Trøndelag men også i mange vassdrag i Nordland og Troms. Oppnåelsen var bedre igjen i 2014, og var omtrent som gjennomsnittet for perioden 2011-2014. Bedringen i oppnåelse av forvaltningsmålene skyldes som det framgår nedenfor i hovedsak ytterligere redusert beskatning på de store bestandene i Midt-Norge. I tillegg sank antall vurderte bestander fra 161 i 2013 til 144 i 2014, fordi dårlige fiskeforhold og stor usikkerhet om beskatning i en god del bestander gjorde at vitenskapsrådet fant det uforsvarlig å vurdere måloppnåelsen i 2014. Noen av de bestandene som falt ut har hatt dårlig måloppnåelse.

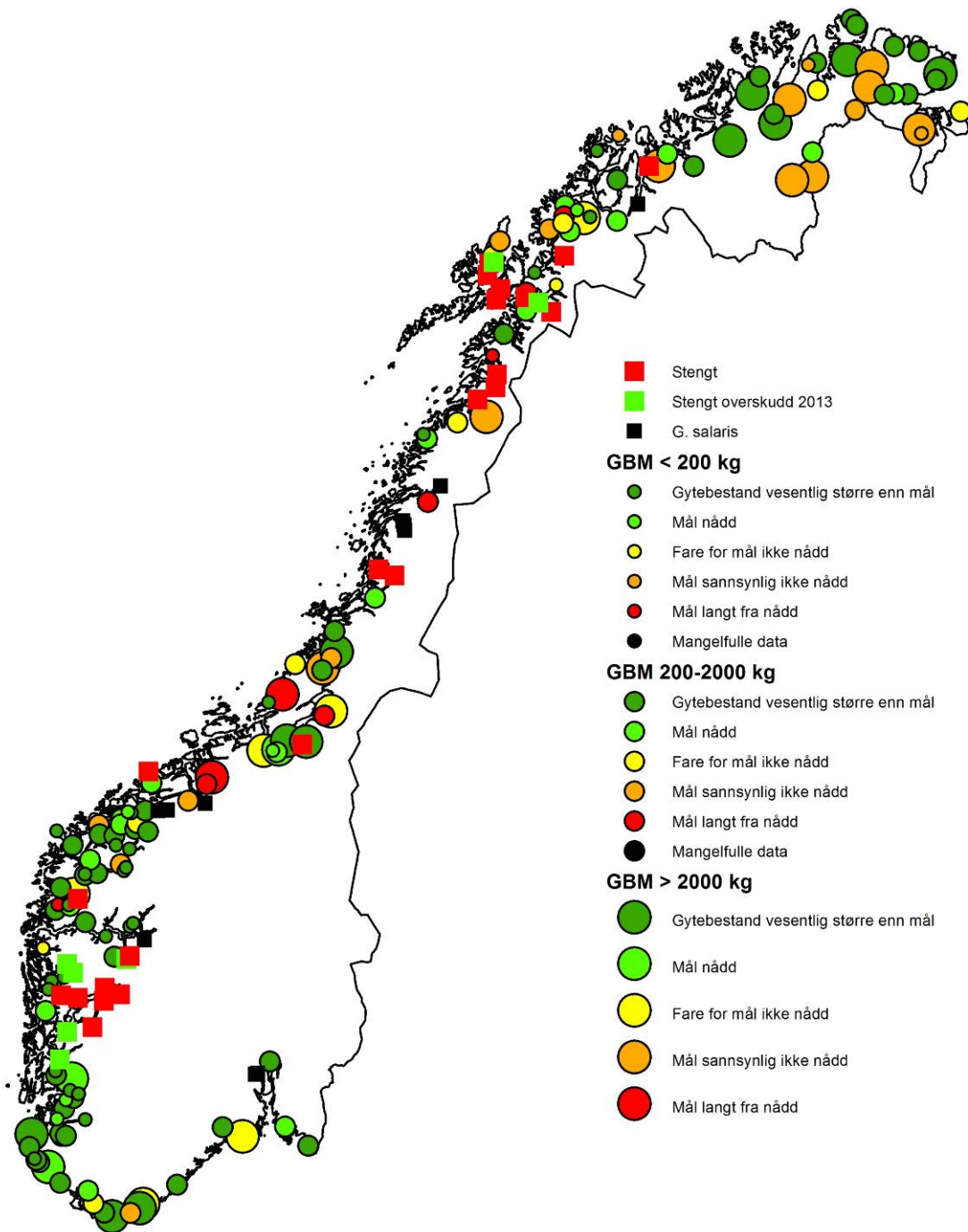


Figur 7.1. Antall bestander (venstre) og andelen av de vurderte laksebestandene (høyre) som ble gitt vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet, vurdering 0), 2 fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd, 3 sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd og 4 forvaltningsmålet langt fra nådd, basert på perioden 2006-2009, perioden 2011-2014, samt på gytebestandsmåloppnåelse for 2014 alene.

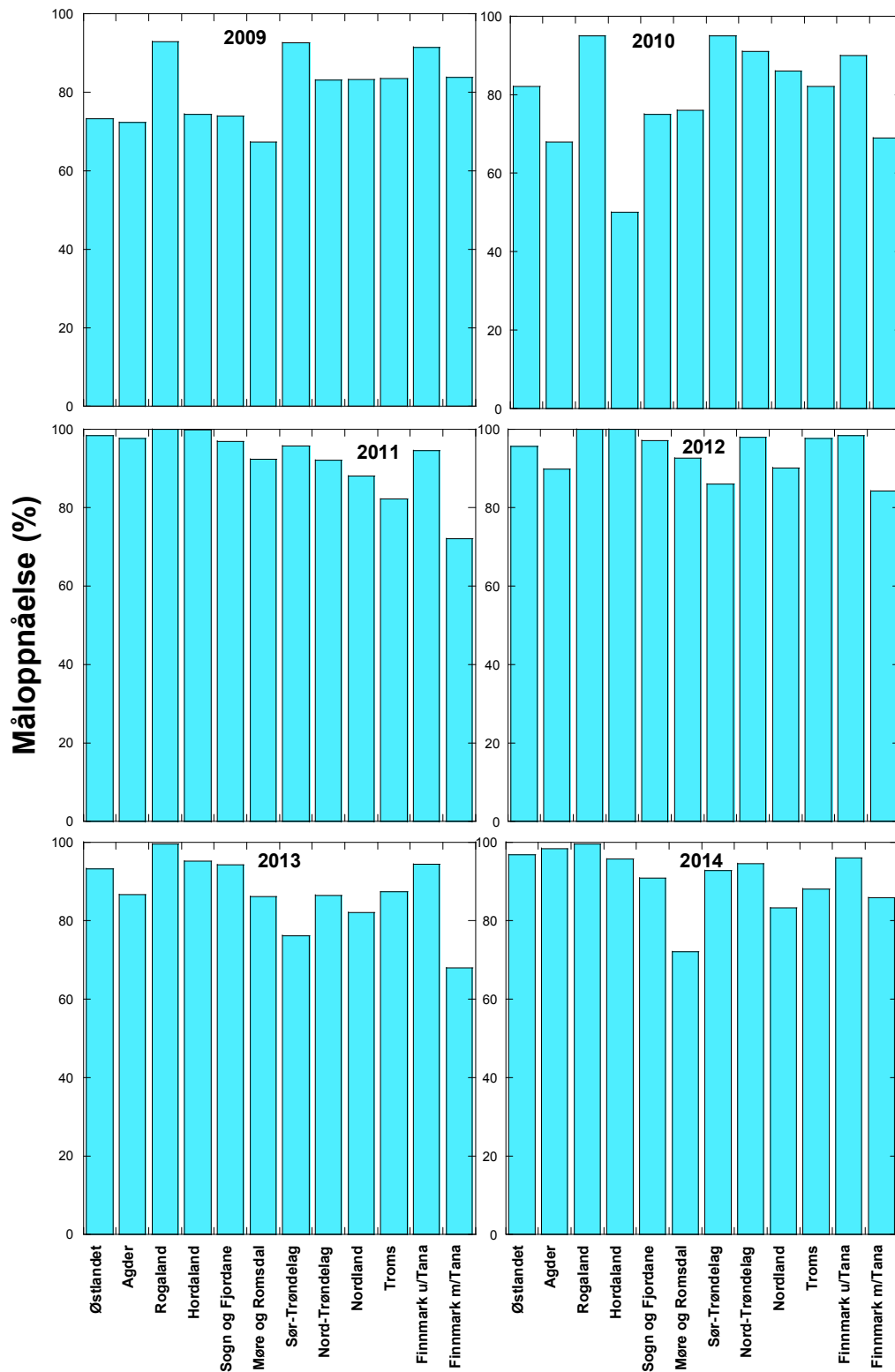
Oversikt over beskatningsvurderingene for alle vassdragene for perioden 2011-2014 og for 2014 alene er gitt i **figur 7.2** og **7.3**. Det nasjonale bildet beskrevet ovenfor detaljeres her i en fylkesvis vurdering (**figur 7.4**). Det var en generell bedring i oppnåelse av gytebestandsmål i alle fylker fra 2009/2010 til 2011/2012, mens oppnåelsen ble dårligere i de fleste fylker i 2013. Det var særlig i Sør-Trøndelag (men også i Nordland, Troms og Finnmark inkludert Tanavassdraget) at utviklingen var negativ, der gjennomsnittlig oppnåelse av gytebestandsmål ble redusert fra 96 % i 2011 til 76 % i 2013. I 2014 var det en bedring igjen i alle fylker unntatt i Møre og Romsdal, der oppnåelsen sank ytterligere fra 86 % i 2013 til 72 % i 2014. Den relativt store bedringen i Finnmark med Tanavassdraget skyldes i hovedsak at beregningsgrunnlaget ble endret for Tanavassdraget i 2014, spesielt fordi nye analyser tilsa at fekunditeten (antall egg per kg hunn) for de fleste bestandene i vassdraget er høyere enn det som ble antatt tidligere (Anon. 2015c). Nedenfor vurderer vi årsakene til de siste års endringer i de andre fylkene.



Figur 7.2. Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for perioden 2011-2014. Forvaltningsmålet var nådd i alle bestander med grønne (lyse og mørke) sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke er gitt vurderinger fordi bestanden er infisert med G. salaris er også vist. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et bostbart overskudd i 2014.



Figur 7.3. Vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål for de enkelte laksebestandene for kun 2014. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke er gitt vurderinger fordi bestanden er infisert med G. salaris er også vist. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et høstbart overskudd i 2014.

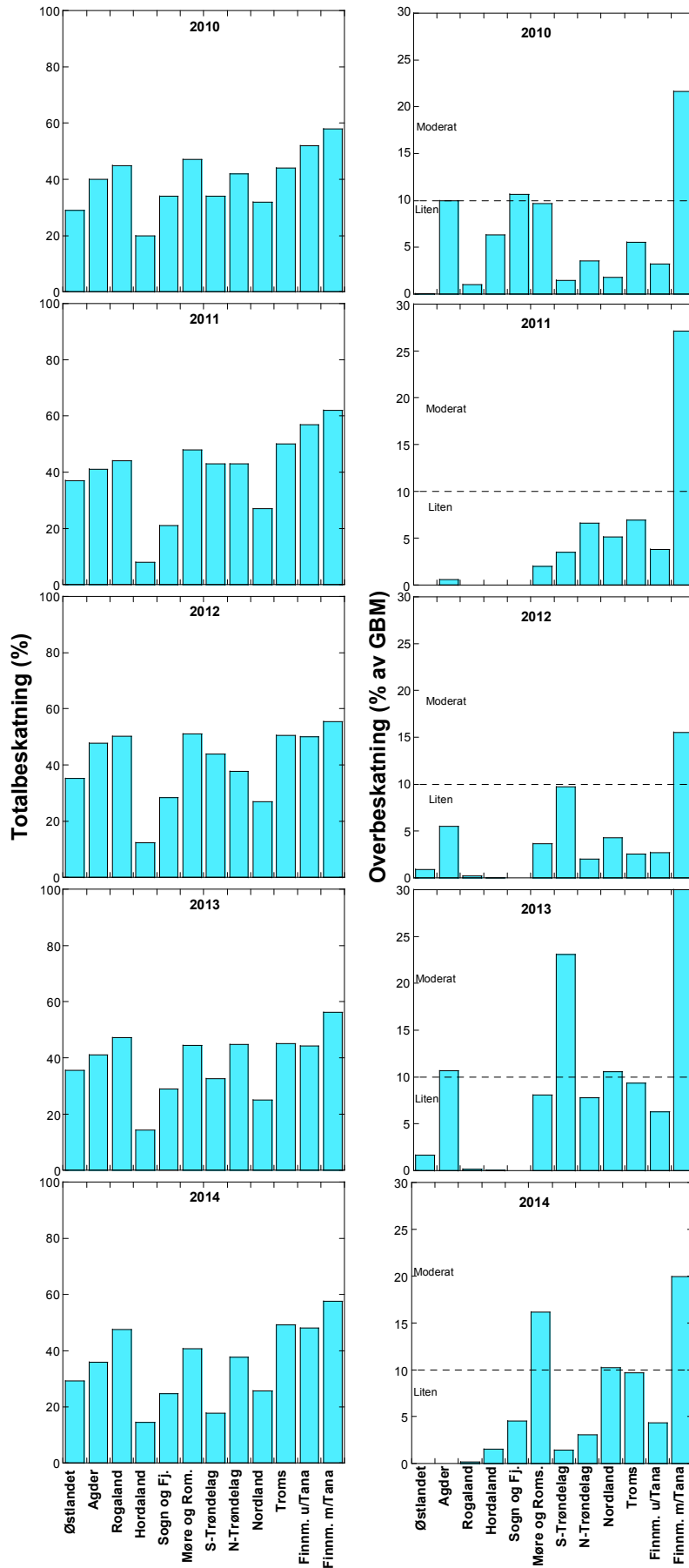


Figur 7.4. Gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene for årene 2009-2014 for laksebestander i de ulike fylkene (100 % er full oppnåelse). Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist både med og uten Tanavassdraget. Måloppnåelsen er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn små bestander i gjennomsnittene.

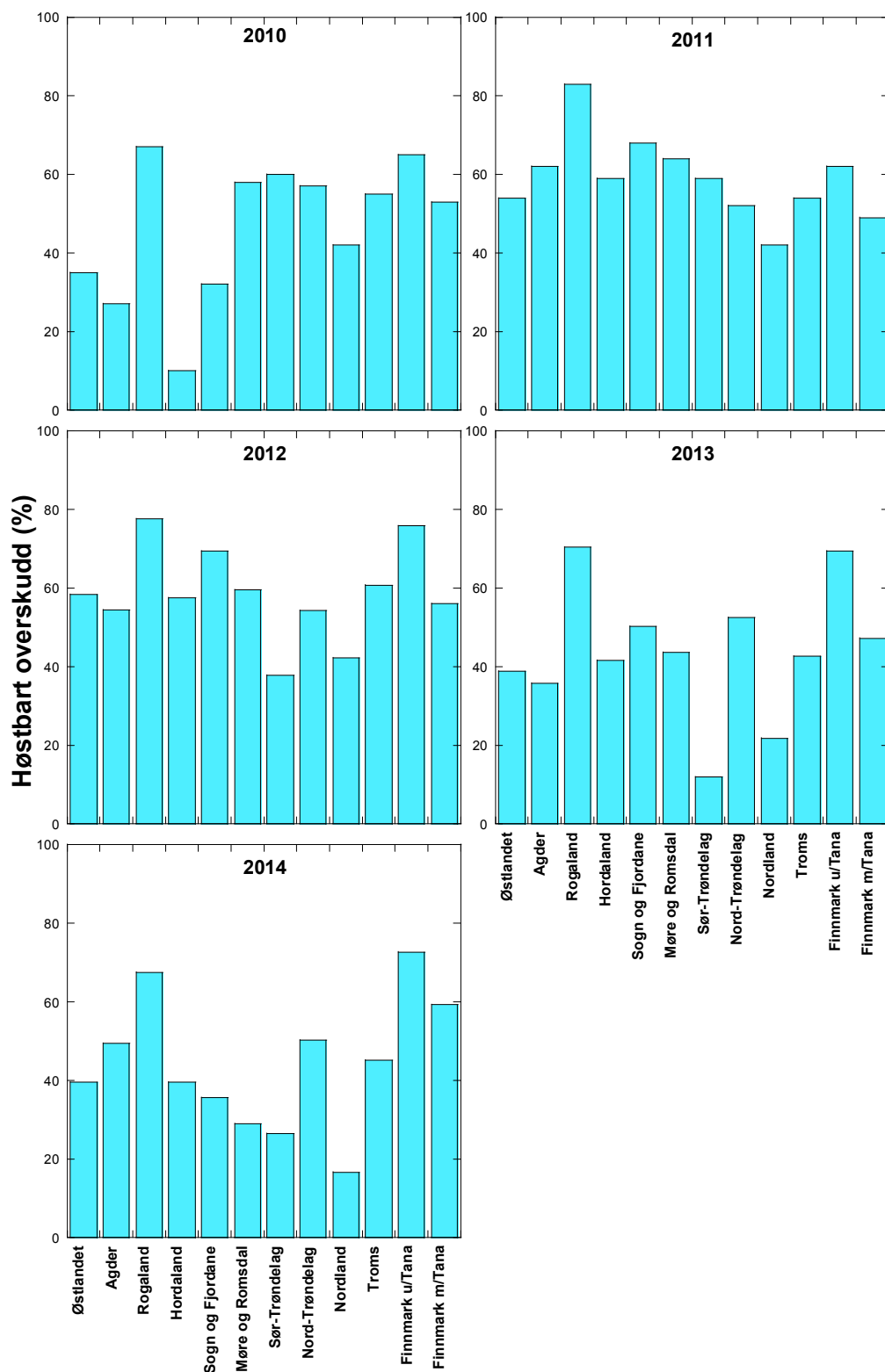
Etter markante reduksjoner i totalbeskatning (andel av innsiget som beskattes i sjø- og elvefisket) fram til 2010 (Anon. 2013) endret beskatningen seg lite fra 2010 til 2013 (**figur 7.5**). Beskatningen var i alle disse årene gjennomsnittlig nær 40 % (38-41 %). I 2014 sank imidlertid beskatningen i Sør-Trøndelag markant fra 33 % i 2013 til 18 % i 2014, som er den laveste beskatningen i tidsserien. Totalbeskatningen var i 2014 lavest i Hordaland (14 %) og Sør-Trøndelag, fulgt av Nordland, mens den som tidligere var høyest i Finnmark inkludert Tanavassdraget.

Fra 2010 til 2012 ble overbeskatningen redusert (**figur 7.5**), og det var ingen eller liten overbeskatning i alle fylker med unntak av Finnmark inkludert Tanavassdraget i 2011 og 2012. Fra 2012 til 2013 økte overbeskatningen i de fleste fylker, unntatt Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane, der det som tidligere år heller ikke var overbeskatning i 2013. I Agder og Sør-Trøndelag økte overbeskatningen så mye at kategoriseringen ble endret fra liten til moderat overbeskatning, og i Finnmark inkludert Tanavassdraget var overbeskatningen stor i 2013. Den negative utviklingen fra 2012 til 2013 kan ikke forklares med økt fangsttrykk fordi totalbeskatningen var lik i de to årene, og i Sør-Trøndelag ble totalbeskatningen redusert fra 44 % i 2012 til 33 % i 2013. Det var redusert innsig som medførte at overbeskatningen økte i 2013, og oppnåelsen av gytebestandsmålene ble dårligere i mange bestander i Sør-Trøndelag (Anon. 2014a). Det var særlig de store bestandene i Trondheimsfjorden som hadde dårlig oppnåelse i 2013. Den markante reduksjonen i totalbeskatning i Sør-Trøndelag fra 2013 til 2014 medførte at overbeskatningen nesten ble eliminert, og i 2014 var det bare i Møre og Romsdal og Finnmark inkludert Tanavassdraget at overbeskatningen ble klart kategorisert som moderat stor. Overbeskatningen i Nordland lå nær grensen mellom liten og moderat i 2014.

Sammenhengene mellom innsig og oppnåelse av gytebestandsmål i deler av landet kan illustreres ytterligere ved å vurdere det høstbare overskuddet. Det høstbare overskuddet økte generelt fra 2010 til 2011/12, og særlig mye i Hordaland og Sogn og Fjordane men også på Østlandet og i Agder (**figur 7.6**). Bedringen ble knyttet til det økte innsiget av mellomlaks sør for Hustadvika i 2011, og et relativt stort innsig av mellom- og storlaks i samme region i 2012 (Anon. 2012b, 2013). Endringene i høstbart overskudd landet sett under ett var generelt små fra 2011 til 2012 (samme gjennomsnittsverdi). Fra 2012 til 2013 ble det høstbare overskuddet generelt redusert (fra nesten 60 % til 44 % i gjennomsnitt for alle fylker), men i Sør-Trøndelag falt overskuddet svært mye fra 38 % i 2012 til 12 % i 2013. Også i Nordland sank overskuddet markant fra 2012 til 2013 (fra 42 til 21 %). Estimert høstbart overskudd i den store bestanden i Gaula sank fra 68 % i 2011 til 46 % i 2012 og 12 % i 2013. Tilsvarende tall for Orkla var 64 %, 30 % og 1 %. Det ble i forrige årsrapport (Anon. 2014) konkludert med at det er rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av laks til Trondheimsfjorden i 2013. I 2014 økte det høstbare overskuddet spesielt markant i Sør-Trøndelag, fra 12 % i 2013 til 26 % i 2014. Som vi skal vise senere (se **kapittel 12**) skyldes bedringen primært økt innsig av smålaks, mens innsiget av mellom- og storlaks forble lavt også i 2014. Det høstbare overskuddet i Finnmark og Agder økte også i 2014. I Nordland derimot fortsatte den negative trenden i høstbart overskudd, og det høstbare overskuddet sank fra 22 % i 2013 til 17 % i 2014. Nordland hadde i 2014 det laveste høstbare overskuddet av alle fylkene. Også i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal sank det høstbare overskuddet i 2014, og overskuddet i Møre og Romsdal var for første gang mindre enn 30 %.



Figur 7.5. Gjennomsnittlig totalbeskatning (prosent av innsiget fra havet som ble beskattet i både sjø- og elvefisket; venstre panel) og gjennomsnittlig overbeskatning i prosent av gytebestandsmålene (GBM) i de ulike fylkene for årene 2010 til 2014. Stiplet linje angir grensen mellom liten og moderat påvirkning av overbeskatning som definert i Anon. 2011a (grensen mellom moderat og stor effekt er ved 30 % av GBM). Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist både med og uten Tanavassdraget. Både totalbeskatning og overbeskatning er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn mindre bestander i gjennomsnittene.



Figur 7.6. Gjennomsnittlig høstbart overskudd (som % av innsiget) i de ulike fylkene i årene 2010-2014. Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist både med og uten Tanavassdraget. Det høstbare overskuddet er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn mindre bestander i gjennomsnittene.

8 BESTANDSSTATUS

8.1 Bakgrunn

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utviklet et forslag til kvalitetsnormer for laks i 2011 (Anon. 2011a). Forslaget ble behandlet videre i Miljøverndepartementet, og høsten 2013 ble kvalitetsnorm for laks vedtatt ved kongelig resolusjon. Normen er fastsatt for å kunne vurdere og klassifisere kvaliteten på villaksbestandene, og skal være retningsgivende for myndighetenes forvaltning. Kvalitetsnormen for hva som er god økologisk tilstand for villaks består av to faktorer (delnormer): a) Gytebestandsmål og høstingspotensial, og b) Genetisk integritet. Dette betyr at laksebestandenes kvalitet skal vurderes med hensyn på om de når gytebestandsmålet, om de har et normalt ventet høstbart overskudd, og i hvilken grad de er genetisk påvirket av hybridisering med andre arter, seleksjon og rømt oppdrettslaks. Arbeidet med den første klassifisering av utvalgte laksebestander etter normen har startet og ventes å være gjennomført i løpet 2015.

Vurdering ut fra delnormen som omfatter gytebestandsmål og høstingspotensial gir en bedre beskrivelse av status for laksebestandene enn bare å vurdere oppnåelse av gytebestandsmål, slik vitenskapsrådet fram til nå har gjort. Det er derfor naturlig at tilnærmingen som ligger til grunn for delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial benyttes i vitenskapsrådets årlige vurderinger av status for laksebestandene. I fjor brukte vi for første gang denne tilnærmingen i en samlet beskrivelse av bestandsstatus for de vurderte laksebestandene (Anon. 2014). Det presiseres at den klassifiseringen som presenteres her ikke er en formell klassifisering etter kvalitetsnormen.

Klassifiseringen er bygd på prinsippet om at bestandsstatus i en gitt bestand bare kan klassifiseres som god når gytebestandsmålet er nådd etter en normal høsting av bestanden. Delnormen kombinerer vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og høstingsnivå til en felles klassifisering av bestandsstatus, som kan variere fra svært god til svært dårlig (**figur 8.1**). Høstingsnivået sammenlignes med det som anses å være normalt høstingsnivå for en bestand. Normalt høstingsnivå er det høstingsnivået bestanden skal kunne tåle på bakgrunn av naturlig sjøoverlevelse, samtidig som bestanden når gytebestandsmålet. Høstingsnivå beregnes som prosentandel av normalt ut fra kg fisk.

Når en bestand enten ikke når gytebestandsmålet eller ikke tåler normal høsting tyder dette på at noe er galt i vassdraget eller i fjorden/kysten/havet utenfor. En bestand som når gytebestandsmålet, men hvor høstingen er opphørt fordi det ikke er åpnet for fiske, eller beskatningen er svært liten på grunn av strenge restriksjoner, vil i et slikt system ikke bli klassifisert til å ha god status. I kvalitetsnormen vedtatt ved kongelig resolusjon er det påpekt av Miljøverndepartementet at målet med lakseforvaltningen både er bevaring av bestandene og bærekraftig høsting. Av bevaringsbiologiske årsaker (Anon. 2011a) er kriteriene i klassifiseringen forskjellig for bestander av ulik størrelse (**figur 8.1**), med strengeste kriterier for oppnåelse av gytebestandsmål for de naturlig minste bestandene.

8.2 Metoder for klassifisering av bestandsstatus

Kriteriene i klassifiseringen er avhengig av bestandsstørrelse, sortert etter antall hunner i gytebestandsmålet (stor bestand > 250 hunner, middels stor bestand 25-250 hunner, liten bestand < 25 hunner). Gytebestandsmålet er i utgangspunktet oppgitt som kg hunner. Antall hunner ble beregnet som gytebestandsmålet i kg delt på gjennomsnittsvekt av hunner i innsiget for perioden 1993 til 2013. Gjennomsnittsvekt av hunner i innsiget ble hentet fra simuleringene av oppnåelse av gytebestandsmål (beskrevet i kapittel 5). Blant de 199 bestandene som ble klassifisert var det ingen små bestander, og bare de to øverste klassifiseringssystemene i **figur 8.1** ble benyttet.

Klassifisering av bestandsstørrelse for de enkelte bestandene er gitt i vedleggsrapporten (Anon. 2014).

Delnormen gytebestandsmål og høstingspotensial kombinerer, som beskrevet i kapitlet ovenfor, vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og høstingspotensialet for bestanden i prosent av normalt høstingsnivå (**figur 8.1**). Vår vurdering er basert på femårsperioden 2010-2014. Prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene for alle bestandene ble hentet direkte fra simuleringene beskrevet i kapittel 5.

Den andre dimensjonen i klassifiseringen er høstningsnivået i prosent av normalt høstningsnivå (**figur 8.1**), som klassifiseres fra normalt ($> 90\%$), redusert (80-89 %), lavt (60-79 %) og svært lavt ($< 60\%$). Vi påpeker at høstningsnivået ikke den faktiske høstingen som en bestand utsettes for, men det høstbare overskuddet. Det høstbare overskuddet gis som prosent av innsiget (slik innsiget ble definert i kapittel 5). Det vil si at det høstbare overskuddet er hvor stor andel av innsiget av laks som potensielt kan beskattes (i sjø- og elvefisket) samtidig som gytebestandsmålet nås. I den videre metodebeskrivelsen og i resultatene bruker vi begrepet høstbart overskudd i stedet for høstingsnivå. Det høstbare overskuddet ble beregnet for hvert år fra 2010 til 2013 som innsiget (se kapittel 5) minus gytebestandsmålet uttrykt i prosent av innsiget.

8.2.1 Hva er et normalt høstbart overskudd?

I grunnlagsarbeidet til kvalitetsnormen (Anon. 2011a) påpekte vitenskapsrådet, som en forenkling, at det høstbare overskuddet i en bestand som har nådd gytebestandsmålet er bestemt av sjøoverlevelsen. Årsaken til dette er at smoltproduksjonen i et vassdrag varierer lite mellom år når bestanden er fullrekruttert (har nådd gytebestandsmålet). Variable miljøforhold i vassdraget vil skape noe variasjon i smoltproduksjonen, men denne variasjonen betyr mye mindre enn variasjonen i sjøoverlevelse. Ved å anslå smoltproduksjonen ved oppnådd gytebestandsmål (ut fra data eller tommelfingerregler; se Ugedal mfl. 2014 for en gjennomgang av metoder), og bruke estimater av sjøoverlevelse, kan det høstbare overskuddet beregnes. For å kunne bruke denne tilnærmingen på en god måte anbefalte vitenskapsrådet (Anon. 2011b) at det opprettes nye overvåkingslokaliteter i områder hvor det er sannsynlig at menneskelig aktivitet i liten grad påvirker overlevelsen i fjord og kystområdene (for eksempel stasjoner i elver med utløp i ytre kyststrøk). Stasjonene skulle i så stor grad som mulig representere storskala variasjoner i forholdene for laks i beiteområdene i havet. Slike stasjoner kan brukes til å beregne et normalt høstbart overskudd, som er overskuddet gitt de naturlige beiteforholdene i havområdene. På oppdrag fra Miljødirektoratet har Norsk institutt for naturforskning (NINA) utviklet et forslag til et nasjonalt overvåkingsprogram på sjøoverlevelse (Fiske mfl. 2014). Et slikt program er ikke startet, og datagrunnlaget for sjøoverlevelse for årene 2010-2013 (vurderingsperioden i denne rapporten) er etter vitenskapsrådets vurdering for svakt til å kunne brukes til å estimere normalt høstbart overskudd, og det må benyttes andre tilnærminger.

Naturlig store bestander (gytebestandsmål > 250 hunner):

Høstingsnivå i % av normalt		Oppnåelse av gytebestandsmål i %				
		Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
		< 50	50-69	70-79	80-90	> 90
Normalt	> 90					
Redusert	80-89					
Lavt	60-79					
Svært lavt	< 60					

Middels store bestander (gytebestandsmål 25-250 hunner):

Høstingsnivå i % av normalt		Oppnåelse av gytebestandsmål i %				
		Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
		< 60	60-69	70-89	90-95	> 95
Normalt	> 90					
Redusert	80-89					
Lavt	60-79					
Svært lavt	< 60					

Små bestander (gytebestandsmål < 25 hunner):

Høstingsnivå i % av normalt		Oppnåelse av gytebestandsmål i %				
		Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
		-	-	< 100	100	100
Normalt	> 90					
Redusert	80-89					
Lavt	60-79					
Svært lavt	< 60					

Figur 8.1. System for klassifisering av laksebestander etter delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial i kvalitetsnorm for laks, slik den ble vedtatt ved kongelig resolusjon høsten 2013. Delnormen kombinerer vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og høstingspotensial til en felles klassifisering. Mørk grønn er svært god status, lys grønn er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig status. Høstingspotensialet er vurdert ut fra om bestanden har et normalt høstbart overskudd. Et normalt høstbart overskudd er det nivået bestanden skal kunne tåle og samtidig nå gytebestandsmålet. Det høstbare overskuddet, kalt høstingsnivå i tabellen, beregnes som en prosentandel av normalt høstingsnivå for bestanden. Et høstingsnivå i % av normalt på for eksempel 50 %, betyr at bestanden er så liten at den ikke har et normalt høstbart overskudd, men at det høstbare overskuddet kun er 50 %, eller halvparten, av hva som beregnes som normalt. Et slikt resultat tyder på at bestanden ikke tåler normal høsting og at noe er galt i vassdraget eller i fjorden/kysten/havet utenfor. Klassifiseringen er forskjellig for store, middels store og små bestander. I denne rapporten bruker vi begrepet "høstbart overskudd" i stedet for "høstingsnivå".

Det beregnede høstbare overskuddet i de vurderte bestandene er et alternativt utgangspunkt for å bestemme normalt høstbart overskudd. Vi tok utgangspunkt i høstbart overskudd i bestandene som hadde nådd gytebestandsmålene i perioden, det vil si bestander som hadde nådd forvaltningsmålet (beskatningsvurdering 0 og 1, se kapittel 5). Ved å velge disse ble bestander som kanskje eller sikkert ikke var fullrekrutterte ekskludert. I årets vurdering ble 105 bestander (61 % av de vurderte) inkludert i beregningen. Blant disse bestandene er det bestander hvor forvaltningsmålet er nådd på grunn av sterkt redusert beskatning, og hvor det høstbare overskuddet er redusert. Ideelt burde disse vært sortert ut, men dette kan ikke gjøres på en enkel og objektiv måte uten mer kunnskap om situasjonen i den enkelte bestand.

Vitenskapsrådet har valgt en pragmatisk tilnærming ved å bruke medianverdien for høstbart overskudd blant bestandene som hadde nådd forvaltningsmålet for perioden 2010-2013 til å definere normalt høstbart nivå. Dette innebærer at halvparten av de 105 bestandene har høstbart overskudd over det som defineres som normalt, og halvparten under. Å bruke medianverdien innebærer imidlertid ikke at halvparten av alle de vurderte bestandene automatisk vil få høstbare overskudd lavere enn normalt. Dels skyldes dette av medianverdien for høstbart overskudd ble beregnet for et utvalg av bestander (bare de som hadde nådd forvaltningsmålet) og dels fordi mindre avvik fra medianverdien også vurderes som normalt (grensen mellom normal og redusert overskudd er på 90 % av normalt).

Det er sannsynlig at laksebestandene fra ulike deler av landet bruker forskjellige beiteområder i havet (Anon. 2014), og det kan dermed være regionale forskjeller i sjøoverlevelse og normalt høstbart overskudd. Derfor ble medianverdien beregnet hver for seg for tre regioner. Fordi kunnskapen om hvor laks fra ulike deler av landet beiter i havet er begrenset (Anon. 2014) brukte vi en kombinasjon av samvariasjon i innsigsendringer (Anon. 2014), genetisk strukturering (Wennevik mfl. upublisert) og vandringsstudier (Rikardsen mfl. 2008, Chittenden mfl. 2013a,b,) som grunnlag for følgende regioninndeling:

- Region 1: Øst-, Sør- og Vest-Norge fra Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal. I denne regionen inngår både innsigsregion Sør-Norge, Vest-Norge og dels Midt-Norge. Innsiget til region Sør-Norge og Vest-Norge har hatt forskjellig utvikling i et lengre perspektiv (se kapittel 2.3), men økningen i innsig av mellomlaks i 2011 og stor- og mellomlaks i 2012 ble registrert i hele region 1, noe som tyder på at mye av fisken hadde beitet i samme havområde (Anon. 2012b) i alle fall i deler av den relevante perioden.
- Region 2: Midt-Norge fra Hustadvika i sør og Nord-Norge til og med Målselv i nord. I utgangspunktet har region Midt- og Nord-Norge hatt en lignende langtid utvikling i innsig (se kapittel 2.3). Det går imidlertid et genetisk skille mellom bestandene nord og øst for Målselv og bestander lengre sør i Nord-Norge, og vandringsstudier antyder at de nordligste bestandene beiter mer i Barentshavet enn bestandene lengre sør. Dette tyder på at disse nordligste bestandene har andre beiteområder enn bestander lengre sør i Troms og Nordland.
- Region 3: Troms og Finnmark nord for Målselv. Reisavassdraget er sørligste vassdrag i denne regionen.

Basert på prosedyrene beskrevet ovenfor beregnet vi normalt høstbart overskudd for hvert år for hver av de tre regionene (**tabell 8.1**). Overskuddet var spesielt stort i region 1 i 2011 (Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal) og spesielt lavt i region 2 i 2013 (Hustadvika til og med Målselv i Troms).

Det estimerte høstbare overskuddet i hver av bestandene for hvert av årene 2010-2014 ble deretter sammenlignet med og uttrykt i prosent av de normale høstbare overskuddene. Dersom for eksempel det høstbare overskuddet i en bestand i region 1 var 65 % av innsiget i 2010, så var det høstbare overskuddet 91 % av det normale (normalt høstbart overskudd for

region 1 i 2010 var 71 %). Det høstbare overskuddet for denne bestanden ble dermed klassifisert som normalt (for 2010 isolert). Var det høstbare overskuddet 55 % av innsiget for en bestand, så var det høstbare overskuddet 77 % av det normale, og det ble klassifisert som lavt. Til slutt ble gjennomsnittet for de fem årene i perioden beregnet og brukt i klassifiseringen.

Tabell 8.1. Normalt høstbart overskudd (gitt som % av innsiget) for årene 2010-2014 for tre regioner i Norge. Beregning av normalt høstbart overskudd er basert på median høstbart overskudd for bestander i hver region som nådde forvaltningsmålet i perioden (N = antall bestander med nådd forvaltningsmål).

Region	N	2010	2011	2012	2013	2014
1: Fra Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal	68	71 %	79 %	77 %	71 %	65 %
2: Fra Hustadvika til og med Målselv i Troms	19	67 %	65 %	64 %	47 %	58 %
3: Fra Reisa i Troms til og med Finnmark	18	73 %	67 %	78 %	62 %	74 %

8.2.2 Vurderte bestander

Alle bestander som fikk oppnåelse av gytebestandsmål vurdert (se kapittel 5), ble klassifisert etter den samlede vurderingen av oppnåelse og høstbart overskudd. For å utfylle det nasjonale og regionale bildet ble noen bestander klassifisert uten ytterligere vurderinger:

- Alle bestander i vassdrag med kjent forekomst av parasitten *G. salaris* (se kapittel 10), og der det ikke har vært gjennomført utryddelsestiltak, ble klassifisert som å ha svært dårlig status. Dette ble gjort ut fra den dokumenterte generelle effekten *G. salaris* har på smoltproduksjon i norske laksevassdrag (Johnsen mfl. 1999), og gjelder også der det settes ut smolt for å opprettholde et fiske.
- Bestander i vassdrag der det har vært gjennomført utryddelsestiltak mot *G. salaris*, og som er under friskmelding, ble ikke klassifisert fordi det er ukjent om parasitten fortsatt finnes i vassdraget. Bestandene i friskmeldte vassdrag ble klassifisert på ordinær måte.

For noen bestander var det bare tre eller fire av de fem årene i perioden 2010-2014 det var mulig å estimere oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd for. Disse ble likevel vurdert (dersom det ikke var spesielt stor usikkerhet), men kortere vurderingsperiode er påpekt for de aktuelle vassdragene i vedleggsrapporten (Anon. 2015d). I noen få tilfeller ble bestander klassifisert ut fra annen informasjon kombinert med tidligere vurderinger av bestanden. Dette er også kommentert i vedleggsrapporten. Totalt ble 186 bestander klassifisert.

8.2.3 Tilleggskriterier

I den vedtatte kvalitetsnormen er det gitt to tilleggskriterier for vurdering.

- For bestander med gytebestandsmål mellom 25 og 250 hunnfisk (middels store bestander) innføres et tilleggskriterium hvor tidsutvikling og variasjon i måloppnåelse i perioden vurderes. Dersom minste oppnåelse i perioden er halvparten eller lavere av grenseverdien for klassen, eller måloppnåelsen er i negativ utvikling, nedskrives vurderingen en klasse. Dette gjelder bestander som i utgangspunktet ble plassert i klassene god, moderat eller dårlig.
- For alle gruppene av bestandsstørrelser inkluderes effekten av eventuell fiskekultivering som et tilleggskriterium. Der kultivering medfører redusert effektiv bestandsstørrelse (lavt

antall stamfisk som gir opphav til høy andel kultivert fisk i smoltbestanden), klassifiseres bestanden en klasse lavere enn tilfellet ville ha vært med kun naturlig reproduksjon

Det andre tilleggskriteriet, med nedskrivning en klasse der fiskekultivering reduserer effektiv bestandsstørrelse er basert Ryman & Laikre (1991) som viste at et fåtall stamfisk som gir opphav til en stor utsetting, kan redusere den genetiske variasjonen til totalbestanden. Årsaken til dette er at avkommet til stamfisken kan utgjøre en betydelig større andel av genene som videreføres til neste generasjon, enn det gytefiskene i naturen bidrar med. Vi har i denne rapporten tatt en enkel tilnærming og nedklassifisert der vi med sikkerhet kan anta at den effektive bestandsstørrelsen er redusert på grunn av fiskeutsettinger. Det er mulig at spesifikke beregninger hadde medført at noen flere bestander hadde blitt nedklassifisert. Vitenskapsrådet har siden 2010 innhentet opplysning om antall stamfisk og antall rogn eller fisk satt ut i alle de vurderte bestandene, og vi brukte disse opplysningene som grunnlag. Opplysningene er gitt vassdrag for vassdrag i vedleggsrapporten (Anon 2015d). Prosedyrene som ble brukt for å identifisere bestander som skulle nedskrives var som følger:

- Bare vassdrag der det ble satt ut smolt ble vurdert. Der det ble satt ut rogn eller ungfisk er det vanskeligere å vurdere hvor stor andel kultiveringsfisk utgjør av smoltproduksjonen, mens det er enklere når et kjent antall smolt blir satt ut.
- Antall stamfisk ble vurdert slik at om det ble brukt færre enn 25 hunner så er antallet stamfisk i utgangspunktet lavt (Ryman & Laikre 1991, Anon. 2010). Det er vanlig at det brukes så få stamfisk i vassdrag der det drives fiskekultivering i Norge (se Anon. 2010). Kriteriet med lavt antall stamfisk var dermed stort sett oppfylt for alle vassdrag og alle år med smoltutsettinger.
- Antall utsatt smolt ble sammenlignet med sannsynlig smoltproduksjon ved gytebestandsmålet eller lokale estimater av smoltproduksjon. For noen av de vurderte bestandene fantes det også informasjon om innslaget av kultiveringsfisk i returnert voksenfisk. Vassdrag der smoltutsettingene utgjorde mer enn 50 % av produksjonen av villsmolt, eller mer enn 40 % av den returnerte voksenfisken, ble vurdert til å ha redusert effektiv bestandsstørrelse på grunn av fiskekultivering.

Det var totalt ti bestander som ble valgt ut for nedskrivning, men tre av disse var allerede vurdert til å være i svært dårlig tilstand. De ti vassdragene var Skienselva i Telemark, Suldalslågen i Rogaland, Daleelva (Vaksdal) og Vosso i Hordaland, Årøyelva, Daleelva (Høyanger) og Jølstra i Sogn og Fjordane og Eira, Toåa og Surna i Møre og Romsdal.

8.3 Nasjonale og regionale trender i bestandsstatus

I denne rapporten har det ikke blitt gjennomført en analyse av årsakene til eventuelt redusert status i de enkelte bestandene. I kvalitetsnormarbeidet er det forutsatt at når en bestand blir klassifisert til å ha moderat eller dårligere status, så skal det gjennomføres en analyse av menneskeskapte påvirkningsfaktorer ved hjelp av egne effektindikatorer (beskrevet i Anon. 2011a og Miljødepartementets grunnlagsdokument). Vitenskapsrådet har ikke hatt ressurser til en slik analyse i denne rapporten, men vi har gitt en enkel vurdering av status for landet samlet og en kvalitativ vurdering fylke for fylke, basert på tidligere analyser og vitenskapsrådets rapporter (Anon. 2009, 2010, 2011c, 2012b, 2013, 2014). Merk at vurderingene er basert på bestandsstatus veid med gytebestandsmålet, slik at statusen i store bestander påvirker vurderingen mer enn små. Når vi omtaler antall eller andel bestander er tallene dermed ikke synonymt med faktisk antall bestander, siden bestandene er vektet etter sin størrelse. Klassifiseringen av de 186 bestandene er gitt på kart (**figur 8.2**), samt bestand for bestand i vedleggsrapporten (Anon. 2015d).

Til sammen ble 36 % av bestandene (veid med gytebestandsmålene) klassifisert til å ha god eller svært god bestandsstatus (**figur 8.3**). Det var størst andel bestander med god eller svært god bestandsstatus i Rogaland, der ingen bestander hadde lavere status enn god, fulgt av Finnmark uten Tanavassdraget og Nord-Trøndelag. Det var lavest andel bestander med god eller svært god status i Sør-Trøndelag og på Østlandet (men i disse fylkene var det en stor andel med moderat status) fulgt av Nordland og Møre og Romsdal. Om vi ser bort fra Finnmark med Tanavassdraget (som domineres av Tanavassdraget, som har et svært stort gytebestandsmål og en dårlig status), var det størst andel bestander med svært dårlig status i Hordaland fulgt av Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal.

Nedenfor gir vi en fylkesvis vurdering av status for laksebestandene. Det presiseres at statusvurderingen er basert på en samlet vurdering av oppnåelse av både gytebestandsmål og om de hadde et normalt høstbart overskudd, men at genetisk integritet i form av påvirkning fra rømt oppdrettslaks og andre genetiske påvirkninger ikke er vurdert. I de fylkesvise vurderingene er hver enkelt bestand veid med gytebestandsmålet, slik at store bestander teller mer enn små. Når vi her skriver «andel bestander» mener vi andel av «det totale vurderte gytebestandsmålet» i fylket.

Østlandet: Her var det få bestander som hadde god status og mange som hadde moderat status. Statusvurderingen domineres av Drammenselva, som har et stort gytebestandsmål og svært dårlig status på grunn av smitte med parasitten *G. salaris*, og Numedalslågen, som har en stor bestand og moderat status.

Agder: Her finner vi alle kategorier representert. Vurderingen har blitt bedre siden forrige vurdering (Anon. 2014) og 46 % av bestandene har nå svært god eller god status. Det er mange bestander som er i reetablering etter forsuring og kalking, og noen av dem er også sterkt påvirket av vannkraftregulering. Flere av bestandene har hatt positiv utvikling og nådde gytebestandsmålene for første gang i ett av de senere årene (2010-14).

Rogaland: Dette er fylket med den beste bestandsstatusen, alle bestandene har svært god eller god status. Smolt fra mange av bestandene har kort vandringsvei til eller vandrer direkte ut i havet, noe som kan medføre større marin overlevelse enn for bestander med lange fjordvandring som utsettes for naturlige og menneskeskapt påvirkningsfaktorer i fjordområdene (se Vollset mfl. 2014b).

Hordaland: Det fylket med størst andel bestander med svært dårlig status. Bare 36 % av bestandene hadde god eller svært god status. Innsiget av laks har avtatt spesielt mye i denne regionen (Vest-Norge) både etter 1983 og etter 1989, og mange bestander har hatt svært få gytefisk i mange år. Det store innsiget av mellom- og storlaks i 2011/12 bedret gytebestandsmåloppnåelsen i mange bestander i disse årene, men Vossovassdraget, som har det største gytebestandsmålet, hadde svært dårlig status (en redningsaksjon med storstilte smoltutsettinger pågår).

Sogn og Fjordane: Av bestandene i fylket hadde 41 % god eller svært god status, og 25 % hadde svært dårlig eller dårlig status. Vurderingene har blitt bedre siden forrige vurdering (Anon. 2014). Innsiget av laks har avtatt spesielt mye i denne regionen (Vest-Norge) både etter 1983 og etter 1989. Det er stor spredning i bestandsstatus mellom vassdrag i fylket. Det store innsiget av mellom- og storlaks i 2011/12 bedret gytebestandsmåloppnåelsen i mange bestander i disse årene. Lærdalselva, som har det største gytebestandsmålet i fylket, er ikke med i vurderingen fordi status med hensyn på *G. salaris* er ukjent (ferdig behandlet i 2012). Jølstra har også et relativt stort

gytebestandsmål, og bestandsstatusen er svært dårlig (vassdragsregulering er viktig påvirkningsfaktor).

Møre og Romsdal: Av bestandene i fylket ble 42 % klassifisert til å ha svært dårlig status. Status har blitt bedre siden forrige vurdering (Anon. 2014), men dette skyldes i hovedsak at Rauma og Måna nå er behandlet mot *G. salaris* og status nå blir vurdert som ukjent for disse vassdragene.

Sør-Trøndelag: Hadde få bestander med svært god status (5 %) og resten av bestandene har modertat (47 %) eller svært dårlig status (48 %). Statusvurderingen domineres av de store bestandene i Gaula (moderat status) og Orkla (svært dårlig status), hvor det høstbare overskuddet avtok betydelig fra 2011 til 2012 og 2013/14, på grunn av redusert innsig av mellomlaks og storlaks. Det var også flere av de middels store og små bestandene langs kysten som hadde dårlig status. Disse er historisk sett dominert av smålaks, og innsiget av slik laks var spesielt sterkt redusert i region Midt-Norge. Innsiget av mellom- og storlaks var ikke signifikant endret i perioden 1989 til 2014.

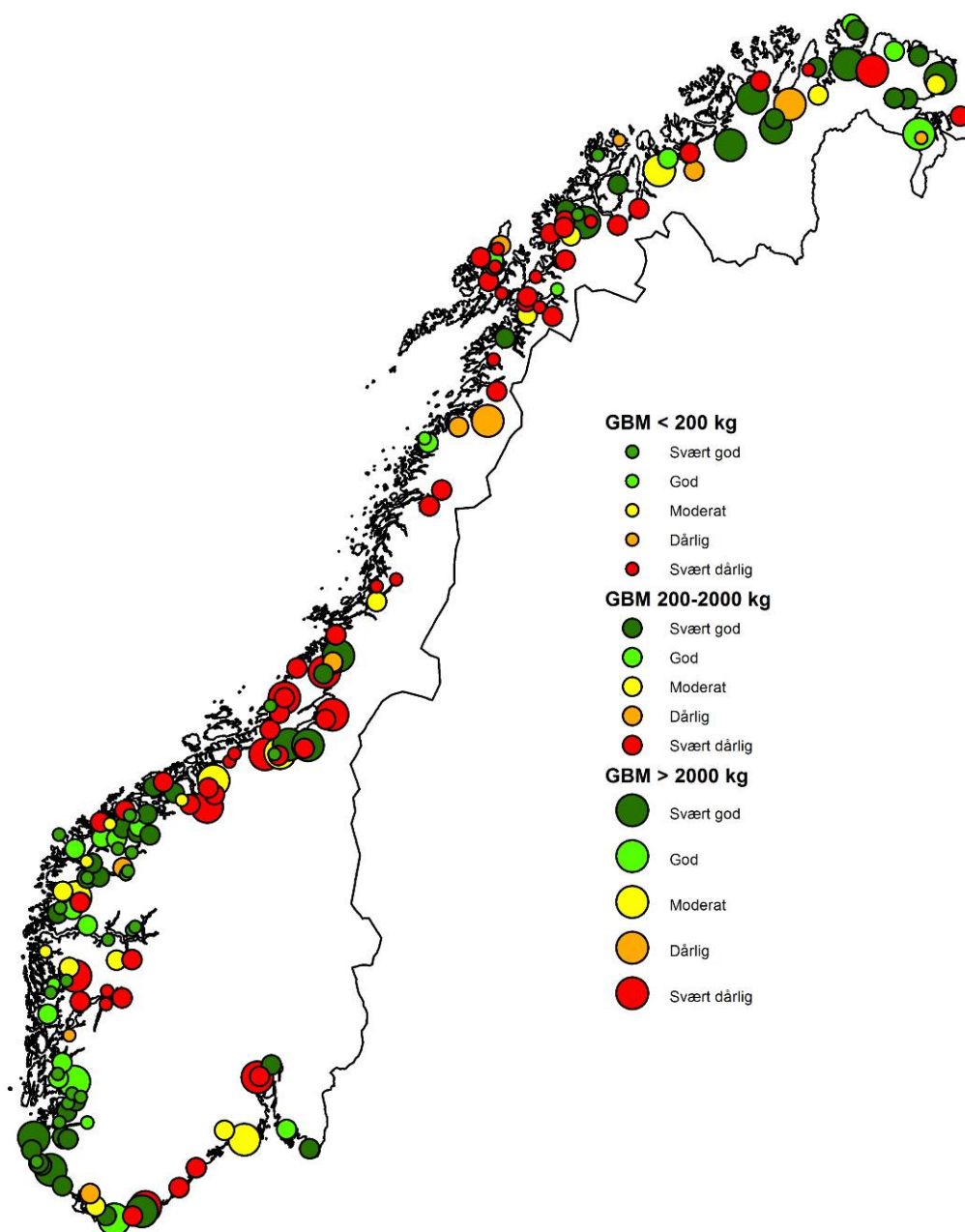
Nord-Trøndelag: Hadde en høy andel med bestander med svært god status (75 %), mens resten hadde dårlig eller svært dårlig status. Statusvurderingen er dominert av Namsen, som har et svært høyt gytebestandsmål og svært god status. Det er flere typiske smålaksvassdrag som har dårlig status, og innsiget av smålaks var spesielt sterkt redusert i region Midt-Norge.

Nordland: Det var stor variasjon i status mellom bestandene i fylket, men 78 % av bestandene hadde svært dårlig eller dårlig status. *G. salaris* ble igjen påvist i Ranaelva og denne er nå i svært dårlig status siden behandlingen ikke er avsluttet. Vefsna, som har det høyeste gytebestandsmålet i fylket, er ikke vurdert fordi rotenonbehandlingen ble avsluttet i 2013, og status for *G. salaris* infeksjonen er ukjent. Det var også mange små kystbestander som hadde dårlig status, og en god del av disse var historisk sett dominert av smålaks. Innsiget av slik laks var spesielt sterkt redusert i region Midt-Norge, mens innsiget av mellom- og storlaks ikke hadde endret seg signifikant etter 1989.

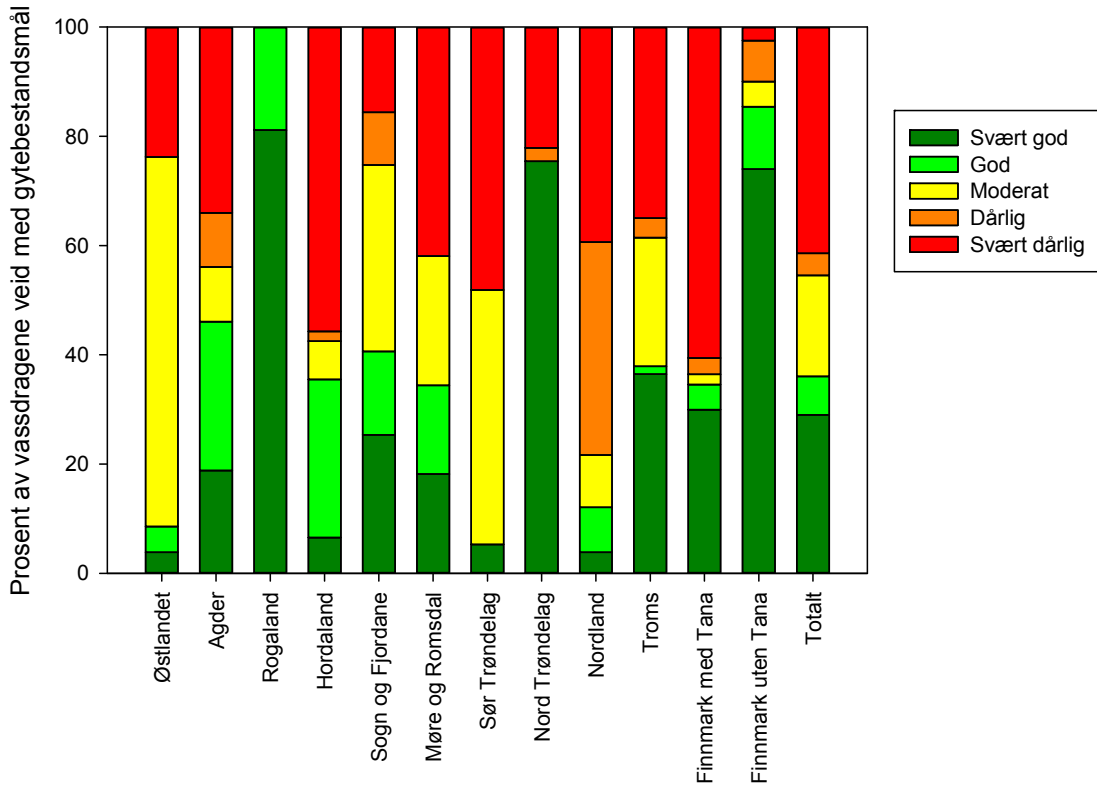
Troms: Fylket har vassdrag i alle kategorier. Vurderingen har blitt dårligere siden forrige vurdering, hovedsakelig fordi Reisaelva nå er vurdert til å ha moderat bestandsstatus, Målselv har fortsatt svært god bestandsstatus, mens den tredje største bestanden (ut fra gytebestandsmålet) har *G. salaris* (Skibotn). Laukhelle har også en relativt stor bestand og svært dårlig status, uten kjente påvirkningsfaktorer i ferskvann.

Finnmark (uten Tanavassdraget): Over 80 % av bestandene hadde svært god eller god status, og bare Rogaland hadde bedre samlet status. De få bestandene som ble vurdert til å ha svært dårlig status er små.

Tanavassdraget: Tanavassdraget hadde svært dårlig status på grunn av stort avvik fra gytebestandsmålene. Det er ingen andre kjente påvirkningsfaktorer på laksebestandene i vassdraget enn overbeskatning. Den dårlige statusen for Tanavassdraget, sammen med vassdraget store størrelse, gjør at Finnmark samlet sett har dårlig bestandsstatus.



Figur 8.2. Klassifiseringer av bestandstilstand (fra svært god til svært dårlig) for de enkelte laksebestandene ut fra en samlet vurdering av om de hadde oppnådd gytebestandsmålet og hadde et normalt høstbart overskudd for perioden 2010-2014. Bestandene er sortert etter størrelsen på gytebestandsmålet (GBM, kg hunner).



Figur 8.3. Fordeling av andelen laksebestander på fylkesbasis og for landet samlet med ulike klassifiseringer av bestandsstatus (fra svært god til svært dårlig) ut fra en samlet vurdering av om de hadde oppnådd gytebestandsmål og hadde et normalt høstbart overskudd for perioden 2010-2014. Hvert vassdrag er veid med gytebestandsmålet slik at større bestander teller mer enn små bestander. Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist med og uten Tanavassdraget. Tanavassdraget teller som én bestand i denne framstillingen.

9 RØMT OPPDRETTLAKS

9.1 Forekomst av rømt oppdrettlaks

I 2014 ble det i Norge produsert ca. 1 220 000 tonn oppdrettlaks (**figur 9.1**). Til sammenligning ble det i 2014 fanget ca. 569 tonn laks i sjø- og elvefisket i Norge (inkludert fisk som ble satt ut igjen). Selv uten korrigeringsfaktor for innslaget av rømt oppdrettlaks i fangsten var produksjonen av oppdrettlaks 2144 ganger større enn totalfangsten av laks i sjø- og elvefisket målt i tonn. Utsettet av smolt i merdene i 2014 (281 millioner oppdrettsmolt) var nesten på nivå med utsettet i 2013 (283 millioner), som var det høyeste noensinne. I følge Fiskeridirektoratets nettsider (www.fiskeridir.no) ble det rapportert at ca. 198 000 individer av laks rømte i 2013 (**figur 9.2**), mens de foreløpige tallene for 2014 er 283 000 individer. Per 28. februar 2015 var det rapportert om 83 014 rømte laks så langt i 2015.

Innslaget av rømt oppdrettlaks i fangstene fra fisket i sjø og elv har blitt systematisk undersøkt årlig siden 1989 (Fiske mfl. 2001a, Fiske 2013, Anon. 2012b, Diserud mfl. 2013, Fiske mfl. 2014, Anon. 2015b). Fra 2014 ble disse undersøkelsene koordinert i et nasjonalt overvåkningsprogram hvor institusjonene med størst aktivitet innenfor overvåkning av rømt laks samarbeider om å gi en samlet beskrivelse av vassdragenes status basert på data fra ulike typer undersøkelser (Anon. 2015b). Undersøkelsene er basert på identifisering av rømt oppdrettlaks på bakgrunn av ytre morfologi og skjellkarakterer (Lund mfl. 1989, Lund & Hansen 1991). Generelt har innslaget av rømt oppdrettlaks vært lavest i sportsfisket i elvene, høyere i prøvofiske og stamfiske om høsten like før gyting, og høyest i sjøfisket.

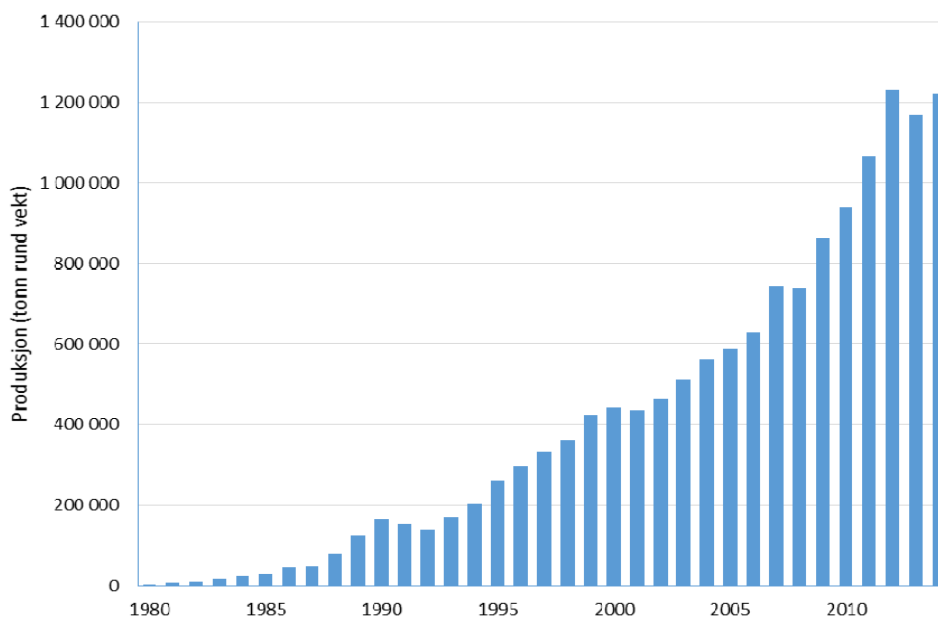
Lavere innslag av rømt oppdrettlaks i sportsfisket i elvene enn i sjøfisket (**figur 9.3**) skyldes i hovedsak at oppdrettlaksen i hovedsak går opp i elvene seinere enn villaksen (Hansen mfl. 1997, Thorstad mfl. 1998, 2008b, Næsje mfl. 2014), og dermed ikke blir utsatt for fangst i et like langt tidsrom som villaksen. Enkelte undersøkelser kan også tyde på at fangbarheten av rømt laks i forhold til vill laks varierer gjennom sesongen (Svenning mfl. 2015), noe som kan føre til skjevhet i estimater av forekomst av rømt laks basert på stamfiske. Det også forekomme variasjoner mellom elver, og over år.

Med unntak av 2002, da andelen rømt oppdrettlaks i prøvene fra sportsfisket var 16 %, har det uveide gjennomsnittet av innslaget av rømt oppdrettlaks i sportsfisket vært forholdsvis stabilt de siste 10 årene på nivået 3-9 %. I 2014 var det uveide gjennomsnittet fra 99 vassdrag på 5,4 % (11989 prøver undersøkt av NINA, Rådgivende Biologer, Veterinærinstituttet og Havforskningsinstituttet). Dette var noe høyere enn innslaget i 2013 (3,2 %), som var det laveste innslaget i tidsserien.

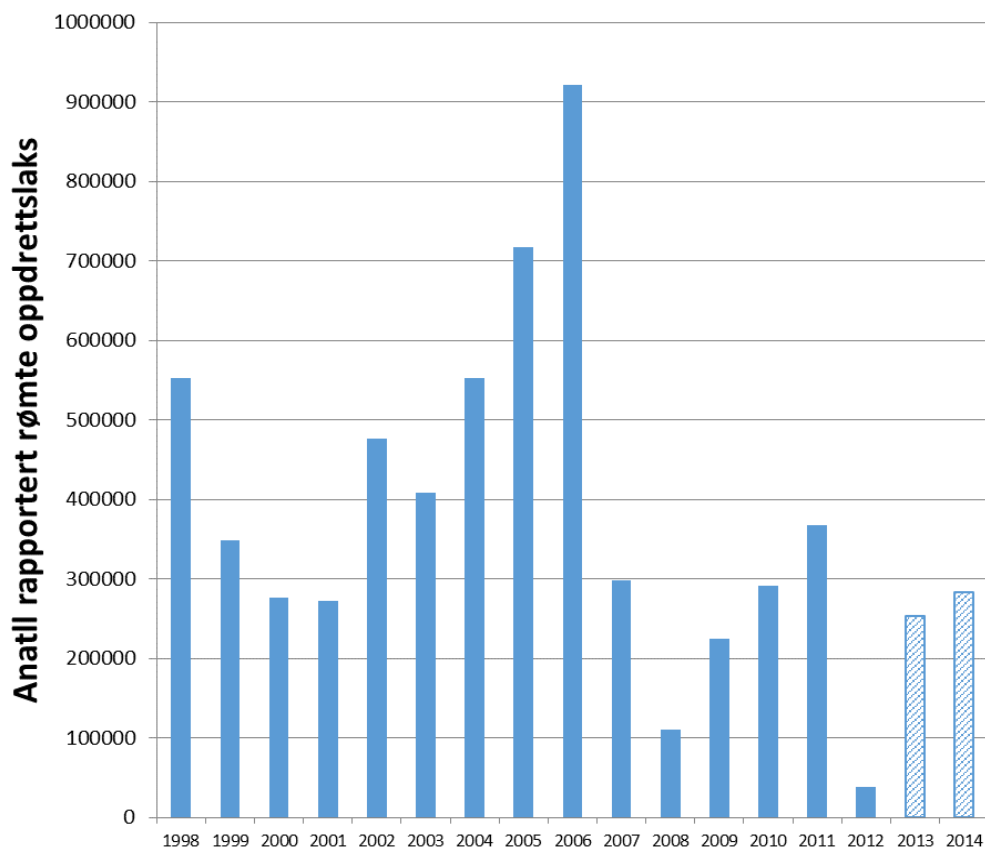
Data fra overvåking av rømt laks om høsten antyder at innslaget av rømt oppdrettlaks i prøvene fra prøvofiske og stamfiske like før gyting i 2014 (høstfisket) var på samme nivå som de siste årene (11,2 % i uveid gjennomsnitt, **figur 9.3**, Anon. 2015b). Høstdata fram til 2012 er basert på Fiske (2013), data for 2013 er data fra skjellprøver undersøkt av NINA og Veterinærinstituttet på oppdrag fra Fiskeridirektoratet og Miljødirektoratet (Fiske mfl. 2014), og data fra 2014 er fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for rømt laks (Anon. 2015b). I årene fra 2006 har gjennomsnittlig andel rømt oppdrettlaks i elvene om høsten variert mellom 11 og 18 % (uveid gjennomsnitt). Medianverdien (dvs. midtverdien; nivået der halvparten av elvene ligger over, og resten under) hadde en nedgang fra 11 % i 2006 til 4 % i 2012, men i 2013 økte denne igjen til 9 %. Medianverdien for 2014 var 6 %. Dersom prøvene fra sportsfisket og høstfisket kombineres til årsprosent (Diserud mfl. 2010) ser vi at det er elver med høy estimert årsprosent i flere deler av landet; blant annet i Sogn og Fjordane og i deler av Nord-Norge (**figur 9.4**).

Ulike typer undersøkelser av forekomst av rømt laks i vassdragene kan gi ulike estimater for andelen rømt laks. Blant annet gir visuelle tellinger ved hjelp av dykking (drivtellinger) i gytesesongen ofte lavere estimater av andelen rømt laks enn estimater basert på sportfiskefangster og høstfiske (Svenning mfl. 2015). I rapporten fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt laks er ulike metoder og deres styrker og svakheter drøftet, og det er foretatt en klassifisering av 140 vassdrag i tre kategorier basert på resultater fra alle tilgjengelige undersøkelser (Anon. 2015b). Der hvor det forelå data fra sportsfiskefangster og/eller høstfiske ble årsprosenten beregnet (89 vassdrag, se figur 7.4), mens for de resterende vassdragene ble vurderingen i hovedsak foretatt med basis i drivtellinger. Av disse 140 vassdragene ble 85 elver vurdert til å ha lavt til moderat innslag av rømt oppdrettslaks (< 10 %), i 30 vassdrag var innslaget høyt (> 10 %), mens i de resterende 25 vassdragene var innslaget middels (dvs. det kunne ikke fastslås med sikkerhet om innslaget var over eller under 10 %). I en trendanalyse av data fra høstfisket hvor elver med minst to år med data (53 elver) fra perioden 2006-2014 ble inkludert, ble det funnet en svak, men signifikant, nedgang i andelen rømt laks. I Havforskningsinstituttets risikovurdering (Svåsand mfl. 2015) ble resultatene fra høstfisket sammenlignet mellom nasjonale laksevassdrag og andre vassdrag, og det var ingen forskjeller i utviklingen mellom nasjonale laksevassdrag og andre vassdrag i denne perioden.

I 2011 og 2012 ble et stort antall skjellprøver fra laks fanget i sjølaksefisket i Nord-Norge analysert i prosjektet Kolartic Atlantic Salmon (over 20 000 prøver fra 39 fiskere i 2011 og 53 fiskere i 2012). Innslaget i prøvene, som ble samlet inn fra nordlige deler av Nordland til Øst-Finnmark, er foreløpig estimert til 11 % rømt oppdrettslaks samlet (Svenning mfl. 2014) og 9 % i Finnmark. Innslaget i Finnmark var vesentlig høyere enn hva som ble estimert fra en tilsvarende undersøkelse i 2008 (3,6 %, Svenning mfl. 2011). I innsigsberegningene i denne rapporten (**kapittel 2**) og i beregninger av antall oppdrettslaks i fangstene fra disse (**figur 9.5**), har vi antatt at innslaget av rømt oppdrettslaks i sjøfisket i 2009 og 2010 var det samme som i 2008, fordi dette er mønsteret i de få lokalitetene vi har data fra. For 2011-2014 har vi imidlertid antatt av innslaget økte noe i Nord-Norge, fordi prøvene fra Kolartic-prosjektet viser større innslag i sjøfangstene i nord i 2011 og 2012 enn i tidligere år.



Figur 9.1. Produksjon av oppdrettslaks i Norge i perioden 1980-2014 (tonn). Tallene for 2014 er foreløpige (Kilde: www.fiskeridir.no).



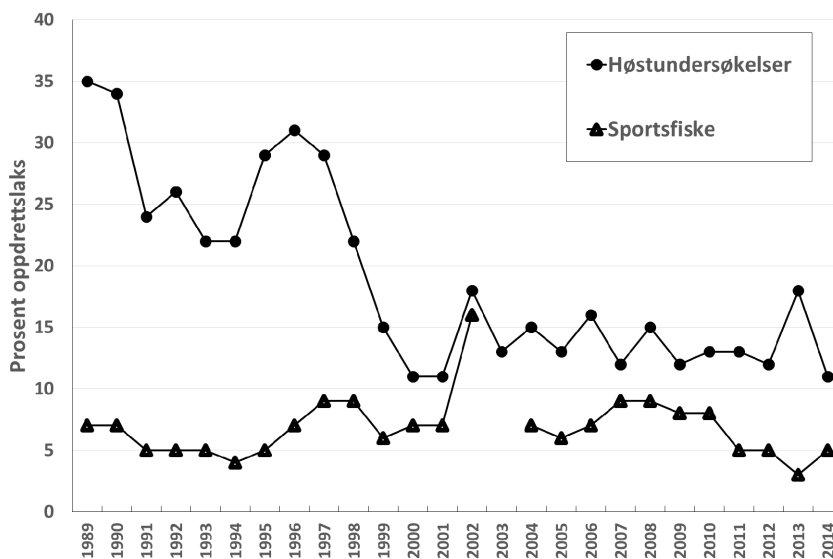
Figur 9.2. Rapportert antall rømt laks fra norske oppdrettsanlegg i perioden 1998-2014. Tallene for 2013 og 2014 er foreløpige tall per april 2015 (Kilde: www.fiskeridir.no).

Estimert antall rømt oppdrettslaks i laksefangstene i sjø- og elvefiske har vært lavt i de siste årene (**figur 9.5**). Reduksjonen er nært knyttet til redusert fangst av laks i sjøen. I tillegg foregår en høy og økende andel av sjøfangsten i Norge i Finnmark, som har hatt et lavt innslag av rømt oppdrettslaks i sjøfangstene (innslaget økte fra 2011, se ovenfor).

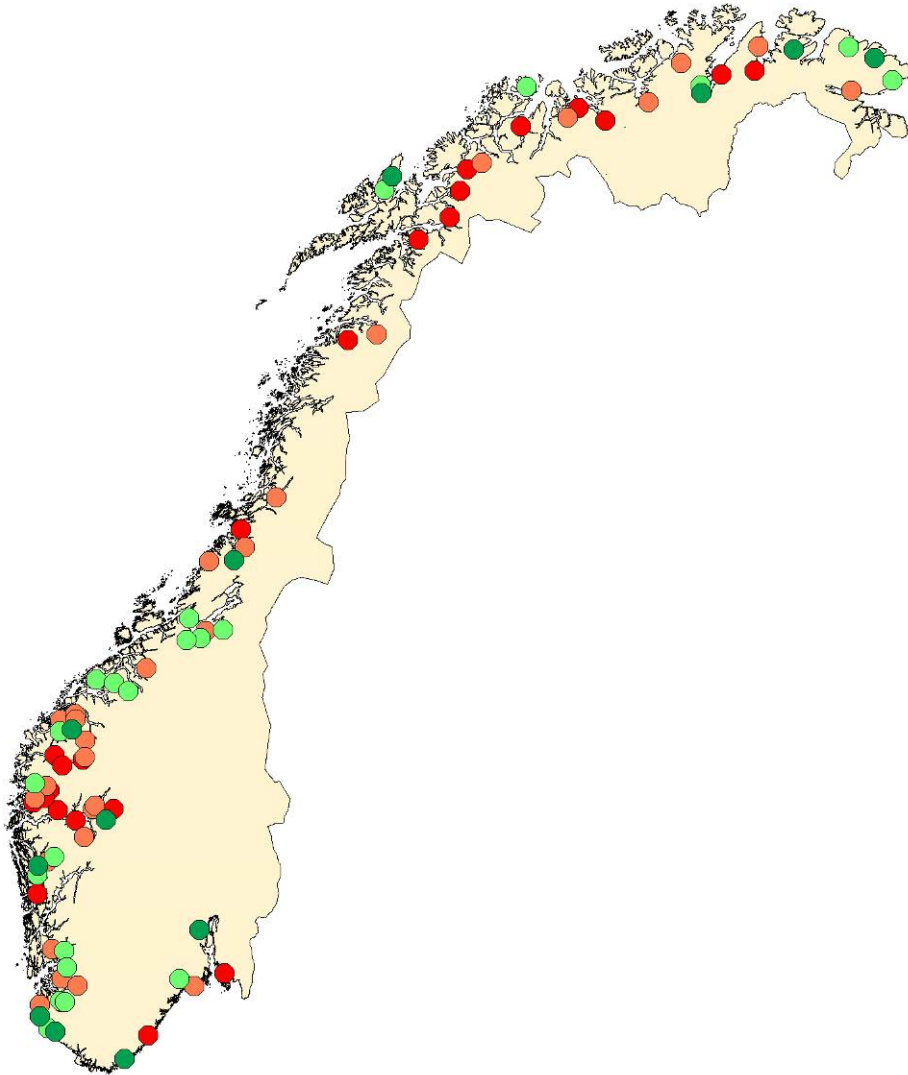
Estimatene overfor gjelder antall oppdrettslaks i totalfangstene. Vi kan også gi grove estimater for antall rømt oppdrettslaks som vandret opp i elvene i løpet av fiskesesongen ved å anta at oppdrettslaks har samme fangbarhet som villaks. Dette gir et estimat for fiskesesongen 2014 på ca. 6000 oppdrettslaks (95 % konfidensintervall 4000-9000). Av flere årsaker har vi ikke estimert totalmengden rømt oppdrettslaks som vandrer opp i norske laksevassdrag (altså summen av de som vandrer opp i løpet av fiskesesongen og de som vandrer opp senere på høsten). Det finnes ennå ikke god nok kunnskap om hvordan oppvandringen av rømt oppdrettslaks fordeler seg mellom fiskesesongen og perioden fram til gyting (annet enn at oppdrettslaks generelt vandrer opp i elvene senere enn villaks), og vi kan derfor ikke på noen god måte anslå andelen oppdrettslaks som vandrer opp i vassdragene etter fiskesesongen. Overvåkingen om høsten foregår i et begrenset antall vassdrag (48 vassdrag i 2014) og det må utvises forsiktighet i bruken av disse tallene til å oppskalere fra prosentvis innslag til totalantall rømt oppdrettslaks, fordi prøvenes representativitet ikke er godt nok testet.

I risikovurderingen fra Havforskningsinstituttet i 2014 forsøkte man å modellere antall laks som rømte fra oppdrettsanlegg i perioden fra 2005 til 2011 (Taranger mfl. 2014). Modellene tar utgangspunkt i kunnskap fra merkestudier av overlevelsen til både smolt og voksen laks som

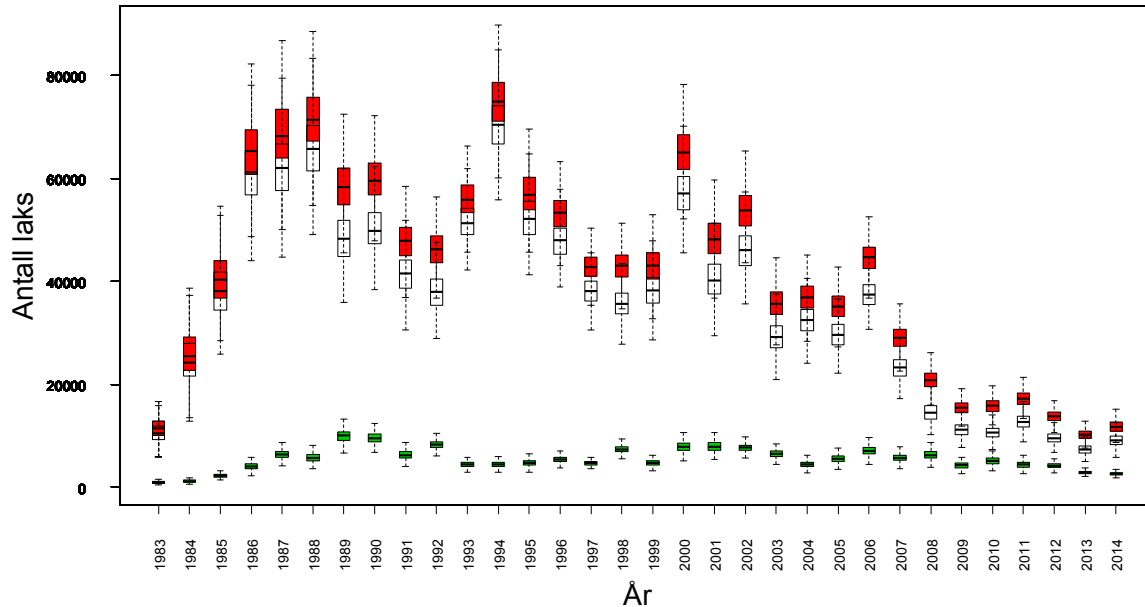
rømmer, estimatene for fangst av rømt laks i sjø og elv i perioden og ulike anslag for fangsten i sjøen. Taranger mfl. (2014) konkluderte med at selv om estimatene er beheftet med usikkerhet, er det svært sannsynlig at rømmingen har vært langt høyere enn det som har blitt rapportert, og at smoltrømminger utgjør en større andel av rømt laks enn det som framkommer i rømmingsstatistikken. Totalt estimerte man at det årlig har rømt mellom 1 og 2 millioner laks i perioden 2005 til 2011. Beregninger i en internasjonal publikasjon viser at antall post-smolt og voksen laks som har rømt, trolig er to til fire ganger høyere enn de rapporterte tallene til myndighetene (Skilbrei mfl. 2015).



Figur 9.3. Prosentandel rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og i prøver fra prøvefiske og stamfiske like for gyting om høsten i perioden 1989-2014. I 2003 ble undersøkelsene ikke finansiert, og det mangler derfor tall for dette året. Høstdata fram til 2012 er basert på Fiske (2013), data for 2013 er data fra skjellprøver undersøkt av NINA og Veterinærinstituttet på oppdrag fra Fiskeridirektoratet og Miljødirektoratet (Fiske mfl. 2014), og data for 2014 kommer fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for rømt laks (Anon. 2015b).



Figur 9.4. Innslag av rømt oppdrettslaks i ulike laksebestander i 2014, basert på beregnet årsprosent (data fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for rømt laks, Anon. 2015b). Innslaget er kategorisert som ingen risiko for påvirkning av rømt oppdrettslaks (< 1 % rømt oppdrettslaks, mørkegrønn), liten risiko (1-4 % rømt oppdrettslaks, lysegrønn), moderat risiko (4-10 % rømt oppdrettslaks, oransje) og høy risiko (> 10 % rømt oppdrettslaks, rød) etter Hindar og Taranger (2012). Årsprosent er en indeks som tar hensyn til registrering av rømt oppdrettslaks både i sportsfiskesesongen om sommeren og i et prøvefiske om høsten (Fiske mfl. 2006).



Figur 9.5. Beregnet antall oppdrettslaks i fangstene av laks i perioden 1983-2014. Røde bokser angir totalfangsten, hvite bokser angir fangstene i sjøen og grønne bokser angir fangstene under sportsfiske i elver. Boksene angir 25 og 75 persentilene (dvs. at halvparten av beregningene ligger innenfor boksen), mens de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene. Beregningene er hentet fra simuleringene av lakseinnslaget til Norge. Merk at beregningene gjelder antall oppdrettslaks i fangstene, og at en generell reduksjon i sjølaksefisket i de senere år har bidratt til å redusere totalfangsten av rømt oppdrettslaks.

9.2 Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks

I tidligere års rapporter har vitenskapsrådet omtalt kontrollerte eksperimenter i Imsa og Guddalselva i Norge, og i Burrishoole i Irland, som har dokumentert hvordan rømt oppdrettslaks og deres avkom og krysninger med villaks kan påvirke villaksbestander (Fleming mfl. 1996, Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003, Skaala mfl. 2012). Disse studiene har blant annet vist at rømt laks har lavere reproduksjonssuksess enn villaksen, at oppdrettsavkom og krysninger har raskere vekst enn villaksens avkom, at oppdrettsavkom og krysninger er effektive konkurrenter til villaksens avkom, og kan fortrenge villaksen fra optimale oppvekstområder. Dette kan medføre redusert produksjon av smolt med vill bakgrunn fra elva. Forsøkene i Burrishoole viste også at oppdrettsavkom og krysninger hadde langt lavere sjøoverlevelse enn avkom av villaks (McGinnity mfl. 2003). I sum har disse studiene vist at innkryssing av rømt oppdrettslaks i villaksbestander har en produksjonsnedsettende effekt, og at den kumulative effekten over generasjoner kan ha store negative konsekvenser.

I hvilken grad innkryssing har skjedd, og fortsatt skjer i ville laksebestander, avhenger av flere faktorer. Med utgangspunkt i data om andelen rømt oppdrettslaks i et større antall elver klassifiserte Diserud mfl. (2013) 11 av 110 (10 %) laksebestander i Norge som kritisk truet eller tapt (< 25 % beregnet andel villaks i bestanden). Modellen er basert på resultater fra de to kontrollerte eksperimentene i Norge og Irland med rømt oppdrettslaks og deres avkom i naturlige villaksbestander (Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003). Det er særlig andelen rømt oppdrettslaks per generasjon og antall generasjoner i simuleringene som påvirker endringene (Hindar mfl. 2006).

Genetiske studier av nye og historiske prøver fra et antall norske elver med DNA-markører har vist at genetiske profiler i enkelte elver har endret seg over tid og at de genetiske forskjellene mellom laks fra de ulike elvene har blitt mindre over en periode på 20-30 år (Skaala mfl. 2006, Glover mfl. 2012). Glover mfl. (2013) sammenliknet historiske og nye prøver av laks fra 20 elver ved bruk av et sett SNP-markører utviklet for å skille oppdrettslaks, villaks og krysninger mellom disse (Karlsson mfl. 2011). De fant signifikante endringer i genetiske profiler over tid hos laks fra fem av de 20 vassdragene. Som i de tidligere undersøkelsene fant de også med dette settet av genetiske markører at forskjellene mellom bestandene hadde blitt redusert over tid, og at endringen var retningsbestemt i den forstand at de genetiske profilene fra nye prøver lignet mer på profiler fra rømt oppdrettslaks enn det profilen utviklet fra historiske prøver gjorde. For første gang kunne også graden av innkryssing av rømt oppdrettslaks, det vil si andelen gener i bestanden med opphav i rømt laks, kvantifiseres. Estimaten av innkryssingsgrad varierte fra 2-47 % for de undersøkte bestandene. Graden av estimert innkryssing samvarierte til dels med andelen rømt fisk registrert i disse bestandene, og også med tidligere modellresultater, men det var også avvik fra dette mønsteret. I tillegg til andelen rømt oppdrettslaks i bestanden, ser det også ut til at bestandens tilstand i form av oppnåelse av gytebestandsmålet kan ha en betydning. I bestander med tilstrekkelig antall vill gytefisk vil konkurransen være sterkere og antagelig begrense gytesuksessen til rømt oppdrettslaks, slik som også eksperimentene i Imsa viste (Fleming mfl. 2000), mens i elver hvor bestanden er redusert vil det være enklere for rømt oppdrettslaks å oppnå gytesuksess. I en nylig publisert analyse av sammenhengen mellom graden av innkryssing i de 20 elvene som ble undersøkt av Glover mfl. (2013 og ulike variabler som fangst, fangst per arealenhet, andel rømt laks i bestanden og kombinasjoner av disse fant man at fangstmengde var den variabelen som forklarte den største delen av variasjonen (Heino mfl. 2015). Store bestander ser altså ut til å være mindre utsatt for genetisk påvirkning enn små og svake bestander, og dette styrker antagelsen om at konkurranse på gyteplassen er viktig.

Det foreligger så langt bare estimater av innkryssing av rømt oppdrettslaks basert på genetiske markører for et begrenset antall elver. Det ventes imidlertid at det i løpet av kort tid vil foreligge data fra et større antall elver analysert med SNP-markører. Nylig ble nye statistiske metoder for beregning av grad av innkryssing basert på data fra SNP-markører publisert (Karlsson mfl. 2014). Et større datamateriale vil gjøre det mulig å foreta mer omfattende analyser av sammenhenger mellom biologiske og miljømessige forhold i elvene, og klarlegge hvilke mekanismer som har betydning for gytesuksess og innkryssing av rømt oppdrettslaks i villaksbestander. I de siste årene har det også kommet ytterligere studier som dokumenterer genetisk baserte fenotypiske forskjeller mellom oppdrettslaks, hybrider og villaks. Solberg mfl. (2013a) viste at oppdrettslaks har redusert respons på stress, målt som endring i vekst, i forhold til villaks. Forsøkene tydet på mer begrenset plastisitet, eller spennvidde, i stressreponsen og tyder også på en mer begrenset genetisk spennvidde i gener av betydning for vekst i oppdrettslaksen. Solberg mfl. (2013b) sammenliknet vekst hos avkom av oppdrettslaks, villaks og krysninger i karforsøk hvor gruppene ble holdt separat, og samlet, for å undersøke om konkurranseforhold hadde innflytelse på relative vekstforskjeller mellom gruppene. De fant at de relative vekstforskjellene mellom oppdrettslaks og villaks var like både når gruppene ble holdt separat, og når de ble holdt i samme kar. Den relative vekstforskjellen ble imidlertid redusert når gruppene ble holdt under forhold som ble forsøkt tilnærmet et naturlig miljø (blant annet med begrenset tilgang på mat). I et videre arbeid fant Solberg mfl. (2015) at det ikke var forskjeller mellom yngel og parr av oppdrettsfisk, hybrider og villaks med hensyn til predatorunnvikelse. De fant heller ingen forskjeller mellom individer med rask eller langsom vekst. Økt predasjon som følge av atferdsforskjeller mellom avkom av oppdrettslaks og villaks (mer risikovillig atferd hos avkom av oppdrettslaks) har vært foreslått som en mulig forklaring på at avkommet fra oppdrettslaksen generelt har lavere overlevelse i naturen (Fleming og Einum 1997), men så langt er ikke dette vist

eksperimentelt. Under forhold som ligner på de man kan finne i naturen, fant Sundt-Hansen mfl. (2015) at konkurranse med avkom av oppdrettslaks så ut til å føre til lavere vekst og høyere nedstrøms vandringer hos avkom fra villaks. Også denne undersøkelsen tyder på at konkurranse med avkom fra oppdrettslaks kan føre til økt dødelighet hos villaks i tidlige livsstadier.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har oppsummert føre-var-baserte råd om tilpasninger av lakseforvaltningen til klimaendringer (Anon. 2011b). 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 (McGinnity mfl. 2009). Klimaendringene forsterker dermed betydningen av at innblanding av rømt oppdrettsfisk reduseres til ikke-skadelige nivå.

Samlet sett tilsier de nye undersøkelsene at dokumentasjonen er forsterket både med hensyn på at det skjer en innblanding av rømt oppdrettslaks i norske laksebestander og at dette kan ha negative økologiske og genetiske effekter. Vitenskapsrådets konklusjon er at det er nødvendig å forsterke tiltakene for å redusere rømminger og gyting av rømt oppdrettslaks i villaksbestandene i Norge.

10 *GYRODACTYLUS SALARIS*

Den ektoparasittiske haptormarken *Gyrodactylus salaris* regnes fortsatt som en av de største truslene mot norske laksebestander. Trusselen fra denne parasitten synes imidlertid å være redusert som følge av vellykkede utryddelsestiltak i mange lakseelver. Tiltak for å hindre nye introduksjoner og spredning til nye områder i Norge synes også å ha hatt god effekt. Det er ikke påvist spredning av *G. salaris* til en ny region siden påvisningen i Lærdalselva på midten av 1990-tallet. Siden den gang har parasitten bare spredt seg til forholdvis små vassdrag innenfor allerede smittede regioner. I dette kapitlet oppdateres den norske *G. salaris*-situasjonen med hensyn på forekomst og gjennomførte tiltak. For informasjon om biologi, introduksjon og spredning av *G. salaris* samt dens effekt på laks, henvises det til vitenskapsrådets rapporter for 2009 og 2011 (Anon. 2009a, 2011c).

10.1 Utbredelse av *G. salaris* i norske vassdrag

G. salaris er påvist i 50 norske vassdrag. Tre genetisk ulike varianter av *G. salaris*, som alle er dødelige for laks, er påvist på laksunger i 49 norske vassdrag i syv fylker (**tabell 10.1**). I Numedalsvassdraget forekommer en fjerde variant av *G. salaris* på røye i flere innsjøer, men smitteforsøk har vist at denne varianten ikke forårsaker dødelighet hos laksunger (Robertsen mfl. 2007, Ramírez mfl. 2014).

For å utrydde *G. salaris* i norske elver og samtidig redusere parasittenes utbredelse og mulighet for spredning til nye lakseelver, har det så langt blitt gjennomført kjemiske behandlingstiltak i 41 elver. Per mai 2015 er 22 vassdrag friskmeldt. Sytten vassdrag er under friskmelding (se kapitlene nedenfor), mens førstegangsbehandling er gjennomført i ett vassdrag (Ranaelva). Selv om de 17 vassdragene som er under friskmelding og det ene vassdraget der første behandling er gjennomført formelt sett blir betraktet som smittede inntil de blir friskmeldte, inngår de likevel ikke i oversikter over smittede vassdrag. Per mai 2014 regnes dermed 9 norske vassdrag som infisert med varianter av *G. salaris* som er dødelig for laks (**tabell 10.1**).

10.2 Friskmeldte vassdrag

Etter at utryddelsestiltak er fullført i et *G. salaris*-smittet vassdrag, blir laksunger vanligvis undersøkt i fem år før vassdraget blir friskmeldt, men det er åpnet for at friskmeldingsprosessen kan ta lengre tid i vassdrag med høy smoltalder.

I september 2014 ble de tre vassdragene i Steinkjer-regionen (Figga, Lundelva og Steinkjervassdraget – som omfatter Steinkjernelva, Oгна og Byaelva) friskmeldt etter gjennomførte friskmeldingsundersøkelser i fem år (2010-2014). De tre vassdragene i Steinkjer-regionen ble rotenonbehandlet i 2008 og 2009.

Totalt har 26 norske vassdrag blitt friskmeldt etter utryddelsestiltak ved bruk av rotenon. Ved hjelp av denne giften drepes all fisk på smittet elvestrekning. Følgelig dør også *G. salaris* som ikke kan overleve på andre dyregrupper eller som frittlevende. I fire tidligere friskmeldte vassdrag har imidlertid parasitten kommet tilbake, slik at det per mai 2015 er 22 vassdrag som har status som friskmeldt. De fire vassdragene hvor parasitten har kommet tilbake er Batnfjordselva, Henselva og Måna, alle i Møre og Romsdal, og Ranaelva i Nordland. Batnfjordselva ble rotenonbehandlet i 1994 og friskmeldt i 1999. Parasitten ble på nytt registrert i 2000. I ettertid er Batnfjordselva inkludert i samme smitteregion som Driva, Usma og Litledalselva. Batnfjordselva kan derfor ha blitt re-smittet med infisert laks som vandret fra ett av de andre vassdragene i denne smitteregionen. Henselva og Måna ble rotenonbehandlet i 1993 samtidig med de andre

inifiserte elvene (Rauma, Skorga, Innfjordelva) i samme smitteregion i Romsdalsfjorden. Henselva og Måna ble friskmeldt i 1999, men parasitten ble påvist på nytt i Henselva i 2000 og i Måna i 2011. I den nærliggende Rauma ble imidlertid *G. salaris* på nytt påvist allerede i 1996, og det er mest sannsynlig at parasitten ble spredd fra Rauma (eller andre smittede elver i regionen) til Henselva og senere til Måna med vandrende smittet laks. I 2014 ble *G. salaris* påvist i Ranaelva på laksunger som var samlet inn i «nasjonalt overvåkingsprogram for *Gyrodactylus salaris*». Ranaelva hadde da vært friskmeldt siden 2009 etter at elva ble rotenonbehandlet i 2004. Selv om det høsten 2014 ble gjennomført omfattende undersøkelser av laksunger i nærliggende vassdrag i Ranafjorden og av røye og laksunger ovenfor lakseførende strekning i Ranaelva, ble smitekilden ikke funnet.

10.3 Vassdrag under friskmelding

For å utvikle et alternativ til rotenonbehandlinger har det over flere år pågått et prosjekt i Lærdalselva for å videreutvikle aluminiumsulfatmetoden der målet er å utrydde *G. salaris* uten å ta livet av verten (laksunger) eller annen fisk. I 2011 og 2012 ble det gjennomført utryddelsestiltak i Lærdalselva med aluminiumsulfat som hovedkjemikalium. Undersøkelser med tanke på friskmelding begynte i 2013 og vassdraget vil tidligst bli friskmeldt etter siste innsamling av laksunger i 2017. I 2013 og 2014 ble henholdsvis 415 og 446 laksunger fra Lærdalselva undersøkt uten at *G. salaris* ble påvist.

I Vefsn-regionen ble rotenon brukt for å utrydde *G. salaris* i elvene Vefsn, Fusta, Drevja, Hundåla, Dagsvikelva og Nylandselva samt de tre innsjøene Fustvatnet, Mjåvatnet og Ømmervatnet i Fustavassdraget i 2011 og 2012. I elvene Leirelva, Ranelva, Halsanelva og Hestdalselva var det allerede gjennomført rotenonbehandlinger, og basert på undersøkelser av laksunger, vurderte Veterinærinstituttet det som unødvendig å gjenta disse i 2012. Totalt sett var rotenonbehandlingen av Vefsn-regionen det mest kompliserte og kostnadskrevene utryddelsestiltaket for *G. salaris* som noen gang er gjennomført i Norge. Det blir også et omfattende arbeid å dokumentere at parasitten er utryddet fra hele Vefsn-regionen. Den største utfordringen vil bli å dokumentere at *G. salaris* er utryddet fra de tre behandlede innsjøene i Fustavassdraget. I og med at rotenonbehandlingen hadde til hensikt å fjerne all røye fra innsjøene, vil det ta flere år før røyebestandene, som reetableres ved utsettinger, er tilstrekkelig tallrike slik at fravær av *G. salaris* kan dokumenteres. Følgelig er det grunn til å vente at friskmeldingsprosessen vil ta lengre tid enn de fem årene som er vanlig ved utryddelse av *G. salaris* i lakseelver. Det er ikke avklart når man tar sikte på å friskmelde vassdragene og innsjøene i Vefsn-regionen. Normalt skal alle vassdragene i en region friskmeldes samtidig, men i og med at det er mer komplisert å friskmelde de tre innsjøene med røye, kan det ikke utelukkes at innsjøene vil bli friskmeldt senere enn elvene. I 2013 ble det gjennomført oppfølgende undersøkelser av laksunger i noen av de behandlede elvene, men først i 2014 begynte friskmeldingsundersøkelser for fullt for alle de behandlede elvene i Vefsn-regionen.

I Rauma-regionen (Rauma, Henselva, Skorga, Breidvikselva, Innfjordelva og Måna) ble utryddelsestiltak gjennomført i 2013 og 2014. Behandlingene var mer omfattende enn de som ble gjennomført i denne regionen i 1993. I tillegg til de fem smittede vassdragene, ble også noen små, potensielt lakseførende elver behandlet for å hindre at parasitten har mulighet til overleve på steder der forekomsten er vanskelig å dokumentere. I én av disse elvene, Breidvikselva, ble *G. salaris* påvist på tre laksunger i forbindelse med undersøkelser forut for rotenonbehandling. Breidvikselva er elv nummer 49 i Norge der *G. salaris* er påvist på laksunger. I 2015 starter friskmeldingsundersøkelser av laksunger fra vassdragene i Rauma-regionen.

10.4 Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag

Miljødirektoratet og Mattilsynet har sammen laget en handlingsplan mot *G. salaris* for perioden 2014-2016 med prioriteringer for gjennomføring av utryddelsestiltak i norske vassdrag. Rotenonbehandling er valgt som det viktigste utryddelsestiltaket. Utryddelsestiltakene gjennomføres regionsvis, og i alle regioner planlegges det å gjennomføre doble kjemiske behandlinger, vanligvis i to påfølgende år. I enkelte vassdrag vil det i tillegg bli brukt langtidssperrer, slik at laksen forsvinner fra strekninger ovenfor sperrene etterhvert som de vandrer nedstrøms og ut i sjøen. Sperrere stanser all oppvandring av fisk, og dermed er det unødvendig med kjemisk behandling av strekningene ovenfor sperrene. Forutsatt at gjennomførte utryddelsestiltak har vært vellykkede, gjenstår det nå bare tre regioner med *G. salaris* i Norge; Driva-regionen, Skibotn-regionen og Drammens-regionen. De regionene som nå har høyest prioritet for behandling (i prioritert rekkefølge) er Skibotn-regionen og Driva-regionen.

I Skibotn-regionen (Skibotnelva og Signaldalselva) planlegges det å gjennomføre utryddelsestiltak i 2015 og 2016.

I Driva-regionen (Driva, Litledalselva, Usma, Batnfjordselva) er det ikke fastsatt tidspunkt for gjennomføring av to kjemiske behandlinger. Først skal det bygges en stor sperre i hovedelva Driva for å redusere parasittens utbredelse. Dette vil gi en vesentlig reduksjon i antall kilometer elvestrekning som må kjemisk behandles. Etter planen skal sperra bygges i perioden 2015-2016. Etter ferdigstilling må sperra være 100 % funksjonell i minimum 7-8 år før kjemisk behandling kan gjennomføres nedstrøms sperra.

I Drammens-regionen er det ikke laget planer for gjennomføring av utryddelsestiltak mot *G. salaris*. Mattilsynet har bestilt en utredning om mulig forekomst av *G. salaris* på fisk (særlig røye) i Tyrifjorden. Utgangspunktet for denne bestillingen er påvisning av en dødelig variant av *G. salaris* på røye i tre innsjøer i Fusta-vassdraget i Vefsn-regionen. Det var i Tyrifjorden, på oppdrettede regnbueørret, at *G. salaris* først ble oppdaget i Drammensvassdraget i 1986. Senere ble parasitten også påvist på regnbueørret i mange oppdrettsanlegg høyere opp i vassdraget. Det er derfor viktig å avklare smittesituasjonen ovenfor lakseførende strekning før det har noen hensikt å vurdere utryddelsestiltak mot *G. salaris* i Drammensvassdraget og i de andre elvene (Lierelva og Sandeelva) i denne smitteregionen. I begynnelsen av 2015, oppnevnte Miljødirektoratet en arbeidsgruppe som skal gå gjennom alle tilgjengelige alternativer og muligheter for å utrydde *G. salaris* fra vassdragene i Drammens-regionen. Arbeidsgruppen ventes å avlevere sin rapport mot slutten av 2017.

10.5 Status og utviklingstrekk

I 2014 ble de tre vassdragene i Steinkjer-regionen friskmeldt, mens *G. salaris* ble påvist i Ranaelva. Ranaelva ble friskmeldt i 2009 etter en rotenonbehandling i 2004. I 2014 kom friskmeldingsundersøkelser i gang for fullt i ti vassdrag i Vefsn-regionen, mens tilsvarende undersøkelser starter i seks vassdrag i Rauma-regionen i 2015.

I de siste seks årene har det blitt gjennomført mange og omfattende utryddelsestiltak mot *G. salaris* i norske vassdrag. I perioden 2009-2012 ble ti elver og tre innsjøer i Vefsn i Nordland rotenonbehandlet, i 2011 og 2012 ble Lærdalselva i Sogn og Fjordane behandlet med aluminiumsulfat, og i 2013 og 2014 ble elvene i Rauma-regionen rotenonbehandlet. Forutsatt at behandlingene har vært vellykkede, har forekomsten av *G. salaris* i norske vassdrag blitt vesentlig redusert, og per mai 2015 er det bare 9 norske elver med kjent forekomst av *G. salaris*.

Tabell 10.1. Smittestatus per mai 2014 for de 49 norske vassdragene der dødelige typer av *G. salaris* for laks er påvist. (X) betyr at bare førstegangsbehandling er gjennomført.

Navn på vassdrag	Fylke	Smittet	Under friskmelding	Friskmeldt
Skibotnelva	Troms	X		
Signaldalselva	Troms	X		
Lakselva	Nordland			X
Beiarelva	Nordland			X
Ranaelva	Nordland		(X)	
Slettenelva	Nordland			X
Røssåga	Nordland			X
Bjerka	Nordland			X
Bardalselva	Nordland			X
Sannaelva	Nordland			X
Leirelva	Nordland		X	
Ranelva	Nordland		X	
Nylandselva	Nordland		X	
Dagsvikelva	Nordland		X	
Drevja	Nordland		X	
Fusta	Nordland		X	
Vefsna	Nordland		X	
Hundåla	Nordland		X	
Halsanelva	Nordland		X	
Hestdalselva	Nordland		X	
Steinkjerelva	Nord-Trøndelag			X
Figga	Nord-Trøndelag			X
Lundelva	Nord-Trøndelag			X
Vulleelva	Nord-Trøndelag			X
Langsteinelva	Nord-Trøndelag			X
Bævra	Møre og Romsdal			X
Storelva	Møre og Romsdal			X
Batnfjordselva	Møre og Romsdal	X		
Driva	Møre og Romsdal	X		
Litledalselva	Møre og Romsdal	X		
Usma	Møre og Romsdal	X		
Henselva	Møre og Romsdal		X	
Breidvikselva	Møre og Romsdal		X	
Rauma	Møre og Romsdal		X	
Skorga	Møre og Romsdal		X	
Innfjordelva	Møre og Romsdal		X	
Måna	Møre og Romsdal		X	
Aurelva	Møre og Romsdal			X
Vikelva	Møre og Romsdal			X
Eidsdalselva	Møre og Romsdal			X
Nordalselva	Møre og Romsdal			X
Tafjordelva	Møre og Romsdal			X
Valldalselva	Møre og Romsdal			X
Korsbrekkelva	Møre og Romsdal			X
Vikja	Sogn og Fjordane			X
Lærdalselva	Sogn og Fjordane		X	
Drammenselva	Buskerud	X		
Lierelva	Buskerud	X		
Sandeelva	Vestfold	X		
Totalt antall vassdrag	49	9	18	22

11 RANGERING AV TRUSSELFAKTORER

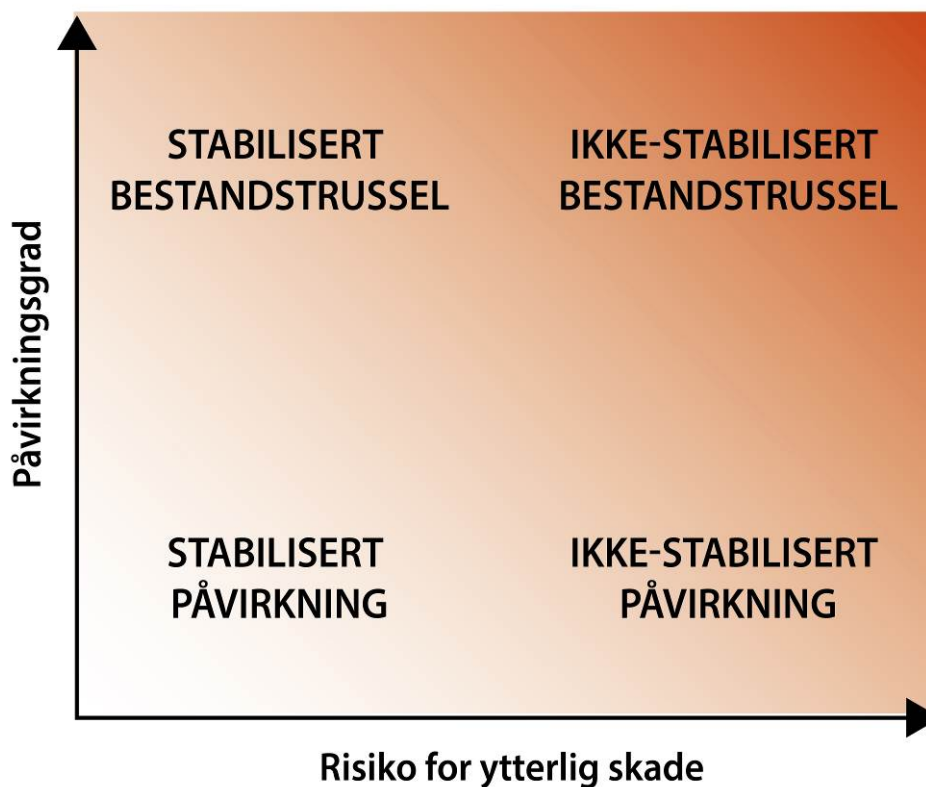
I tråd med mandatet (se www.vitenskapsradet.no) skal Vitenskapelig råd for lakseforvaltning vurdere de ulike menneskeskapte påvirkningene og truslene mot norsk villaks opp mot hverandre sammenholdt med:

- kunnskapsnivå (om bestander og trusler)
- skadepotensial for bestandsstørrelse og produksjon
- skadepotensial for bestandsstruktur og genetisk integritet
- truslenes geografiske utbredelse
- muligheter og begrensinger for tiltak

Vitenskapsrådet har i fire tidligere rapporter (Anon. 2010, 2011c, 2013, 2014a) vurdert og rangert trussel- og påvirkningsfaktorene for villaks i Norge. En oppdatert vurdering er gjort her. Trusselvurderingen er gjort gjennom et todimensjonalt system som kombinerer *påvirkningen* truslene har på bestandene i form av redusert produksjon og eventuelt tap av bestander, og *risikoen* for at truslene medfører ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander (**tabell 11.1**). I det todimensjonale systemet er effekten av hver trussel dermed vurdert og framstilt langs en *påvirkningsakse* og en *risikoakse* (**figur 11.1**). Skjematisk kan trusselfaktorene grupperes i fire kategorier i dette systemet (**figur 11.1**):

- **Ikke-stabilisert bestandstrussel** – en faktor som påvirker bestander så sterkt at den kan bidra til at bestander blir kritisk truet eller tapt i naturen og som har høy sannsynlighet for at det oppstår ytterligere tap og/eller tiltakene som gjennomføres ikke er tilstrekkelige til å kontrollere eller redusere faktorens effekt og utbredelse (øverst til høyre i figuren).
- **Stabilisert bestandstrussel** – en faktor som har bidratt til bestander har blitt kritisk truet eller tapt i naturen, men som har lav sannsynlighet for at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt, eller det gjennomføres tiltak som kontrollerer eller reduserer faktorens effekt og utbredelse (øverst til venstre i figuren).
- **Ikke-stabilisert påvirkning** - en faktor som reduserer produksjonen i bestandene (men altså ikke i den grad at det truer bestandene), og som har høy sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap og/eller tiltakene som gjennomføres ikke er tilstrekkelige til å kontrollere eller redusere faktorens effekt og utbredelse (nederst til høyre i figuren).
- **Stabilisert påvirkning** – en faktor som reduserer produksjonen i bestandene (men altså ikke i den grad at det truer bestandene), men som har lav sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap og/eller det gjennomføres effektive tiltak som kontrollerer eller reduserer faktorens effekt og utbredelse (nederst til venstre i figuren).

Aksene er imidlertid kontinuerlige, og de enkelte faktorene tvinges dermed ikke inn i én av kategoriene. Systemet med kriterier og poenggiving er utfyllende beskrevet i Anon. (2009), og kan også leses fra **tabell 11.1**. I teksten nedenfor gis en vurdering av hver enkelt trusselfaktor.



Figur 11.1. Vitenskapsrådets todimensjonale system for vurdering av påvirkningsfaktorer og bestandstrusler for norske villaksbestander. For illustrasjon er diagrammet fargelagt etter alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig).

11.1 Vurdering av de enkelte trusselfaktorene

Poenggivingen for de enkelte trusselfaktorene er gitt i **tabell 11.1**. For graden av påvirkning er det ingen endring i vurderingen i 2015 sammenlignet med 2014 for noen av faktorene. For sur nedbør og *G. salaris* er risiko for ytterligere skade begge redusert fra 2 til 1 i årets vurdering på grunn av at flere svært omfattende og effektive tiltak er planlagt. For de andre trusselfaktorene er det ikke gjort andre endringer i risikovurderingen i 2015 i forhold til i 2014.

Regulering av vassdrag til kraftproduksjon

Effektene av regulering av vassdrag for kraftproduksjon varierer mye mellom vassdrag. Faktoren plasserer seg høyt langs påvirkningsaksen, fordi den virker i mange bestander med effekt på nasjonalt nivå og fordi den har medført at flere bestander har blitt kritisk truet eller tapt. Den plasserer seg imidlertid relativt lavt langs risikoaksen. Dette fordi det er lite sannsynlig at vassdragsreguleringer i framtida vil medføre at nye bestander blir kritisk truet eller tapes, eller gjennomføres på en slik måte at produksjonen i bestanden reduseres kraftig, ut fra dagens forvaltningspraksis. I tillegg er det mye oppmerksomhet rundt gjennomføring av effektive tiltak. Høsten 2013 ble det lansert en håndbok for “Miljødesign i regulerte laksevassdrag” (Forseth & Harby 2013), der det presenteres en oppskrift for hvordan man kan utrede, utvikle og gjennomføre tiltak som bedrer forholdene for laks i regulerte vassdrag, samtidig som man tar hensyn til kraftproduksjon. Denne er særlig aktuell i forbindelse med vilkårsrevisjoner. Miljødirektoratet og Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) publiserte i 2013 en felles

gjennomgang og forslag til prioritering av de mange vannkraftkonsesjonene som kan revideres innen 2022 (Sørensen mfl. 2013). Direktoratene ga 50 vassdrag høy prioritet ved revisjon. Videre ble 53 vassdrag gitt lavere prioritet, mens 84 vassdrag ikke ble prioritert. I de fleste prioriterte vassdragene var hensynet til fisk og fiske særlig vektlagt. Blant disse ble vassdrag med anadrome bestander av laks, sjørøye og/eller sjørret, samt vassdrag med storret, vurdert til å ha størst verdi. Nesten 35 % av de vurderte anadrome bestandene finnes i de vassdragene som foreslås prioritert. I de prioriterte vassdragene er det særlig aktuelt å gjennomføre tiltak som gir høyere minstevannføring. Bedring av forhold for laks i regulerte vassdrag er dermed høyt prioritert fra forvaltningsmyndighetene i revisjonsprosessen. Etter en lang prosess ble reviderte vilkår for reguleringen i Årdalsvassdraget i Rogaland presentert i april 2015 (<https://www.regjeringen.no/nb/aktuelt/revisjon-med-palegg-om-minstevannforing-i-ardalsvassdraget-i-rogaland/id2406990/>). Det ble innført krav om minstevannføring både vinter og sommer. Det gjenstår å se resultatene av de mange andre revisjonsprosessene som kommer til å gjennomføres i de neste 10-20 årene. Nasjonale laksevassdrag har særlig beskyttelse mot skadelige vassdragsinngrep, inkludert vassdragsreguleringer. En evaluering av ordningen viste at det gis færre tillatelser til potensielt skadelige inngrep i nasjonale laksevassdrag enn i laksevassdrag som ikke er omfattet av ordningen (Vøllestad mfl. 2014). Studien viste også at det generelt gis færre tillatelser enn tidligere til inngrep i laksevassdragene. I 2015 ble det etter det vi kjenner til gitt overtredelsesgebyr til tre kraftselskap i laksevassdrag for brudd på vannressursloven på grunn av feilmanøvrering av kraftverk som ga raske fall i vannføring nedstrøms kraftverkene og stranding av laksefisk. Problemet med raske vannføringsfall på grunn av feil ser således ut til å få økt oppmerksomhet. En storsatsing under forskningssenteret CEDREN (www.cedren.no) på konsekvenser av effektkjøring av kraftverk med utløp til elver (EnviPeak) sluttrapporteres snart, og vil presentere mye ny kunnskap (i en rapport på norsk) om dette problemområdet.

Økende grad av effektkjøring (som gir variabel vannføring i elvene), sumeffekter av småkraftverk og generelt økende behov for fornybar energi for å redusere utslipp av klimagasser, gir moderat høy usikkerhet i vurderingen av framtid utviklingen. Kunnskapsnivået om effekter på laksebestander er gode, men siden effektene varierer mye mellom vassdrag er det vanskelig å anslå en typisk effekt. Vurderingen i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014.

Annen vannbruk

I det gamle kategoriseringssystemet for anadrom laksefisk er vannbruk til for eksempel oppdrettsanlegg (smoltproduksjon i ferskvann), industri, vanning og så videre behandlet sammen med regulering for kraftproduksjon. Vi har valgt å vurdere annen vannbruk enn til kraftproduksjon for seg. Dette er utfordrende, fordi for eksempel vannbruk til oppdrettsanlegg i noen tilfeller foregår i samme vassdrag som kraftproduksjon, mens i andre tilfeller er oppdrett eneste vannbruk i vassdraget. Faktoren plasserer seg relativt lavt langs påvirkningsaksen, til tross for at den trolig har bidratt til at noen bestander er kritisk truet eller tapt. Årsaken til at den er lavt på påvirkningsaksen er at dette er en faktor som virker i få og geografisk spredte vassdrag. Mange av de påvirkede vassdragene er små, og ofte dominert av sjørret. Slik vannbruk, avsperringer og andre inngrep i bekker er en betydelig utfordring for sjørret (f.eks. Bergan 2012). Faktoren plasserer seg midt på risikoaksen. Oppmerksomheten på problemet er økende (Bergan 2012, 2014), men det er lite sannsynlig at problemet vil øke slik at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt som følge av slik vannbruk. På den annen side er det vurdert at med økende produksjon i oppdrettsnæringen vil behovet for vann til smoltproduksjonen øke, og det vil på mellomlang sikt bli behov for å ta i bruk nye vannkilder (Kittelsen mfl. 2006). NVE ga nylig overtredelsesgebyr for brudd på vannressursloven ved at det ble tatt ut for mye vann til et smoltanlegg. NVE har økt fokus på problemet og gjennomførte ekstraordinære tilsyn vinteren 2014 (<http://www.nve.no/no/nyhetsarkiv-/nyheter/nve-planlegger-ekstraordinare-tilsyn-pa>

settefiskanlegg-vinteren-2014-). Usikkerheten om framtidig utvikling er moderat. Vurderingen i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014.

Sur nedbør

Sur nedbør og forsuring av vassdrag er en faktor som historisk har medført at mange laksebestander har blitt kritisk truet eller gått tapt. Den plasserer seg derfor høyt langs påvirkningsaksen. I tillegg kan effekten på produksjon være sterk der bestander ikke er tapt eller kritisk truet, og problemet er regionalt. Faktoren plasserer seg imidlertid lavt langs utviklingsaksen, både på grunn av omfattende og effektive tiltak (kalking) og fordi påvirkningen er vesentlig redusert. Det er derfor svært lav risiko for ytterligere tap i produksjon og bestander. Det ventes ingen ytterligere forbedringer i vannkjemi i kommende år, og bestandene vil være avhengig av kalking i lang tid framover (DNs Handlingsplan for kalking 2011-2015). Kunnskapen er god, men det er økende uro for at jordsmonnet etter mange tiår er tappet for basekationer. Modellering som ble gjort for flere år siden, for eksempel for Lille Hovvatn i Agder (Hindar & Wright 2005) viste at konsentrasjonen av kalsium (Ca) ville bli historisk lav når syretrykket ble redusert. Data viser at dette er nå i ferd med å bli en realitet. Kalsium er viktig for fiskens saltbalanse, og en kan frykte at allerede saltfattige vannforekomster i det tidligere forsuringsområdet får en mer marginal vannkvalitet.

Potensialet for effektive tiltak ble endret fra 1 til 2 i 2013 i forhold til tidligere vurdering. Dette skyldtes at det i liten grad var utsikt til optimalisering av igangværende tiltak eller nye kalkingstiltak i laksevassdrag. Noen fiskebestander var også redusert på grunn av forsuringpåvirkning av brakkvannsområdene. Vurderingen i 2015 er imidlertid at dette har snudd seg på grunn av økte bevilgninger og konkrete kalkingsplaner, og vi velger å justere tilbake til 1.

Gyrodactylus salaris

Parasitten *G. salaris* er den faktoren som har medført at flest bestander i norske vassdrag har blitt kritisk truet eller gått tapt, og faktoren plasserer seg derfor høyt langs påvirkningsaksen. Effekten på lakseproduksjonen gjennom yngeldødelighet er svært stor (Johnsen mfl. 1999), og laksebestander som har hatt *G. salaris* i mange tiår blir vurdert til å være kritisk truet eller tapt i naturen. Faktoren plasserer seg imidlertid midt på risikosaksen, primært fordi omfattende tiltak for å utrydde parasitten i mange elver har redusert problemet betydelig. I 2012 ble behandlingstiltak fullført i Vefsn-regionen (ti elver og tre innsjøer) og i Lærdalselva, og i 2014 ble behandlingstiltak fullført i Romsdalsregionen (seks elver). Høsten 2014 ble *G. salaris* påvist i Ranaelva som hadde vært friskmeldt siden 2009 etter fullført rotenonbehandling i 2004. Ranaelva ble rotenonbehandlet senhøstes 2014, først og fremst for å hindre smittespredning, og en ytterligere behandling planlegges høsten 2015. Dødelige varianter av *G. salaris* er påvist på laks i 49 norske elver. Per mai 2015 har *G. salaris* kjent forekomst i 9 norske lakseelver, 22 elver friskmeldt og 17 elver er i en friskmeldingsprosess. Ei elv (Ranaelva) er under behandling. Kunnskapen om faktoren er generelt god, mens det knytter seg usikkerhet til framtidig utvikling, primært på grunn av usikkerhet om de nylig gjennomførte tiltakene har vært vellykkede, om planlagte tiltak i store vassdrag vil lykkes og hvor stor risiko det er for spredning fra infiserte vassdrag til nye vassdrag og regioner. Risiko for ytterligere produksjonstap og risiko for tap av ytterligere laksebestander er begge vurdert til å være moderate. I en samlet vurdering er trusselen fra *G. salaris* mot norske laksebestander ytterligere redusert i 2015 sammenlignet med vurderingen i 2013 og 2014. Potensialet for effektive tiltak er endret fra 2 til 1 på grunn av de konkrete planene for behandlingstiltak som foreligger for vassdrag som fremdeles har *G. salaris*.

Landbruksforurensninger

Mange laksevassdrag finnes i elvedaler med høy landbruksaktivitet. Dette kan gi tilførsler av næringssalter som kan virke både positivt og negativt på produksjonen, avhengig av konsentrasjonsforhold. Erosjon fra nyploøyde arealer kan redusere habitatkvaliteten og tette gytegroper ved at finpartikulært materiale transporteres fra land og ut i vassdraget. Under spesielle forhold kan siloutslipp gi oksygenmangel på grunn av nedbryting av det organiske materialet og forårsake lokal dødelighet. Med endret klima følger mer ekstremt vær, og hyppigere episoder med intens nedbør kan forsterke utvasking av potensielt forurensende stoffer. Landbruksaktivitet, spesielt grønnsaksproduksjon, kan gi avrenning av ulike sprøytemidler, men dette er behandlet under “andre forurensninger”.

Landbruksforurensninger plasserer seg relativt lavt langs både påvirkningsaksen og utviklingsaksen. Faktoren har nasjonal utbredelse og virker i svært mange vassdrag, men effekten på bestandene er liten. Det er etter det vitenskapsrådet kjenner til aldri påvist eller sannsynliggjort at slik forurensning har medført at bestander i Norge har blitt kritisk truet eller tapt, selv om enkeltepisoder kan ha medført tap av de aldersklassene som var i elva ved utslippstidspunktet. Viktigst for plassering langs begge aksene er imidlertid at det er gjennomført en rekke tiltak og reguleringer som har redusert belastningen fra landbruksforurensninger betydelig. Ekstremhendelser på grunn av klimaendringer er imidlertid lite forutsigbare. Kunnskapen om faktoren kunne vært bedre (vurdert som moderat), særlig knyttet opp mot samtidig påvirkning av andre trusselfaktorer. Vurderingen i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingene i 2013 og 2014.

Andre forurensninger

Vassdrag mottar en rekke miljøskadelige stoffer som metaller, PCB og ulike pesticider fra både lokale kilder og langtransport (med luftmasser og nedbør). Effektene varierer fra svak reduksjon i reproduksjon, via episoder med omfattende dødelighet av voksen fisk og/eller yngel til kronisk økt dødelighet. Det er også vist at enkelte forurensende stoffer (såkalte hormonhermere) kan ha effekt på kjønnsforhold og gonadeutvikling hos fisk med potensial for betydelig negativ effekt på reproduksjon (f.eks. Moore & Waring 2001). Bergverk var i vitenskapsrådets forrige vurdering inkludert i denne vurderingen, men er nå vurdert spesifikt som egen trusselfaktor.

Andre forurensninger, særlig i kombinasjon, er en faktor hvor kunnskapsnivået om effekter er dårlig, og usikkerheten med hensyn på framtidig utvikling er relativt høy. Faktoren ligger lavt langs påvirkningsaksen, dels fordi den per i dag er dokumentert å ramme relativt få bestander, dels fordi det ikke er dokumentert eller sannsynliggjort at bestander har blitt kritisk truet eller tapt og dels fordi det er gjennomført omfattende tiltak mot lokale forurensningskilder (både i husholdninger og i industrien). En rekke miljøgifter er dessuten på EUs liste over stoffer som skal fases ut. Risikoen for ytterligere tap av produksjon er moderat og risikoen at bestander blir kritisk truet eller går tapt er vurdert til å være lav. Vurderingen i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingene i 2013 og 2014.

Bergverk

Bergverksindustri kan gi økte konsentrasjoner av metaller, partikler og ulike produksjonskjemikalier. Enkelte utslipp, spesielt metaller fra eksponerte sulfidholdige mineraler, er vanskelig å kontrollere. Forurensningene kan påvirke anadrom fisk både i elvene og i de utenforliggende fjordene (se utfyllende vurdering i Anon. 2013). Mens metallutslipp påvirker laksesmoltens evne til å tåle saltvann, vil partikler kunne skade fiskens gjeller, samtidig som de kan påvirke overlevelse fra egg til yngel. Antall rammede bestander er lavt (få vassdrag har bergverk), men fordeler seg over mange fylker, samtidig som det antas at produksjonstapet i dag er lavt. Det er betydelig kunnskapsmangel knyttet til miljømessige effekter av eksisterende bergverk og de biologiske effektene av utslippene. Det foreligger lite kunnskap om hvilke belastninger (kombinasjonen av konsentrasjon og eksponeringstid) laks og sjørørret tåler. Det er

dermed vanskelig å angi i hvilken grad tålegrensene er overskredet i de enkelte vassdragene. Metaller vil også påvirkes smoltens vandring i fjordsystemet. Også når det gjelder dette er kunnskapen mangelfull. Det er dermed også manglende kunnskap med hensyn på å kunne utrede konsekvenser av ny bergverksindustri. Dette, sammen med en forventet økning i bergverksaktiviteten, innebærer at det er en risiko for ytterligere skade. Risikoen for ytterligere skade er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014.

Tabell 11.1. Poenggiving og kriterier for poenggiving for de ulike trusselfaktorene langs påvirkningsaksen og risikoaksen. For hver av aksene er sum og samlet vurdering (andel av maksimumpoeng) gitt. Usikkerhet om utvikling og kunnskapsnivå er også vurdert.

VURDERTE EGENSKAPER PÅVIRKNINGSAKSE:	POENG OG KRITERIUM	Vassdragsregulering (kraft)	Annen vannbruk (opp- drett, industri, vanning)	Sur nedbør	G. salaris	Landbruksforurensninger	Annen forurensning (metaller, PCB, pesticider)	Overbeskatning	Lakselus	Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett	Infeksjoner påvirket av annen akt: enn oppdrett	Rømt oppdrettslaks	Menneskepåvirket predasjonstrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv.)	Fremmede arter (pukkellaks, drekyl, regnbueørret)	Bergverk
1 Antall rammede bestander	1: <51, 2: 51-100, 3: 101-200, 4: > 200	3	1	2	1	3	1	1	3	3	2	4	1	2	4	2	1
2 Geografisk utbredelse:	1: Lokalt	2	1	3	2,5	4	2,5	2	3,5	3,5	3	4	2	3	4	2,5	4
	2: Mange spredte enkeltlokaliteter																
	3: Regionalt (landsdeler)																
	4: Nasjonalt (minst 14 av 16 fylker)																
3 Effekt produksjon	1: Svak reduksjon < 10 %	2,5	2	4	4	1	2	2,5	3	1	2	2	1	1	1	1	1
Typisk effekt på en bestand	2: Moderat reduksjon 10-25 %																
(redusert produksjonskapasitet,	3: Sterk reduksjon 25-75 %																
smoltproduksjon eller sjøoverlevelse)	4: Meget sterk reduksjon > 75 %																
4 Antall tapte eller kritisk truede bestander i naturen	1: Ingen, 2: 1-5, 3: 6-20, 4 > 20	3	2	3	4	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1
5 Gjennomførte tiltak	1: Svært mange med god effekt	2	3	1	2	1	2	1,5	3	3	3	2,5	3	4	2	3	2
(som reduserer effekt på produksjon eller	2: Mange med bra effekt																
sannsynlighet for tap av bestander)	3: Få tiltak eller tiltak med liten effekt																
	4: Svært få/ingen tiltak eller tiltak uten effekt																
Sum (av maksimum 20)		12,5	9	13	13,5	10	8,5	8	13,5	11,5	11	15,5	8	11	12	9,5	9
Samlet påvirkningsgrad (0-1)		0,63	0,45	0,65	0,68	0,50	0,43	0,40	0,68	0,58	0,55	0,78	0,40	0,55	0,60	0,48	0,45
Kunnskap (om trussel og effekter)	God = 1, moderat = 2, dårlig = 3	1	2	1	1	2	3	1	2	3	3	2	3	3	1	3	3

Tabell 11.1 fortsetter

VURDERTE EGENSKAPER RISIKOAKSE:	POENG OG KRITERIUM	Vassdragsregulering (kraft)	Annen vannbruk (oppdrett, industri, vannng)	Sur nedbør	G. salaris	Landbruksforurensninger	Annen forurensning (metaller, PCB, pesticider)	Overbeskatning	Lakselus	Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett	Infeksjoner påvirket av annen akt: enn oppdrett	Rømt oppdrettstaks	Menneskepåvirket predasjonstrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv.)	Fremmede arter (Pukkellaks, ørekyt, regnbueørret)	Bergverk
1 Potensial for effektive tiltak (gitt framskrivning av dagens situasjon)	1: Svært omfattende og effektive tiltak er planlagt 2: Omfattende og effektive tiltak er planlagt 3: Noen effektive tiltak, eller tiltak med liten totaleffekt er planlagt 4: Få/ingen effektive tiltak er planlagt	2	4	1	1	2	2	2	3	3	4	3	3,5	3	3	3	2,5
2 Risiko for ytterligere produksjonstap (gitt at utviklingen fortsetter som nå)	1: Lav 2: Moderat 3: Høy 4: Svært høy	2	2	1	2	1	2	1	4	3	2	4	1	2	1	2	2,5
3 Risiko for at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt (gitt at utviklingen fortsetter som nå)	1: Lav 2: Moderat 3: Høy 4: Svært høy	1	1	1	2	1	1	1	2,5	2	1	4	1	1	1	1	1
Sum (av maksimum 12)		5	7	3	5	4	5	4	9,5	8	7	11	5,5	6	5	6	6
Samlet risiko for ytterligere skade (0-1)		0,42	0,58	0,25	0,42	0,33	0,42	0,33	0,79	0,63	0,58	0,92	0,46	0,50	0,42	0,50	0,50
Usikkerhet om utvikling	Liten = 1, moderat = 2, høy = 3	2	2	1	2	1	2	1	2	3	3	2	2	3	1	2	2

Overbeskatning

Beskatning av laks i sjø og elv skal i utgangspunktet være basert på beskatning av et høstbart overskudd. Det er imidlertid liten tvil om beskatning har vært og kan være en sterk påvirkningsfaktor for norske laksebestander (påvirker gytebestanden direkte, uten kompensierende mekanismer) og at svært mange bestander har vært overbeskattet. Det er først etter 2007 at man gjennom utarbeidelse av gytebestandsmål har hatt et grunnlag for å definere "høstbart overskudd" på en god måte. Overbeskatning lå opprinnelig relativt høyt på påvirkningsaksen fordi faktoren påvirket mange bestander, virket nasjonalt (med stedvis høy beskatning både i sjø og elv), og effekten på produksjonen kan ha vært moderat til stor. Det er lite sannsynlig at overbeskatning alene i moderne tid har medført at bestander har blitt kritisk truet eller tapt. Situasjonen i Tanavassdraget, der beskatning er dominerende trusselfaktor, illustrerer imidlertid potensialet beskatning har når det kommer til å redusere bestandsstørrelser langt under respektive gytebestandsmål og til å skape andre endringer, for eksempel en signifikant reduksjon i mengden storlaks i deler av vassdraget (Anon. 2012c). Det er fra 1980-tallet og utover gjennomført omfattende tiltak for å redusere beskatningen nasjonalt, blant annet gjennom forbud mot drivgarnfiske i sjøen fra 1989. Tilgjengeligheten av effektive tiltak reflekteres langs risikoaksen, der overbeskatning ligger relativt lavt. Forvaltningsmål basert på gytebestandsmål (fra 2007) og påfølgende innstramminger i både sjøfiske og elvefiske medfører at det nå er sannsynlig at beskatningen framover vil basere seg på høsting av et overskudd, og dermed ikke true bestander eller produksjon. Situasjonen i Tanavassdraget gir imidlertid fremdeles grunn til bekymring, men det pågår fortsatt forhandlinger med Finland om nye fiskereguleringer som skal bringe beskatningen av de ulike Tanabestandene over på nivå definert av konkrete gjenoppbyggingsplaner. Vi vurderer at kunnskapen om overbeskatning som trusselfaktor er god, og at usikkerheten om framtidig utvikling er lav. Vitenskapsrådets bestandsvise vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål, samt estimatene av overbeskatning (se kapittel 7), tilsier at antall bestander rammet av overbeskatning har blitt kraftig redusert siden 2010 etter at effektive tiltak er gjennomført. Trusselfaktoren ble derfor flyttet betydelig nedover langs påvirkningsaksen. Etter at overbeskatning økte noe i 2013, på grunn rask reduksjon i innsig og høstbart overskudd i deler av landet, ble oversbeskatningen lavere igjen i 2014. Det var 2014 stor overbeskatning i Tanavassdraget (over 30 %), moderat overbeskatning (hhv. 10 og 16 %) i to fylker og lav (<10 %) eller ingen overbeskatning i de andre fylkene. Vurderingen i 2015 er den samme som i 2013 og 2014.

Lakselus

Samlet sett er det sannsynliggjort gjennom vitenskapelige undersøkelser at lakselus fra oppdrett har gitt bestandseffekter i form av redusert innsig av gytelaks fra havet og redusert høstbart overskudd i de mest oppdrettsintensive områdene i Norge (Anon. 2012a, 2013, 2014a). Dette er basert på omfattende undersøkelser av individuelle effekter av lakselus på livsfunksjon (fysiologiske og patologiske effekter) hos laksefisk, metaanalyser av feltforsøk som sammenligner marin vekst og overlevelse hos grupper av laksesmolt med og uten medikamentell beskyttelse mot lakselus, sannsynliggjøring av bestandseffekter fra overvåking av infeksjonsnivå hos villfisk kombinert med etablerte tålegrenser, samt dokumentasjon av bestandseffekter ved analyser av fangststatistikk og lakseinnsig. Selv om effekten av lakselus på laksebestander vil variere fra år til år og med forhold i vassdragene, infeksjonspress og overlevelsesforhold i havet, så vil et vedvarende høyt smittepress fra lakselus sammen med andre påvirkningsfaktorer kunne true laksebestanders levedyktighet, særlig når overlevelsesforholdene i havet er så dårlige som de generelt har vært i de siste 20-30 år.

I følge Svåsand mfl. (2015) var det i 2010 bare én av 26 undersøkte lokaliteter som ble klassifisert som å ha høy risiko for luserelatert dødelighet på vill laksesmolt, mens de andre hadde lav risiko. I 2011 økte antallet lokaliteter med høy risiko for luserelatert dødelighet på vill laksesmolt til 6 av 31 (alle 6 i Vest-Norge og Trøndelag), mens 2 lokaliteter hadde moderat risiko. I 2012 viste 5 av 29 undersøkte lokaliteter høy risiko for luserelatert dødelighet på vill laksesmolt (i Vest-Norge, Trøndelag og én lokalitet i Nordland), mens 5 lokaliteter viste moderat risiko og 19 lav risiko. I 2013 viste 1 av 23 lokaliteter høy risiko for lakselusrelatert dødelighet på vill laksesmolt (Nord-Trøndelag), mens 6 lokaliteter viste moderat risiko. I 2014 viste 7 av 24 undersøkte lokaliteter høy risiko for luserelatert dødelighet på vill laksesmolt (i Vest-Norge, Møre og Romsdal og Nord-Trøndelag), mens 2 lokaliteter viste moderat risiko og 15 lav risiko. Lakselusovervåkingen (Bjørn mfl. 2012, 2013, Nilsen mfl. 2014) og Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013, 2014; Svåsand mfl. 2015) viser dermed at infeksjonspresset fra lakselus på utvandrende laksesmolt gradvis økte i flere regioner fra 2010 til 2012 og avtok noe i 2013 og så økte igjen i 2014. I Finnmark var det en lav risiko for lakseluspåslag på utvandrende laksesmolt i 2014 i periode 1 (uke 28-29), men infeksjonstrykket økte kraftig i periode 2 (uke 33-34). Oppsummert viste resultatene fra 2014 at laksesmolten i Sognefjorden, Romsdalsfjorden og Namsenfjorden ble utsatt for lakselus under smoltutvandringen – og da for spesielt sent utvandrende smolt (Nilsen mfl. 2014, Svåsand mfl. 2015).

Lakselus som trusselfaktor plasserer seg høyt både langs påvirkningsaksen og risikoaksen. Vurdering av denne trusselfaktoren i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014. Kunnskapsgrunnlaget er vurdert som moderat godt og usikkerheten om framtidig utvikling er også vurdert som moderat. I tillegg til at lus har en bestandsreducerende effekt (Krkošek mfl. 2013) kan også lus påvirke vekst hos fisk og føre til en senere kjønnsmodning (Vollset mfl. 2014a). Resistensutviklingen hos lakselus mot ulike behandlingsmidler overvåkes fortløpende og resultatene viser en markant økning i foreskrevet legemidler som brukes som lusemidler (Grøntvedt mfl. 2015). Sensitivitet og resistens mot legemidlene testet i bioanalysene er generelt utbredt langs hele kysten, men synes å være mindre fremtredende i nord og lengst sør. Sammenlignet med overvåkingen i 2013 synes det å være et tap av følsomhet for behandlingsmidlene deltamethrin og azamethiphos i Finnmark. Resultatene for bruk av hydrogenperoksyd var generelt bedre enn for andre legemidler, men tap av følsomhet ble indikert i områder i Hordaland og Trøndelag. Vurderingen av lakselus som trusselfaktor i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014.

Andre infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett

Trusselbildet fra infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett har sammenheng med det store volumet av fisk i oppdrettsnæringen og de mange sykdomsutbruddene hos oppdrettsfisk. (Effekter av lakselus er vurdert som egen faktor og ikke inkludert her.) Mange av de alvorligste sykdommene i norsk laksefiskeoppdrett hadde en økning i antall lokaliteter med utbrudd i 2015 i forhold til i 2013 og 2014. Denne økningen har trolig sammenheng med et økt smittepress mellom oppdrettslokalitetene. Dette gir grunn til å frykte at også ville laksefisk er utsatt for et økt smittepress. Dette gjelder både laks og sjørørret, og sjørørret som oppholder seg langs kysten i nærheten av oppdrettslokalitetene er trolig aller mest utsatt. I Norge finnes det ingen data fra langtidsserier fra systematiske undersøkelser på etablering, forekomst og effekt av infeksjoner hos villfisk som kan kobles til infeksjoner hos oppdrettsfisk. Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett er en faktor som det finnes svært lite kunnskap om, og hvor usikkerheten om framtidig utvikling er høy. Faktoren plasserer seg moderat høyt langs påvirkningsaksen og høyt langs risikosaksen. Infeksjoner fra fiskeoppdrett kan trolig ramme mange bestander i mange regioner, og er

fraværende bare i områder med lite oppdrett (primært Sør- og Østlandet). Effekten på produksjonen av villaks er ukjent. Vitenskapsrådet har vurdert at effekten på norske laksebestander generelt er < 10 %, men understreker at dette er en usikker vurdering på grunn av kunnskapsmangel. Selv om kunnskapsmangelen er stor, har nyere forskning vist at det foregår en smitteoverføring fra oppdrettslaks til villaks for også andre infeksjoner (Garseth mfl. 2013) enn lakselus. Det ikke er usannsynlig at smitteoverføringen og effekten er høyere i enkelte bestander og regioner. Med dagens teknologiløsninger i oppdrettsnæringen er det lite sannsynlig at det kan gjennomføres tiltak som effektivt beskytter villfisk. Slike infeksjoner er et aktivt problem som ventes å øke hvis produksjon i oppdrettsnæringa øker og medfører ytterligere produksjonstap i mange bestander. Risiko for at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt er økt til moderat i forhold til vurderingen i 2013 og 2014.

Infeksjoner påvirket av annen menneskelig aktivitet enn fiskeoppdrett

Det finnes flere infektive organismer (virus, bakterier, sopp og parasitter) hos ville laksefisk som ikke nødvendigvis kan knyttes til oppdrettsvirksomhet, men som er påvirket av menneskelig aktivitet. (*G. salaris* er vurdert som egen faktor og ikke inkludert her.) Noen infeksjoner gir sykdom under spesielle miljøforhold, som for eksempel høye sommertemperaturer og lav vannføring som et resultat av klimaendringer og/eller bortføring av vann til kraftproduksjon. PKD (proliferativ nyresyke) er et eksempel på en parasittinfeksjon som kan medføre sykdom ved høye vanntemperaturer og lave vannføringer. Furunkulosebakterien kan medføre utbrudd under lignende betingelser. Faktoren plasserer seg moderat høyt både langs påvirknings- og risikoaksen. Som for infeksjoner knyttet til oppdrett, er plasseringen langs påvirkningsaksen i høy grad et resultat av at faktoren kan virke i mange bestander over store deler av landet, mens effekten på bestandene er moderate. Det er også vanskelig å gjennomføre effektive tiltak som reduserer problemet. Få effektive tiltak og klimascenario som tilsier økte sommertemperaturer i mange norske vassdrag, er viktig for at faktoren er plassert relativt høyt langs risikoaksen. Også her er kunnskapsgrunnlaget dårlig fordi det ikke finnes et overvåkingsprogram for infeksjoner på villfisk bortsett fra en nystartet overvåking av villaks som nesten utelukkende vektlegger virus som forårsaker sykdom hos oppdrettslaks. Vurderingen i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013 og 2014.

Rømt oppdrettslaks

Rømt oppdrettsfisk har effekt gjennom å være vektorer for infeksjoner, bidra til økt smittepress for lakselus, økologiske effekter gjennom konkurranse og genetisk påvirkning av bestandene (se **kapittel 9** og Anon. 2009a). Her vurderes økologiske og genetiske effekter av rømt oppdrettslaks. Faktoren plasserer seg høyt langs påvirkningsaksen og svært høyt langs risikoaksen. Faktoren rammer nasjonalt. Den historiske effekten på lakseproduksjon er moderat, siden den har virket i få laksegenerasjoner, og det så langt er relativt få bestander der det er dokumentert at bestander genetisk sett er tapt eller kritisk truet. Glover mfl. (2012) viste imidlertid genetiske endringer i 6 (sterkt signifikant i 4) av 21 undersøkte bestander (28 %) som kunne knyttes til innkryssing av rømt oppdrettslaks. I et oppfølgende arbeid med SNP-markører på 20 av disse bestandene fant de signifikante endringer i fem av bestandene, og viste samtidig at disse endringene medførte at de nåtidige genetiske profilene lå nærmere den genetiske profilen til en sammensatt prøve av oppdrettslaks enn de historiske prøvene (Glover mfl. 2013). Graden av innkryssing, det vil si andelen av gener i bestanden som stammer fra oppdrettslaks, ble kvantifisert og estimatene varierte fra 2-47 % for disse bestandene (Glover mfl. 2013). Det ble også i en undersøkelse av laks fra Namsen (Karlsson mfl. 2012) påvist genetiske signaturer av oppdrettslaks i voksen villaks ved hjelp av SNP-markører. Graden av innkryssing varierte

betydelig mellom innsamlingsår. Det ble observert en større grad av oppdrettsinnslag i ungfisk innsamlet i 2011 enn i potensielle villaks-foreldre innsamlet i 2010, hvilket antyder at det har skjedd en hybridisering mellom oppdrettslaks og villaks i vassdraget. Basert på et modellverktøy (Hindar mfl. 2006, Hindar & Diserud 2007) klassifiserte Diserud mfl. (2013) 11 av 110 (10 %) bestander som kritisk truet eller tapt (< 25 % beregnet andel villaks i bestanden). I rapporten fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for rømt laks, ble det vurdert at innslaget av rømt laks var over 10 % i 30 av 140 undersøkte bestander, som er den grensen den nye forskriften om fellesansvar for utfisking av rømt oppdrettsfisk setter for når avbøtende tiltak skal planlegges. Samlet sett tilsier foreliggende undersøkelser at antall kritisk truede eller tapte bestander er på nivå tre (6-20 bestander) (se **tabell 11.1**). Det mangler imidlertid en samlet nasjonal kartlegging av innkryssing av rømt oppdrettslaks i bestandene.

Selv om oppdrettsnæringen har gjennomført omfattende tiltak som har redusert andelen laks som rømmer, og dette har redusert gjennomsnittlig andel rømt laks i prøver fra villfiskbestandene om høsten fra i størrelsesorden 20 % til 10 %, så har produksjonsøkningen medført at antallet oppdrettslaks som rømmer fortsatt er høyt. Enkeltbestander har også fortsatt svært høye innslag av rømt oppdrettslaks i prøver fra gytebestandene. Nivåene for innslag av rømt oppdrettslaks i prøver fra gytebestandene var gjennomsnittlig på samme nivå eller litt lavere i 2014 i de undersøkte elvene enn årene før, mens innslaget i prøver fra sportsfiske var litt høyere enn i 2013. Nivåene av rømt oppdrettslaks er høyere enn bærekraftig nivå i store deler av landet, slik det er definert av både vitenskapsrådet (Anon. 2011a) og Havforskningsinstituttet (Taranger mfl. 2014). Det er fare for at problemet vil opprettholdes, og fordi effekten på bestandene er kumulative (McGinnity mfl. 2003, Fraser mfl. 2010a, b) er det sannsynlig at effekten på villaksproduksjonen vil øke og at ytterligere bestander kan bli kritisk truet eller gå tapt. Framtidig risiko for rømminger kan reduseres på grunn av strengere regler for krav til merder/nøter og oppankring (NYTEK forskriften⁴). Risiko for smoltrømminger kan reduseres på grunn av forskriften som ble vedtatt i mai 2012 om en prøveordning der 20 % av produksjonskapasiteten til et settefiskanlegg kan ha økt individvekt fra normalt 250 gram til 1000 gram. Vi anser at det foreløpig ikke foreligger god nok dokumentasjon for at bruk av større smolt vil redusere problemet med smoltrømminger og at dette vil redusere totalpåvirkningen på bestandene slik at det er grunnlag for å endre risikovurderingen. Det er fortsatt en begrenset del av smolten som produseres opp til størrelser over 250 g før de settes ut. I januar 2014 publiserte Fiskeridirektoratet en nettmelding som påpekte og presiserte kravene til maskevidder i merdene sammenlignet med smoltens størrelse. Dette vil også kunne bidra til å redusere rømmingstallene.

Kunnskapsnivået for påvirkningsfaktoren rømt oppdrettslaks er generelt godt, selv om det fortsatt gjenstår forskning for å klarlegge mekanismene og sammenhengen mellom forekomst av rømt laks og innkryssing i villaksbestandene. Fordi det ennå ikke foreligger en nasjonal kartlegging av genetiske endringer i bestandene vurderes kunnskapen om trusselen og dens effekt som moderat. Vi har også kategorisert usikkerheten om framtidig effekt som moderat. Scenarioene (Diserud mfl. 2012, 2013) baserer seg på studier av mekanismer og ekstrapolering fra forsøk over få generasjoner, noe som innebærer usikkerhet. Dokumenterte genetiske endringer i naturlige bestander som over tid har hatt høye innslag rømt oppdrettslaks (Glover mfl. 2012, Glover mfl. 2013) gir på den annen side støtte til de utviklede scenarioene, selv om det kan være stor og uforklart variasjon i effekt mellom bestander. Risikovurderingen i

⁴ www.lovddata.no/cgi-wift/wiftldles?doc=/app/gratis/www/docroot/for/sf/fi/fi-20110816-0849.html&emne=akvakultur*&

2015 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014. Rømt oppdrettslaks er mer omfattende omtalt i **kapittel 9**.

Menneskepåvirket predasjonstrykk

Predasjon fra fugl, pattedyr og annen fisk er i utgangspunktet dødelighetsfaktorer som er en naturlig del av laksens liv. Predasjonstrykk kan imidlertid påvirkes av menneskelig aktivitet, for eksempel dersom aktiviteten endrer (1) forekomsten av predatorer, eller (2) tilgangen predatorerne har til vassdraget. Eksempler på førstnevnte kan være regulering av fiske/jakt etter predatorerne eller introduksjon og spredning av fremmede predatorarter. En indirekte effekt som endrer forekomst av predator kan være fiskeri (eller andre påvirkninger) som endrer forekomst og mengde av alternative byttedyr. Et eksempel på en aktivitet som endrer predatorenes tilgang til vassdrag kan være redusert isdekke om vinteren etter vassdragsreguleringer. Predasjon som påvirkningsfaktor er gjennomgått i Anon. (2010), hvor det også framgår at kunnskapsnivået om denne faktoren er noe begrenset. Usikkerheten om framtidig utvikling er vurdert som moderat. Faktoren plasserer seg midt langs påvirkningsaksen men lavt langs risikoaksen, basert på vurderinger ut fra dagens kunnskap. Vurderingen i 2015 er den samme som i 2013 og 2014.

Klimaendringer

I hvilken grad klimaendringer påvirker laks ble gjennomgått i en temarapport fra vitenskapsrådet i 2011 (Anon. 2011b). Fordi klimaendringer kan påvirke svært mange og ulike forhold i vassdragene (vannføring, vanntemperatur, vannkjemi) og kan gi storskala endringer i havøkosystemene, er det svært vanskelig å plassere denne faktoren langs de to aksene. Temperaturpåvirkede infeksjoner er allerede vurdert under “Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet”. Det foregår omfattende forskning på temaet laks og klima, og det kommet stadig flere studier som knytter bestandsendringer til klimaindeksler (f. eks. Friedland mfl. 2013, Mills mfl. 2013). Det er imidlertid fortsatt stor usikkerhet om den framtidige utviklingen, spesielt for den enkelte bestand. Det er fortsatt også stor usikkerhet knyttet til hvor og når laks fra ulike vassdrag oppholder seg i ulike havområder (se **kapittel 11**), men pågående studier vil gi økt kunnskap. Klimaendring vil også påvirke vannkjemi i havet (Cadeira & Wickett 2005, Raven mfl. 2005). Økt konsentrasjon av CO₂ i lufta vil føre til mer oppløst CO₂ i havet og dette vil gjøre havet mindre basisk, såkalt havforsuring. Noen studier tyder på at denne nedgangen i pH vil være negativ for planktonorganismer og fisk, særlig fiskelarver (Munday mfl. 2009, Cripps, Munday & McCormick 2011, Allan mfl 2013, Chivers mfl. 2013, Lönnstedt mfl. 2013, Munday mfl. 2013). Andre studier (for eksempel Maneja mfl. 2012, 2014, 2015) tyder på at en senkning av pH tilsvarende det som kan ventes i havet ved slutten av dette århundret ikke har noen negative virkninger på undersøkte fiskelarver. Det er foreløpig ingen entydige resultater når det gjelder direkte påvirkning. Det er vanskeligere å vurdere mulige effekter som kan forplante seg gjennom næringskjedene, men det er neppe grunn til å tro at slike effekter vil vise seg i løpet av de neste 10-årene. Klimaendringer plasserer seg relativt lavt både langs risiko- og påvirkningsaksen, men kan flytte seg oppover risikoaksen om sammenhengene mellom særlig havklima og laksens vekst og overlevelse blir bedre dokumentert. Vurderingen i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingene i 2013 og 2014.

Fysiske inngrep

Fysiske inngrep inkluderer endringer i habitatforhold som kanalisering, forbygning og terskelbygging. Faktoren plasserer seg relativt høyt langs påvirkningsaksen men lavt langs risikoaksen. Effekten av forbygninger kan være både positive og negative, mens kanalisering og terskler oftest er negative for lakseproduksjon. Det er primært omfanget av slike tiltak (svært

mange av bestandene over hele landet er rammet) som trekker opp på påvirkningsaksen, mens innførte restriksjon på slike tiltak (gjennom vannressursloven) og pågående restaurering trekker faktoren nedover risikoaksen. I 2014 ble det startet et større restaureringsprosjekt i Mandalselva (blant annet fjerning av terskler). Storflom på Vestlandet høsten 2014 har medført at det nå gjennomføres betydelige flomverntiltak i flere vassdrag. Dersom det ikke tas spesielle hensyn kan slike tiltak gi dårligere habitat for laksefisk, og det er usikkert hvor godt forhold for laksefisk blir ivaretatt. Kunnskapen om effekt av slike tiltak er god og usikkerheten om framtidig utvikling er liten. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Fremmede arter

Med fremmede arter mener vi her fiskearter som har blitt introdusert utenfor sitt naturlige utbredelsesområde. Dette kan være arter som har blitt flyttet fra sitt naturlige opprinnelsessted ved hjelp av mennesker (primær introduksjon), eller arter som har spredd seg videre fra en primær introduksjon ved egen hjelp (sekundær introduksjon). Blant slike fiskearter som kan påvirke laksebestander er blant annet regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), sandkryper (*Gobio gobio*), gjedde (*Esox lucius*), sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), suter (*Tinca tinca*) og hvitfinnet ferskvannsulke (*Cottus gobio*). Kunnskapen om effekten av introduksjoner av disse artene på laks er relativt dårlig, og det finnes ingen komplett oversikt over artenes spredning og forekomst i laksevassdrag. Gjedde kan påvirker ved å spise smolt og yngre livsstadier. Karpefiskene kan spise yngel, opptre som næringskonkurrenter og bidrar til en eutrofiering. Sørv forekommer i dag i to elver i Aust-Agder og opptre i et økende antall innsjøer. Denne spredningen skyldes mest sannsynligvis bruk av sørv som levende agn. I begge elvene kan økt mengde sørv ha bidratt til å øke tetthet av gjedde. Hvitfinnet ferskvannsulke ble i 2014 for første gang oppdaget i Tunnsjøen øverst i Namsenvassdraget. Det er uklart om arten har spredd seg til dette området ved egen hjelp eller om spredningen skyldes menneskelig aktivitet. Foruten utsetting, er det grunn til å tro at klimaendringer kan føre til økt sekundær spredning av enkelte av disse artene – men usikkerheten er stor. Faktoren plasserer seg relativt lavt langs begge aksene. Der effekten på produksjon er anslått har den vært relativt lav, men helt nye arter som pukkellaks som nå ser ut til å være etablert i elver i Finnmark har usikker, men potensiell moderat stor effekt (Anon. 2011c). I løpet av de siste tiår har oppdrettsproduksjonen av regnbueørret økt betydelig (Anon. 2011b). Dette har ført til en betydelig økning i antall rømte fisk, og mange av disse vandrer opp i elvene. 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 år vandrer opp i den samme elva. Om regnbueørret etablerer seg i norske vassdrag kan det få betydelige negative konsekvenser for opprinnelig fauna, og særlig for sjøvandrende laksefisk, som vil konkurrere med regnbueørret. Vurderingen er ikke endret fra forrige runde. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Miljøforhold i havet

Det er liten tvil om at forhold i havet har bidratt til redusert overlevelse og redusert innsig av smålaks til Norge i de senere år. Denne faktoren er imidlertid *ikke vurdert som egen menneskeskapt trusselfaktor*. Det er flere årsaker til dette. Det finnes dokumentasjon på at endringer i vanntemperatur i havområdene der laksen beiter har påvirket fiskens vekst og overlevelse (se diskusjon i Anon. 2011b). Det er sannsynlig at disse endringene kan knyttes opp mot klimaendringer, og behandles under klima som trussel. Det er også funnet støtte for at beiteforholdene i havet kan påvirke laksens vekst og overlevelse (se Anon. 2011b), men foreløpig er det ikke publisert studier som belyser hvordan bestandene av andre pelagiske arter

som er potensielle næringskonkurrenter til laksen, og forvaltningen av disse, innvirker på laksens vekst og overlevelse i havet (se omfattende vurdering av bruk av havøkosystemperspektiv i forvaltningen i Anon. 2014a). I perioden 1995 til 2009 ble det observert en nedgang i mengden av plankton i Norskehavet, da nivået var på ca. 40 % av langtidsgjennomsnittet for dataserien. Siden da har planktonmengden økt igjen, og var i 2014 oppe på 9,2 g tørrvekt/m², som er noe over langtidsgjennomsnittet (Bakketeig mfl. 2015). Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

11.2 Effekter av flere faktorer som skjer samtidig

Vurderingene av trusselfaktorer er gjort for hver enkelt påvirkning. Vi vil understreke at kunnskapen om effekten av at flere påvirkninger (multiple stressors) skjer samtidig er mangelfull. Resultater av vekselvirkninger mellom ulike faktorer kan være komplekse, ikke-lineære og uforutsigbare.

Påvirkning av for eksempel flere stoffer samtidig kan gi mindre, samme eller større effekt enn enkeltstoffene gir hver for seg. Mens kunnskap om enkeltstoffer har gitt grunnlag for å utarbeide grenseverdier (se f.eks. Anon. 2011a), er det lite kunnskap om den samlede biologiske effekten av spesifikke sammensetninger av ulike stoffer. Weber mfl (2008) studerte den kombinerte effekten på fisk i Sudbury, Canada av gruveavrenning (acid mine drainage, AMD), avrenning fra et kloakkrenseanlegg og urban avrenning. De klarte ikke å påvise en slik additiv effekt. Merovich mfl (2007) viste imidlertid at biologisk gjenhenting var rask etter påvirkning av enten AMD eller varmtvann fra et kjernekraftverk i rennende vann, men ikke etter en kombinert påvirkning av begge ved relativt lave nivåer. Segner mfl (2014) peker på at påvirkning av flere ulike stoffer samtidig kan resultere i uventede økologiske effekter (ecological surprises). Lakselus, parasitter og andre infeksjoner vil dessuten kunne gi mindre motstandskraft og dermed svekke laksens tåleevne for miljøgifter.

Norske undersøkelser av vekselvirkninger mellom lakselus og forsuring på laks viste at laksesmolt eksponert for forsuring i ferskvann var mer sårbare for lakselus enn kontrollfisk holdt i vann med god vannkvalitet (Finstad mfl. 2007, 2012). Sårbarheten for lakselus var imidlertid mindre hvis det var en restitusjonsperiode etter forsuringsepisoden før fisken ble eksponert for lakselus. Det vil si at tidspunktet for og intensiteten av forsuringsperioder er avgjørende for lakselusinfeksjon.

11.3 Samlet vurdering

Trusselvurderingen er lite endret i forhold til forrige vurdering, som ble gjort i 2014. Rømt oppdrettslaks, lakselus, *Gyrodactylus salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår i analysene som bestandstrusler (**figur 11.1** og **11.2**). Av disse truslene framstår særlig rømt oppdrettslaks og lakselus som klart ikke-stabiliserte bestandstrusler, mens *G. salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår som stabiliserte bestandstrusler med lavere risiko for ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander.

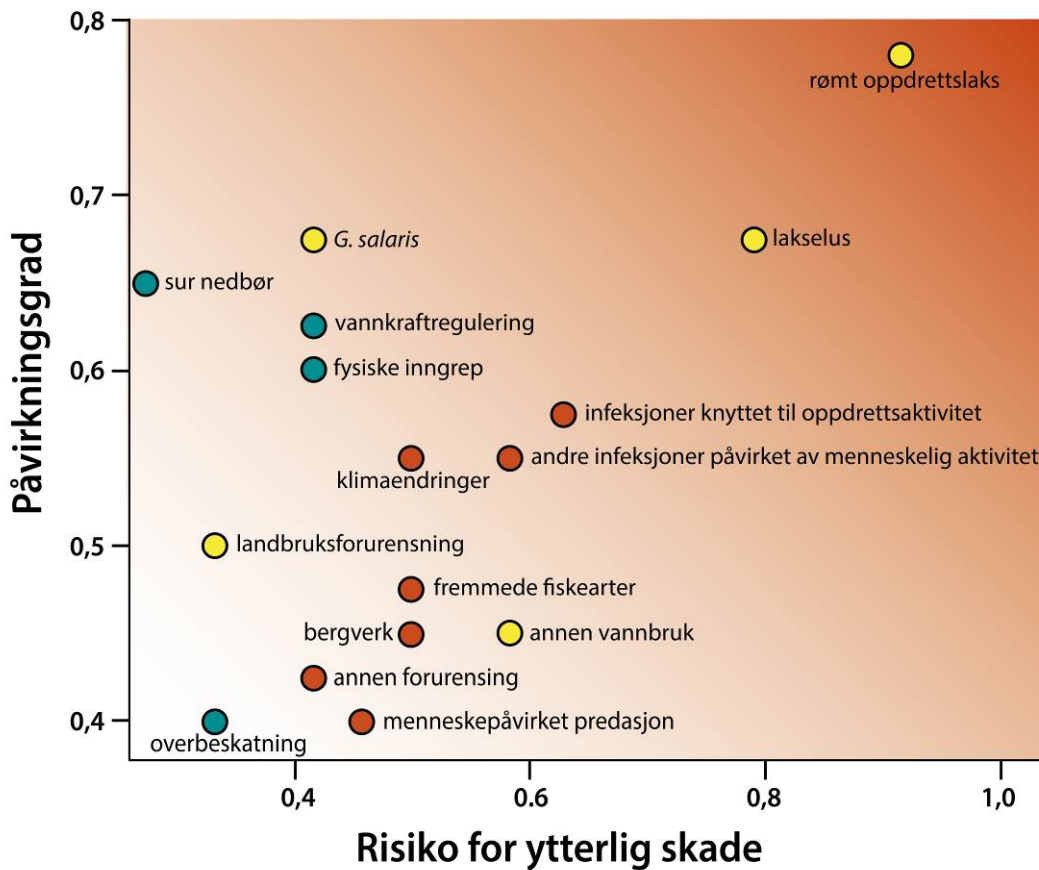
Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår som to klart ikke-stabiliserte bestandstrusler ved at de har en høy plassering både på påvirkningsaksen (særlig rømt oppdrettslaks) og risikoaksen, på samme måte som ved forrige trusselvurdering. Lakselus vil bare under høye infeksjonstrykk over flere år være en bestandstrussel alene, men i samspill med andre trusler, og spesielt rømt oppdrettslaks, kan lakselus true bestander. Rømt oppdrettslaks er en direkte trussel mot bestandenes genetiske integritet, og kan bidra til redusert villaksproduksjon.

Parasitten *G. salaris* er også en bestandstrussel med relativt høy påvirkningsgrad og risiko, men trusselen er vurdert som mer stabilisert i 2015 enn ved tidligere vurderinger, siden tiltaksplaner og vellykkede utryddelsesaksjoner har medført at det gjenoppbygges stedege bestander av laks i tidligere infiserte vassdrag. Tiltakene har også begrenset risikoen for spredning til nye vassdrag.

Sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår i analysen som stabiliserte bestandstrusler, ved at de har en høy plassering langs påvirkningsaksen, men lavere plassering på risikoaksen enn rømt oppdrettslaks, lakselus og *G. salaris*. De negative effektene av disse truslene gjør bestandene sårbare ovenfor andre trusler. Sur nedbør ligger lengst nede langs risikoaksen, og framstår som den klart mest stabiliserte av disse tre truslene. Legg imidlertid merke til økt usikkerhet knyttet til endringer i kalsium i områder rammet av sur nedbør. Sur nedbør ble vurdert som en mer stabilisert trussel i 2015 enn i 2014, fordi potensialet for effektive tiltak har økt på grunn av nye planlagte kalkingstiltak.

Infeksjoner knyttet til oppdrettsaktivitet, infeksjoner knyttet til annen menneskelig aktivitet, samt klimaendring, ligger nærmest de ikke-stabiliserte bestandstruslene, og midt i diagrammet. Et viktig poeng når det gjelder disse bestandstruslene er at kunnskapen er spesielt dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling stor. Særlig når det gjelder infeksjoner knyttet til oppdrettsaktivitet er risiko for ytterligere skade så høy at det er bekymringsverdig at overvåkingen er mangelfull og kunnskapsgrunnlaget er så dårlig som det er i dag. Risiko for ytterligere skade på grunn av infeksjoner knyttet til oppdrettsaktivitet er vurdert som økt.

Overbeskatning ble i vurderingen i 2011 (Anon. 2011c) flyttet betydelig nedover langs påvirkningsaksen. Årsaken er de betydelige restriksjonene som har blitt innført, og som nå gir god effekt. En rekke andre trusler ligger ned mot venstre hjørne i diagrammet og framstår dels som stabiliserte påvirkninger (forurensninger, landbruksforurensninger, predasjon og annen vannbruk) eller trusler som ennå ikke er spesielt aktive (fremmede arter) men som *kan* bevege seg opp og mot høyre. I denne gruppa ligger landbruksforurensning lengst oppe langs påvirkningsaksen, (men lavt langs risikoaksen) og annen vannbruk lengst opp langs risikoaksen (men lavt langs påvirkningsaksen). Bergverk plasserer seg også i denne gruppa. Et viktig aspekt ved flere av truslene i denne delen av diagrammet er at kunnskapsnivået er spesielt dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling stor.



Figur 11.2. Plassering av de ulike trusselfaktorene i et påvirknings- og risikodiagram. Faktorene kan grovt kategoriseres etter systemet som er vist i **figur 11.1** og bakgrunnsfargen illustrerer alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig). Fargene på punktene symboliserer god kunnskap og lav usikkerhet om utvikling (grønn), moderat kunnskap og moderat usikkerhet om utvikling (gul) og dårlig kunnskap og stor usikkerhet om utvikling (rød).

12 SAMLET UTVIKLINGSBESKRIVELSE

12.1 Nasjonale og regionale trender

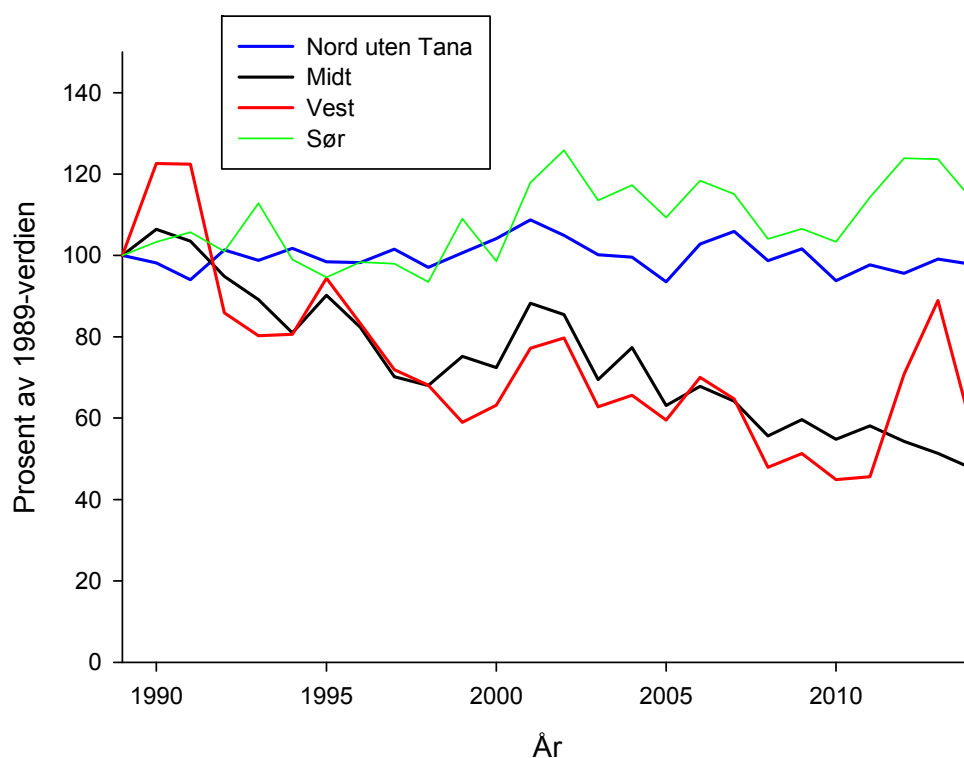
Det totale innsiget av laks fra havet til kysten av Norge økte fra ca. 410 000 laks i 2013 til 475 000 laks i 2014. Innsiget har sunket siden midten av 1980-tallet og holdt seg på et lavt nivå i de siste åtte årene, med relativt små variasjoner mellom år. Den negative langtidstrenden i lakseinnsiget til kysten innebærer en halvering av innsiget fra 1983 til 2014. Fra 1989 til 2013, altså etter at drivgarnsfisket opphørte, har det vært en 35 % reduksjon i lakseinnsiget. Det reduserte lakseinnsiget domineres av en sterk reduksjon (66 % fra 1983) i innsiget av smålaks (laks mindre enn 3 kg). Smålaksen har normalt bestått av fisk som har vært ett år i sjøen (ensjøvinterlaks), men i perioden 2007-2014 hadde 25-30 % av smålaksen vært lengre i sjøen (hovedsakelig tosjøvinterlaks). Dette innebærer at innsiget av ensjøvinterlaks i årene etter 2006 er enda mindre enn det beregningene av smålaksinnsiget antyder.

Til tross for fortsatt lavt innsig var oppnåelsen av gytebestandsmålene bedre i 2014 enn i 2013, noe som i hovedsak skyldes redusert beskatning i de store bestandene i Midt-Norge. I 2013 var måloppnåelsen dårlig i mange av bestandene fra Sør-Trøndelag til og med Troms, spesielt i Sør-Trøndelag. I Sør-Trøndelag var den totale beskatningen i sjø- og elvefiske svært lav i 2014 (18 % av innsiget), etter at omfattende tiltak ble satt inn. Sammen med et noe større høstbart overskudd (på grunn av noe høyere innsig) ga dette bedre måloppnåelse i 2014 enn i 2013. Møre og Romsdal hadde den dårligste måloppnåelsen av alle fylkene i 2014. Måloppnåelsen har blitt redusert fra 93 % i 2012 til 86 % i 2013 og videre til 73 % i 2014, til tross for at den totale beskatningen i sjø og elv var lavere i 2014 enn året før. På landbasis sank gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene fra 94 % i 2012, til 87 % i 2013, for deretter å øke til 90 % i 2014.

Den langsiktige trenden med redusert totalinnsig og reduserte fangster, er også registrert i andre land. I den årlige rapporten fra ICES sin arbeidsgruppe for laks (ICES 2015) beskrives en generell trend for redusert sjøoverlevelse i både nordlige og sørlige områder. For mellom- og storlaks i ICES region nord (Finland, Norge, Russland, Sverige og nordøstlige Island) ligner utviklingen på den vi ser i Norge, med relativt små endringer i innsiget etter 1989. Innsiget til Norge utgjør da også over halvparten av innsiget av mellom- og storlaks i denne regionen. I ICES region sør (England, Wales, Irland, Nord-Irland, Skottland og sørvestlige Island) har innsiget av mellom- og storlaks vært svært lavt siden midt på 1990-tallet. Basert på arbeidsgruppens modeller er de to nordlige bestandskompleksene i Nordøst-Atlanteren beregnet til å ha full reproduktiv kapasitet før de beskattes i de nasjonale fiskeriene. Dette betyr at det var mer gytefisk i havet enn det samlede gytebestandsmålet i regionene. I den sørlige bestandskomplekset ble ensjøvinterkomponenten vurdert til å ha redusert reproduktiv kapasitet, mens flersjøvinterkomponenten ble vurdert å være i fare for å ha redusert reproduktiv kapasitet. Disse estimatene er basert på større områder og kan maskere utviklingen i enkeltbestander. Dermed kan det være et høstbart overskudd for et område samlet sett, samtidig som det kan være mange enkeltbestander uten høstbare overskudd innen samme område.

Den generelle trenden er altså redusert innsig av laks til Norge i perioden 1983-2014, men det er regionale forskjeller i utviklingen. Innsiget har økt til Sør-Norge, avtatt til Midt-Norge og Nord-Norge, og var fram til 2011 sterkest redusert i Vest-Norge. Tanavassdraget har hatt en negativ bestandsutvikling med overbeskatning og underrekruttering i de senere årene. Siden bestandene i Tanavassdraget er så store påvirker tilbakegangen i Tanavassdraget utviklingen i region Nord-Norge når vassdraget inkluderes i beregningene. De regionale

langtidstrendene har også blitt påvirket av forbudet mot drivgarnfisket fra 1989 (se kapittel 2.2.1). Vi har derfor gjort separate analyser av utviklingen etter 1989, samt tatt ut Tanavassdraget fra analysene av utviklingen i Nord-Norge, og da avdekkes et annet regionalt mønster i utvikling av lakseinnsiget (**figur 12.1**). Sør-Norge har hatt en økning i innsiget fra 1989 til 2014, noe som i hovedsak kan knyttes til reetablering av laks i kalkede vassdrag på Sørlandet (Hesthagen mfl. 2011) men også andre miljøforbedringer (Kroglund mfl. 2001). Dette er også en region som i liten grad påvirkes av ikke-stabiliserte trusselfaktorer (se kapittel 11). I Nord-Norge, uten Tanavassdraget, har innsiget variert uten at det har vært noen tidstrend. I Vest-Norge og Midt-Norge har innsiget generelt avtatt etter 1989. I de fleste årene fra 1998 til 2011 var det relative innsiget til Vest-Norge lavest av alle regionene. Et økt innsig av mellom- og storlaks i 2011 og 2012 medførte at det relative innsiget til Vest-Norge økte og passerte nivået til Midt-Norge (**figur 12.1**). Økningen i 2011 og 2012 ble knyttet til en storskala bedring i overlevelsesvilkår i havet for bestander i Sør-Norge og Vest-Norge nord til Hustadvika, samtidig som lakselus og andre påvirkningsfaktorer fra oppdrett trolig hadde mindre negativ effekt enn tidligere år (Anon. 2013). Innsiget av mellom- og storlaks til både Sør-Norge og Vest-Norge var lavere igjen i 2013 og 2014, og innsiget til Vest-Norge var nær gjennomsnittet for perioden 1991-2013. I Midt-Norge ble den negative langtidstrenden forsterket etter at innsiget av mellom- og storlaks sank markant i 2013 og forble på tilnærmet samme lave nivå i 2014. Det er nå Midt-Norge som har hatt den største reduksjonen i lakseinnsiget etter 1989.

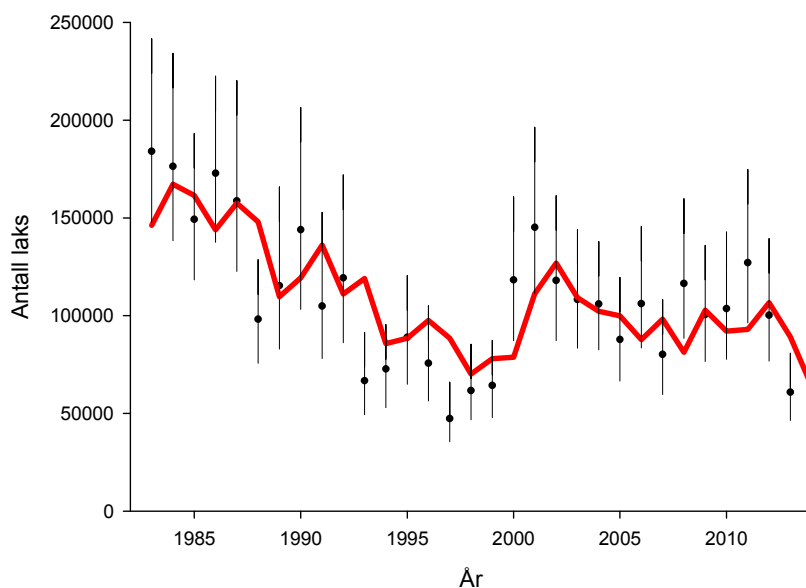


Figur 12.1. Utviklingen av lakseinnsiget fra havet til Sør-Norge (fra Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge uten Tanavassdraget (fra Vesterålen til grensa mot Russland) fra 1989 til 2014, gitt som prosent av 1989-verdien. Data er fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet.

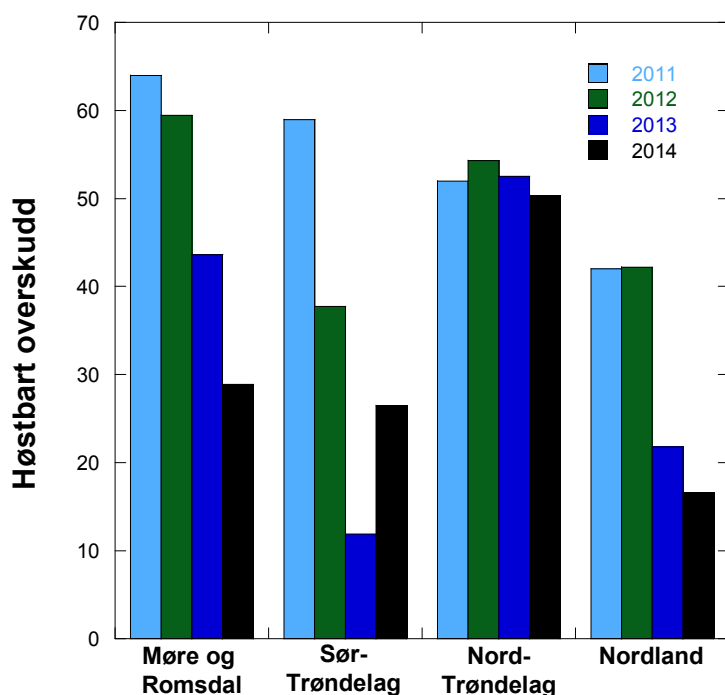
12.2 Framtredende utviklingstrekk i 2014

Et viktig utviklingstrekk i 2014 var det svært lave innsiget av mellom- og storlaks til region Midt-Norge, for andre år på rad (lavest i 2013, **figur 12.2**). Fra et gjennomsnitt på ca. 110 000 mellom- og storlaks til region Midt-Norge i perioden 2000-2012, sank innsiget til ca. 61 000 laks i 2013 og ca. 69 000 i 2014. I perioden fra 1983 var det bare i 1997 at innsiget av mellom- og storlaks til Midt-Norge var lavere enn i 2013. Innsiget av mellom- og storlaks i 2014 var også blant de laveste i denne perioden. Innsiget av smålaks til Midt-Norge økte imidlertid i 2014, og var blant de høyeste etter 2005. Ser vi nærmere på innsiget til de enkelte elvene innen regionen, var det et lavt innsig av mellom- og storlaks fra Nordmøre og nordover til og med Nordland, men med unntak av elvene i Nord-Trøndelag nord for Trondheimsfjorden. Innsiget var spesielt lavt til Trondheimsfjorden. Estimerer basert på merking og gjenfangst (fra Agdenes merkestasjon) bekreftet et lavt innsig til Trondheimsfjorden, og viste en reduksjon i innsiget til Trondheimsfjorden fra flere enn 90 000 laks i 2010 og 2011 til bare 32 000 laks i 2013 (Næsje mfl. 2014). Estimater for innsig til elvene rundt Trondheimsfjorden i 2013 var det nest laveste i dataserien, som dekker 14 år fra 1997, der 1997 hadde det laveste innsiget. Det estimerte innsiget av laks til Trondheimsfjorden økte igjen i 2014, og var på ca. 75 000 laks (Næsje mfl. under utarbeidelse). Denne økningen i antall laks i 2014 skyldes i hovedsak en økning i innsiget av smålaks. Ved Agdenes merkestasjon økte fangstene av smålaks i 2014 markant sammenlignet med 2013, mens fangstene av mellom- og storlaks var lavere enn i 2013.

Det reduserte innsiget fikk store konsekvenser for høstbart overskudd i Midt-Norge, særlig i 2013 men også i 2014. Det høstbare overskuddet sank svært mye i bestandene i Sør-Trøndelag fra 2011 til 2013 (**figur 10.3**), og selv om overskuddet økte igjen var det fortsatt lavt i 2014 (nest lavest av alle fylkene). I kontrast til denne utviklingen var det høstbare overskuddet i Nord-Trøndelag stabilt høyt i perioden 2011-2014. For store vassdrag som Gaula og Orkla ble det høstbare overskuddet i 2013 beregnet til bare henholdsvis 12 % og 1 % i 2013, mens det økte til 32 % i Gaula og 20 % i Orkla i 2014. En konsekvens av det lave overskuddet var at oppnåelsen av gytebestandsmålene var betydelig dårligere i Sør-Trøndelag i 2013 enn i tidligere år (selv om totalbeskatningen ble redusert fra 44 % i 2012 til 33 % i 2013). Oppnåelsen av gytebestandsmålene i fylket bedret seg igjen i 2014 på grunn av strenge fiskereguleringer som medførte svært lav beskatning (totalbeskatning på 18 %).



Figur 12.2. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2014. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell. (Figuren er den samme som figur 2.20 tidligere i rapporten.)



Figur 12.3 Gjennomsnittlig høstbart overskudd (% av innsiget, veid med gytebestandsmålene) for laksebestandene i fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland i årene 2011 til 2014.

I forrige årsrapport (Anon. 2014) vurderte vi mulige årsaker til den markante reduksjonen i innsig og høstbart overskudd i mange bestander i Midt-Norge i 2013, og særlig til elvene i Trondheimsfjorden. Her gjentar vi konklusjonene og vurderer om disse også gjelder når situasjon i 2014 tas i betraktning.

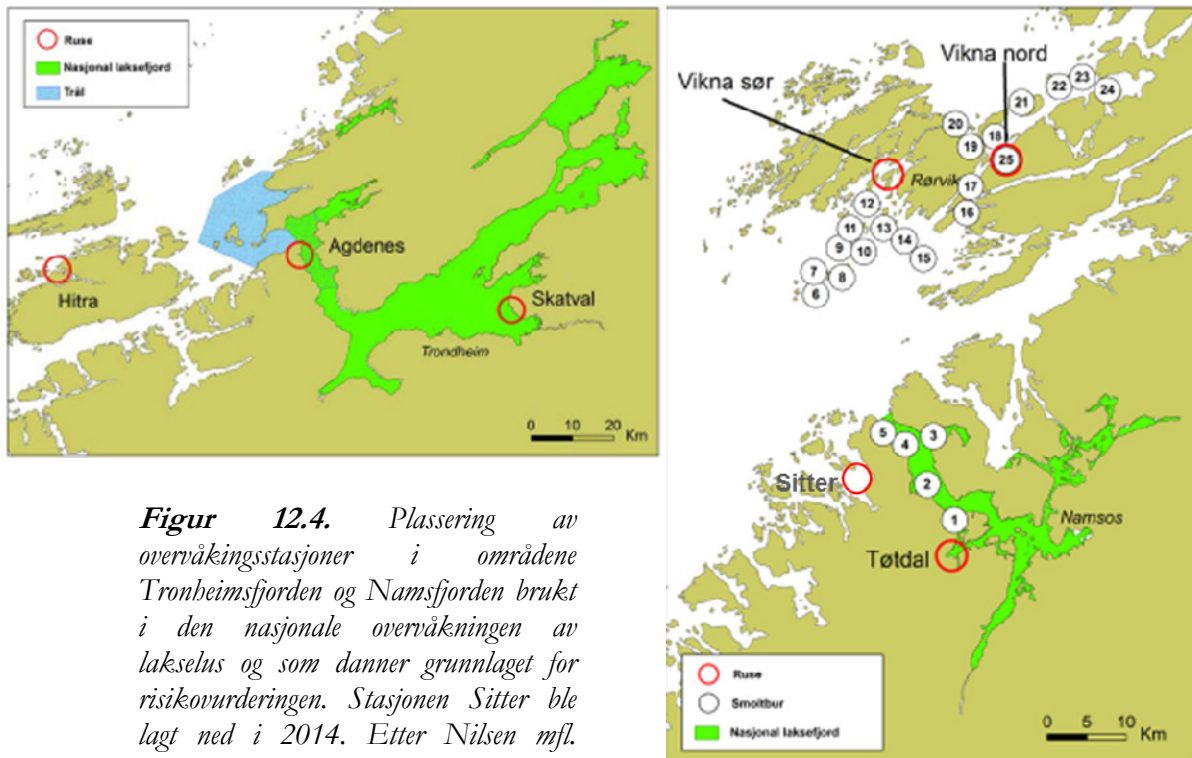
- «Det er lite sannsynlig at den kraftige reduksjonen i innsig og høstbart overskudd i Sør-Trøndelag i hovedsak kan tilskrives storskala endringer i oppvekstforholdene i havområdene. Det er dermed sannsynligvis regionale faktorer som har forårsaket redusert smoltproduksjon eller tidlig sjøoverlevelse, særlig for elvene rundt Trondheimsfjorden». Begrunnelsen var at det manglet et mønster i bestandsutvikling på en stor skala, og særlig at forskjellene var så store mellom Sør- og Nord-Trøndelag (nord for Trondheimsfjorden). Resultatene fra 2014 underbygger denne konklusjonen ved at utviklingen i høstbart overskudd fortsatt er svært forskjellig i de to trøndelagsfylkene (**figur 12.3**). Selv om det ikke kan utelukkes, framstår det som lite sannsynlig at bestandene i Nord-Trøndelag nord for Trondheimsfjorden bruker andre havområder enn bestandene i Trondheimsfjorden.
- «Det er ingen kjente faktorer som tilsier at redusert innsig av mellom- og storlaks til elvene i Trondheimsfjorden kan tilskrives generelt redusert smoltproduksjon, selv om dette kan ha medvirket i noen bestander». Hovedbegrunnelsen var at rekrutteringen i de relevante gyteårene (2007 og 2008) var god i de fleste bestandene. I Verdalselva kan lav rekruttering i 2007 ha gitt redusert smoltproduksjon og påvirket innsiget i 2013, og i Gaula kan den store flommen i august 2011 (Bjerke & Orvedal 2011) ha påvirket mengden smolt som vandret ut i 2012 og dermed innsiget av smålaks i 2013 og mellomlaks i 2014. Fordi rekrutteringsårene 2007 og 2008 (som dannet grunnlag for mye av mellom- og storlaksen i 2014) i gjennomsnitt i nesten alle bestandene var bedre enn rekrutteringsårene 2006 og 2007 (som dannet grunnlag for mye av mellom- og storlaksen i 2013) styrker resultatene fra 2014 antagelsen om at redusert innsig ikke kan tilskrives generelt redusert smoltproduksjon.
- «Selv om det ikke kan utelukkes at også andre miljøfaktorer i tidlig sjøfase, og for noen vassdrag også redusert smoltproduksjon, kan ha bidratt til redusert innsig av mellom- og storlaks til Trondheimsfjorden i 2013, er det etter vitenskapsrådets vurdering rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt i 2011 kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av mellomlaks i 2013». Denne konklusjonen var basert på risikovurderingen for norsk fiskeoppdrett i 2012 og 2013 (Taranger mfl. 2012, 2013) der risikoen for bestandsreduserende effekt på grunn av lakseluseinfeksjon ble vurdert som høy for ytre del av Trondheimsfjorden (Agdenes) i 2011 og 2012, med estimert lakselusrelatert dødelighet basert på innsamlet fisk på henholdsvis 90 og 94 %. Agdenes ligger i det smale utløpet av Trondheimsfjorden og representerer således trolig smoltutvandringen i fjorden på en god måte (**figur 12.4**). Situasjonen i 2014 forsterker denne konklusjonen, der lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt i 2011 og 2012 kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av mellomlaks i 2013 og av mellom- og storlaks i 2014. Det er nå to år med høyt smittepress i regionen som følges av to år med sterkt redusert innsig. Videre viser senere risikovurderinger (Taranger mfl. 2014, Svåsand mfl. 2015) at risikoen for bestandsreduserende effekt på grunn av lakseluseinfeksjon ble redusert til lav for ytre Trondheimsfjorden i 2013 for så å økte til moderat igjen i 2014, med estimert lakselusrelatert dødelighet basert på innsamlet fisk på henholdsvis 0 og 13 %. Innsiget av smålaks til region Midt-Norge var i 2014 blant de høyeste som er estimert etter 2005, og var en viktig årsak til at det høstbare overskuddet i Sør-Trøndelag økte fra

12 % i 2013 til 26 % i 2014. En bedring i lusesituasjonen så således ut til å gi økt innsig. Det er selvsagt mulig at et slikt samsvar mellom risiko for bestandsreducerende effekt og estimerte innsig kan ha oppstått av andre grunner, men det framstår ikke som sannsynlig.

Basert på denne oppdateringen konkluderer vi:

- Selv om det ikke kan utelukkes at også andre miljøfaktorer i tidlig sjøfase kan ha bidratt til redusert innsig av mellom- og storlaks til Trondheimsfjorden i 2013 og 2014 er det etter vitenskapsrådets vurdering rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt i 2011 og 2012 kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av mellomlaks i 2013 og mellom- og storlaks i 2014.
- Situasjonen i Trondheimsfjorden i 2013 og 2014 representerer således en sannsynliggjøring av hva slags effekt høyt smittepress fra lakselus kan ha på innsig og høstbart overskudd av laks i en region.

I Nord-Trøndelag var det moderat risiko for bestandsreducerende effekt på grunn av luseinfeksjon på én av to stasjoner i 2011 (ved Sitter, sør for innløpet til Namsfjorden, **figur 12.4**), og høy risiko på én av tre stasjoner i 2012 (også Sitter, estimert dødelighet på 71 % basert på innsamlet fisk, Taranger mfl. 2013). På de andre stasjonene i Nord-Trøndelag var det lav risiko. I 2013 og 2014 var det høy risiko på stasjonen Vikna sør, med estimerte dødeligheter på henholdsvis 98 og 83 %. Denne stasjonen ligger nord for utløpet av Namsfjorden (**figur 12.4**). Det er imidlertid ikke noen resultater som tyder på at den til dels høye risikoen for lakselusrelatert dødelighet i perioden 2011 til 2013 har gitt negative endringer i innsig og høstbart overskudd i bestandene i Namsfjorden. Vitenskapsrådet har tidligere vurdert hvor godt overvåkingsstasjonene i Nord-Trøndelag representerer bestandene i Namsfjorden (Anon. 2015a, se også kapittel 5.5.2). Vi kjenner ikke utvandringsruta for smolten fra fjordsystemet, men hvis vi antar at smolten vandrer korteste vei til havet er ingen av stasjonene ideelt plassert, men stasjonen Vikna sør er trolig den mest representative. Denne har også en serie «vaktbur» (Anon. 2012a) som i plassering strekker seg sørover mot en sannsynlig utvandringsrute (**figur 12.4**). Vitenskapsrådet er bekymret for at den høyere risikoen og høye estimerte lakselusrelaterte dødelighetene i utvandringsperioden for smolten i 2013 og 2014 kan gi redusert innsig og redusert høstbart overskudd i årene som kommer.



Figur 12.4. Plassering av overvåkingsstasjoner i områdene Tronheimsfjorden og Namsfjorden brukt i den nasjonale overvåkingen av lakselus og som danner grunnlaget for risikovurderingen. Stasjonen Sitter ble lagt ned i 2014. Etter Nilsen mfl. (2014).

I tillegg til i Sør-Trøndelag har det høstbare overskuddet avtatt mye fra 2012 til 2013 og 2014 i Møre og Romsdal og i Nordland (**figur 12.3**), og var spesielt lavt i Nordland i 2014 (17 % av innsiget). I begge fylkene er det en høy andel av de vurderte bestandene der gytefisken domineres av smålaks (ensjøvinter). Mens det på landbasis er 38 % av de vurderte bestandene som er typiske smålaksbestander, er andelen slike bestander 54 % i Møre og Romsdal og 61 % i Nordland. Det er en signifikante forskjeller (ANOVA: $F_{163,2} = 9,3$ $p < 0.001$) mellom høstbart overskudd i bestander dominert av henholdsvis ensjøvinterlaks (gjennomsnittlig 37 % høstbart overskudd), tosjøvinterlaks (54 % høstbart overskudd) og tresjøvinterlaks (71 % høstbart overskudd). Region Midt-Norge (som inkluderer både Møre og Romsdal og Nordland) er den regionen hvor innsiget av smålaks er sterkest redusert etter 1989 (63 %). Spesielt stor reduksjon i innsig av smålaks kan derfor være med å forklare det generelt lave høstbare overskuddet i disse fylkene (og i andre typiske smålaksvassdrag i Vest-Norge og Midt-Norge). Imidlertid har innsiget av smålaks til Midt-Norge økt svakt fra 2011 til 2014, og redusert smålaksinnsig kan ikke være en generell forklaring på den negative utviklingen i høstbart overskudd. I begge fylkene er det også større vassdrag med mye flersjøvinterlaks i gytebestandene som har lave høstbare overskudd i 2014. For Nordland gjelder dette Beiarelva og Saldalselva med høstbare overskudd på henholdsvis 19 og 1 % og Røssåga der det ikke var noe høstbart overskudd i 2014. I Møre og Romsdal var det heller ikke noe høstbart overskudd i Surna i 2014 (etter å ha vært på 47 og 39 % i 2012 og 2013) og bare et overskudd på 17 % i Eira. I de andre større bestandene med innslag av flersjøvinterlaks var det høstbare overskuddet generelt høyt i 2014. Begge fylkene er store oppdrettsfylker. I det følgende vurderer vi om smittepress fra lakselus har bidratt til redusert høstbart overskudd.

I Nordland ble det vurdert at det var høy risiko for bestandsreducerende effekt på grunn av luseinfeksjon på den nordligste stasjonen (Vik i Lofoten) i 2011 og 2012, moderat risiko på en stasjon i Folda i de samme årene, og lav risiko alle andre år og stasjoner (11 stasjonsår) i perioden 2010-2012 (Taranger mfl. 2013). Det var ingen overvåkingsstasjoner i Nordland i 2013 og 2014 (Svåsand mfl. 2015). Sett i lys av den lange kystlinja i Nordland, har dette fylket ikke hatt en overvåkning av smittepresset fra lakselus som kan brukes til å vurdere bestandsutvikling i de enkelte vassdragene. Det kan således hverken utelukkes eller sannsynliggjøres at smittepress fra lakselus har bidratt til den negative utviklingen.

I Møre og Romsdal er dekningen av luseovervåking bedre, og i perioden 2010 til 2013 var det blant totalt 23 stasjonsår bare én stasjon med høy risiko for lakselusrelatert dødelighet (Sylte i Storfjord i 2012, som bare representerer Syltefjordelva, med en estimert dødelighet i prøvematerialet på 37 %), tre stasjonsår med moderat risiko og i resten av stasjonsårene var det lav risiko (Svåsand mfl. 2015). Det er således lite sannsynlig at smittepress fra lakselus har bidratt vesentlig til redusert høstbart overskudd i de siste årene i de delene av Møre og Romsdal som er dekket av overvåkingen. Nordmøre er imidlertid ikke dekket og i de indre fjordene i Halsafjordsystemet hadde alle de tre vurderte bestandene (Toåa, Søya og Surna) ikke høstbart overskudd i 2014. Uten overvåkning av smittepresset fra lakselus i dette fjordområdet kan det hverken utelukkes eller sannsynliggjøres at smittepress fra lakselus har bidratt til den negative utviklingen. I 2014 derimot var det høy risiko for lakselusrelatert dødelighet på alle fire stasjoner i Romsdalsfjorden (Svåsand mfl. 2015), med estimerte dødeligheter fra 37 til 98 %. Det er således fare for at innsiget og det høstbare overskuddet kan bli ytterligere redusert i årene som kommer. Dette kan bli kritisk i mange bestander som allerede har lavt høstbart overskudd og dårlig oppnåelse av gytebestandsmålet. Av den grunn har vi gitt strengere råd om beskatning for alle bestandene i Romsdalsfjorden enn det måloppnåelsen de siste fire år skulle tilsi.

12.3 Regionale påvirkningsfaktorer

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har tidligere konkludert med at påvirkningsfaktorer fra lakseoppdrett er viktige årsaker til den avvikende langsiktige trenden med lavt innsig og dårlig måloppnåelse på deler av Vestlandet (Anon. 2011c, Anon. 2013). Som beskrevet ovenfor er det rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet kan ha bidratt til det reduserte innsiget av mellom- og storlaks til deler av region Midt-Norge (Trondheimsfjorden) i 2013 og 2014. Havforskningsinstituttets risikovurderinger (Taranger mfl. 2013, Svåsand mfl. 2015) viser at smittepresset for lakselus gradvis har økt i deler av Vest-Norge og Midt-Norge fra 2010 til 2011 og 2012, men avtatt igjen i 2013. Våren 2014 var det høy risiko i Romsdalsfjorden og på stasjonene ved Vikna nord for Namsfjorden. Dette betyr at situasjonen er ustabil, og at lakselus kan redusere innsiget og det høstbare overskuddet ytterligere i både i Vest-Norge og Midt-Norge i årene som kommer.

Generelt har dokumentasjonen av bestandseffekter av lakselus blitt forsterket i løpet av de siste årene (Gargan mfl. 2012, Krkošek mfl. 2013, Skilbrei mfl. 2013, Jackson mfl. 2013, Barlaup mfl. 2013, Vollset mfl. 2014a), selv om det er diskusjon om hvordan resultatene skal tolkes (Jackson mfl. 2014, Krkošek mfl. 2014). Selv om det ikke kan dokumenteres at infeksjonspress fra lakselus våren 2011 og 2012 var en viktig årsak til det reduserte innsiget av mellom- og storlaks til Trondheimsfjorden i 2013 og 2014, så samsvarer risikovurderingene til Havforskningsinstituttet for årene 2011-2014 (Taranger mfl. 2013, Svåsand mfl. 2015) og endringene i innsig til Trondheimsfjorden for årene 2013 og 2014 i så stor grad at det er rimelig å anta at det er en sammenheng.

12.4 Konklusjon

Selv om en rekke naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer, inkludert dårligere sjøoverlevelse, er viktige årsaker til det generelt reduserte innsiget av laks til Norge så viser de regionale trendene i innsig, samt overvåkingen av lakselus, at infeksjonspress fra lakselus trolig kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig og redusert høstbart overskudd, men med variabel styrke mellom år og regioner. Det lave høstbare overskuddet i Trondheimsfjordelvene i 2013 og 2014 var et tydelig signal om at lakselusrelatert dødelighet kan ha betydelig effekt også i store nasjonale laksevassdrag som Gaula og Orkla. Selv om sammenhengen mellom den høye risikoen for bestandsreduserende effekt for laksesmolt i utløpet av Trondheimsfjorden i 2011 og 2012 (Taranger mfl. 2013) og kraftig redusert innsig til Trondheimsfjorden i 2013 og 2014 bare kan sannsynliggjøres, tilsier føre-var-prinsippet at smittepresset fra lakselus ikke kan være så høyt som det var i deler av landet i 2011 og 2012 om målene for forvaltningen av villaksbestandene skal nås. Det er fare for at det oppstår tilsvarende reduksjoner i innsig og høstbart overskudd i de kommende årene, spesielt i Romsdalsfjorden men muligens også i Namsfjorden. Sett i lys av gjennomgangen ovenfor og Vitenskapsrådets trusselvurdering (se kapittel 10), er konklusjonen at det er nødvendig å forsterke tiltakene for å redusere effekten av trusselfaktorene fra lakseoppdrett.

13 BESKATNINGSRÅD FOR SJØØRRET

Vitenskapsrådet ga tidligere i år beskatningsråd for sjøørret på et overordnet nivå (Anon. 2015a). Utfordringene med å vurdere bestandsstatus og gi beskatningsråd for sjøørret er at sjøørret finnes i mange vassdrag (1106 vassdrag pluss tapte bestander i 21 i følge Miljødirektoratets villaksportal, www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Villaksportalen), det mangler informasjon om kvaliteten på fangststatistikken og kvaliteten varierer mellom vassdrag, det finnes ikke fangststatistikk for sjøørret som fanges under fritidsfiske i sjøen, det finnes ingen oversikt over hvilke bestander som beskattes i sjøen, det finnes ikke informasjon om ulovlig fiske eller bifangst av sjøørret i andre fiskerier, og informasjon om beskatningsrater for sjøørret er begrenset. Alle disse faktorene gjør det vanskelig å tolke fangststatistikken og eventuelt beregne bestandsstørrelser ut fra kunnskap om beskatning. Beskatningsråd for sjøørret ble derfor gitt på regionnivå og fulgte et speilvendingsprinsipp der rådene i utgangspunktet var strenge, men det ble åpnet for mindre restriktive fiskereguleringer der det er vist eller sannsynliggjort at bestandsstatus er bedre enn innen regionen generelt (Anon. 2015a).

Beskatningsrådene ble utarbeidet på bakgrunn av fangstutviklingen i de ulike regionene. Antakelsen var at selv om noe av reduksjonen i fangster i deler av landet kan tilskrives strengere fiskereguleringer og redusert fiskepress, som gir redusert beskatning, så representerer fangstreduksjonen også reduserte bestandsstørrelser. Denne antakelsen er ikke nødvendigvis riktig. Fangststatistikken må behandles med varsomhet, fordi all fangst ikke er rapportert, og fiskereglene har variert i perioden. Fisket etter sjøørret har blitt mer begrenset i mange vassdrag de siste årene, og i en rekke vassdrag har sjøørretbestanden blitt fredet.

Etter at beskatningsrådene for sjøørret ble utarbeidet tidligere i år, har det på grunn av disse usikkerhetene blitt utarbeidet en sammenstilling av data om bestandsutvikling hos sjøørret i bestander der det finnes mer informasjon enn fangststatistikk (**vedlegg 4**). Data fra tellinger av vandrende sjøørret i trapper eller andre telleanordninger (f.eks. videotellinger) og tellinger av gytebestandene om høsten er koplet sammen med fangststatistikk fra vassdragene. Data fra vassdrag der det foreligger tellinger fra tilnærmet hele anadrom strekning i minst fire år ble inkludert, og materialet ble behandlet vassdragsvis og fylkesvis. Dette arbeidet ble utført av Arne J. Jensen, Norsk institutt for naturforskning, etter forespørsel fra vitenskapsrådet, og metoder og resultat er beskrevet i detalj i et eget notat (**vedlegg 4**). Formålet var å kunne vurdere om reduserte fangster i flere regioner representerer en faktisk reduksjon i bestandsstørrelser, samt å skaffe et bedre grunnlag for å vurdere utviklingen av sjøørretbestandene enn basert på fangststatistikken alene.

I dette kapitlet vurderes bestandsutviklingen i ulike regioner og fylker basert på fangststatistikk, tidligere analyser gjort av vitenskapsrådet (Anon. 2015a) og ny informasjon om bestandsutvikling hos sjøørret (**vedlegg 4**). På bakgrunn av dette gis oppdaterte regionale og fylkesvise råd om beskatning.

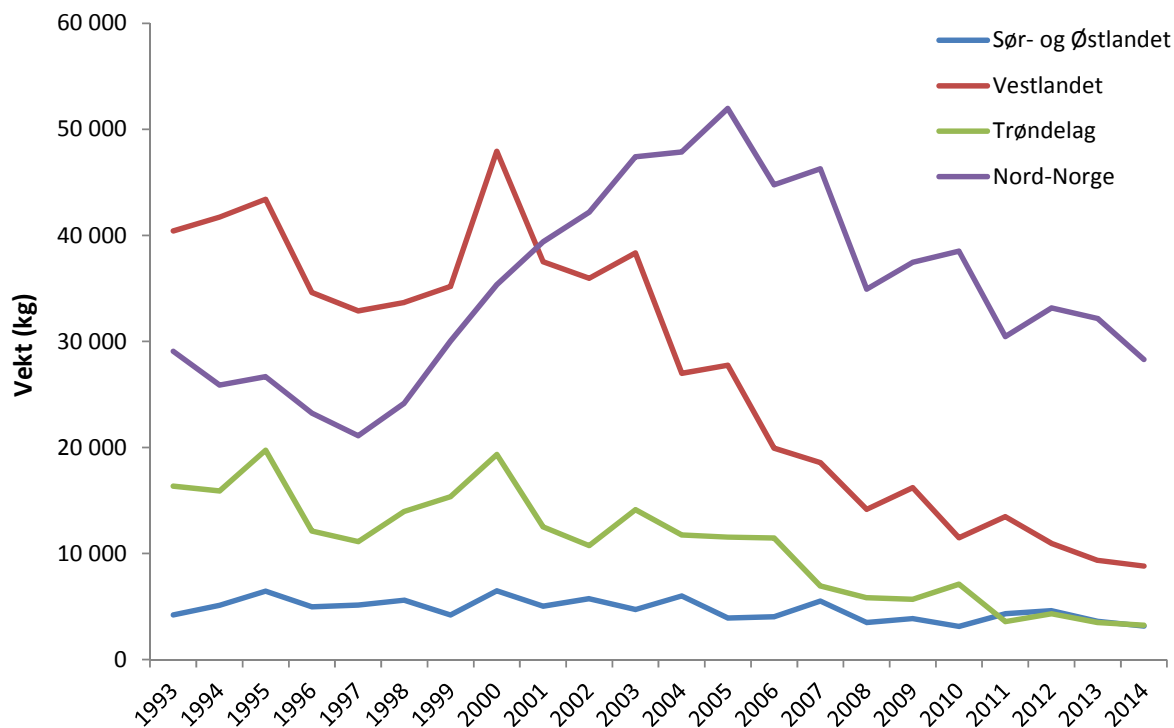
13.1 Bestandsutvikling og årsakssammenhenger

13.1.1 Regionalt mønster basert på fangststatistikk

Rapporterte fangster har endret seg lite på Øst- og Sørlandet (Skagerrakkysten), avtatt sterkt på Vestlandet og i Trøndelag og økt i Nord-Norge perioden 1993-2014 sett under ett (**tabell 13.1, figur 13.1**). I Nord-Norge har fangstene vært høyere i de siste årene av perioden enn i de første, men trenden etter 2005 har vært nedadgående. En trendanalyse på normaliserte (slik at stigningstallene er sammenlignbare mellom regioner) fangsttall fra 1993 til 2014, basert på

samme modell som brukes for innsiget av laks (ARIMA (1,0,0), se kapittel 2.2.1), viste en signifikant men svak negativ trend (stigningstall: -0,09) på Øst- og Sørlandet, en signifikant og sterk negativ trend (stigningstall: -0,14 i begge) i regionene Vestlandet og Trøndelag og ingen tidstrend for perioden sett under ett i Nord-Norge.

Av 1106 sjørørretbestander i Norge er det registrert fangst i bare 517 vassdrag i den offisielle fangststatistikken (tabell 13.2, vedlegg 4). Halvparten av vassdragene med registrert fangst ligger i Nord-Norge, og de fleste andre på Vestlandet. Det ble innrapportert fangst fra kun 18 vassdrag på Østlandet (dvs. i fylkene Telemark, Buskerud, Vestfold, Oslo og Akershus og Østfold). I de fleste vassdragene (73 %) er det rapportert om fangster på færre enn 100 individer i gjennomsnitt per år i perioden 1993-2014. I 14 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på mer enn 1000 individer per år. Ett av disse vassdragene (Lierelva) ligger på Østlandet, mens alle de andre 13 er lokalisert fra Nordmøre (Surna og Driva) og nordover. Vassdragene med størst innrapportert fangst er Tanavassdraget (norsk del, med sideelver), Altavassdraget, Vefsnavassdraget, Namsenvassdraget og Målselvvassdraget (vedlegg 4). De fleste bestandene som mangler rapportering er sannsynligvis små, men det er opplagt at det fiskes mange sjørørret som ikke blir oppgitt, særlig i områder der en betydelig del av fangsten tas i fritidsfisket i sjøen, som ikke inngår i offisiell fangststatistikk (fangst av sjørørret i faststående redskap i sjøen som kilenot og krokarn inngår imidlertid i offisiell fangststatistikk).



Figur 13.1. Rapporterte fangster (kg) av sjørørret (i elvene og i faststående redskap i sjøen) i fire regioner av Norge fra 1993 til 2014. Region Sør- og Østlandet omfatter strekningen fra svenskegrensa til og med Vest-Agder, Region Vestlandet omfatter strekningen fra Rogaland til og med Møre og Romsdal, Trøndelag omfatter Sør- og Nord-Trøndelag, mens Nord-Norge omfatter Nordland, Troms og Finnmark.

Tabell 13.1. Gjennomsnittlig (standardavvik i parentes) rapporterte fangster (kg) av sjørret (i elvene og i faststående redskap i sjøen) i de fire første og fire siste årene av perioden 1993-2014 i fire regioner av Norge. Region Sør- og Østlandet omfatter strekningen fra svenskegrensa til og med Vest-Agder, Region Vestlandet omfatter strekningen fra Rogaland til og med Møre og Romsdal, Trøndelag omfatter Sør- og Nord-Trøndelag, mens Nord-Norge omfatter Nordland, Troms og Finnmark. Prosentvis endringer i fangst fra den første til den siste perioden er også gitt.

	1993-1996	2011-2014	% endring
Øst- og Sørlandet	5 181 (943)	3 920 (661)	-24 %
Vestlandet	40 042 (3 823)	10 639 (2 098)	-73 %
Trøndelag	16 021 (3 127)	3 642 (465)	-77 %
Nord-Norge	26 204 (2 408)	31 012 (2 129)	18 %
Norge samlet	87 448 (9 007)	49 213 (4 261)	-44 %

Tabell 13.2. Antall vassdrag der det har vært rapportert fangst i perioden 1993-2014, fordelt på fylker/ landsdeler og etter gjennomsnittlig antall individer som årlig er rapportert fanget i perioden.

Rapportert fangst	> 1000	250-1000	100-250	10-100	< 10	Sum
Østlandet	1	2		5	10	18
Agderfylkene	0	2	5	3	4	14
Rogaland	0	5	4	13	9	31
Hordaland	0	5	9	18	12	44
Sogn og Fjordane	0	6	10	18	4	38
Møre og Romsdal	2	4	13	25	28	72
Trøndelag	2	7	4	20	13	46
Nordland	4	10	16	63	48	141
Troms	3	4	10	26	14	57
Finnmark	2	2	7	21	24	56
Sum	14	47	78	212	166	517

13.1.2 Fylkesvis mønster basert på fangststatistikk og andre data om bestandsutvikling

Det regionale mønsteret beskrevet ovenfor gjenkjennes også på fylkesnivå, men nyanseres noe (**tabell 13.3, vedlegg 4**). Nedenfor gis en fylkesvis oversikt over status for sjørret basert på fangststatistikk (**tabell 13.3**) og data om bestandsutvikling i vassdrag der det finnes dataserier med tellinger av sjørret (**vedlegg 4**). Mengden av data fra tellinger av voksen sjørret varierer mye mellom fylker, med mange datasett fra Troms, Nordland, Sogn og Fjordane, Hordaland og Rogaland, og betydelig færre data fra de andre fylkene (**vedlegg 4**). For vassdrag der det finnes dataserier med tellinger av sjørret som er oppsummert i **vedlegg 4**, er situasjonen i disse omtalt spesifikt i gjennomgangen nedenfor, med ytterligere detaljer gitt i vedlegget.

Østfold: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå i perioden 2003-2014, men årlige fangster i fylket er lave og kun tre vassdrag har rapporterte fangster i fangststatistikken. Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken. Fangst per innsats av sjørret i Havforskningsinstituttets strandnotserie på Skagerakkysten og i Oslofjorden har generelt økt siden slutten av 1990-tallet.

Oslo og Akershus: De rapporterte fangstene av sjørret fra Akershus og Oslo var høye i 1994 og 1995, da henholdsvis 1178 og 1388 individer ble rapportert. Etter disse to årene, så har de rapporterte fangstene vært lavere og variert mellom 141 og 727 individer. Fangststatistikken fra vassdragene tyder ikke på noen positive eller negative trender i utviklingen i perioden 1996-2014. Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken. Fangst per innsats av sjørret i Havforskningsinstituttets strandnotserie på Skagerakkysten og i Oslofjorden har generelt økt siden slutten av 1990-tallet. Fritidsfiske etter sjørret i Oslofjorden har blitt populært, men denne beskatningen er ikke dekket av noen fangststatistikk.

Buskerud: De rapporterte fangstene av sjørret varierte betydelig i perioden 1993-2014. Trenden er positiv, men ikke signifikant. Kun tre vassdrag har rapporterte fangster i fangststatistikken. Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere fangststatistikken. Fangst per innsats av sjørret i Havforskningsinstituttets strandnotserie på Skagerakkysten og i Oslofjorden har generelt økt siden slutten av 1990-tallet.

Vestfold: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå gjennom hele perioden 1993-2014, men årlige fangster i fylket er generelt lave. Kun ett vassdrag har rapportert fangster i fangststatistikken (Numedalslågen). Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere fangststatistikken. Fangst per innsats av sjørret i Havforskningsinstituttets strandnotserie på Skagerakkysten og i Oslofjorden har generelt økt siden slutten av 1990-tallet.

Telemark: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå gjennom hele perioden 1993-2014, men kun tre vassdrag har rapporterte fangster i fangststatistikken, og årlige fangster av sjørret i fylket er generelt lave. Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere fangststatistikken. Fangst per innsats av sjørret i Havforskningsinstituttets strandnotserie på Skagerakkysten og i Oslofjorden har generelt økt siden slutten av 1990-tallet.

Aust-Agder: Det har vært en nedgang i fangstene i perioden 1993-2014. Årlige fangster av sjørret i fylket er generelt lave, og kun fire vassdrag har rapporterte fangster i fangststatistikken. Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere fangststatistikken. Hovedbeskatningen av sjørret skjer sannsynligvis i saltvann, og denne beskatningen dekkes ikke av noen fangststatistikk. Mye av produksjonen av sjørret skjer i kystvassdrag uten fiske. Fangst per innsats av sjørret i Havforskningsinstituttets strandnotserie på Skagerakkysten og i Oslofjorden har generelt økt siden slutten av 1990-tallet. I Vegårdsvassdraget er sjøoverlevelsen til sjørret studert i tre år (smoltårgangene 2010-2012) ved hjelp av PIT-merking og antenner i elva. Ved å registrere antall sjørret med PIT-merker som kom tilbake til elva, ble sjøoverlevelsen estimert til henholdsvis 18 %, 22 % og 14 % i 2010, 2011 og 2012.

Vest-Agder: Det har vært en nedgang i fangstene av sjørret de siste årene, men nedgangen har ikke vært så sterk som i Rogaland og Hordaland. I fangststatistikken er nedgangen sannsynligvis forsterket på grunn av betydelige innskrenkinger i fiske. Kilenotfangstene av sjørret viser liten endring de siste 10 år. Det sannsynlig at mye av nedgangen i elvefangster skyldes reetablering av

laksebestander etter kalking i de mellomstore og store elvene. Kartlegging av ungfisktettheter i disse elvene viser reduserte tettheter av ungfisk av ørret parallelt med en økning i ungfisk av laks (Hesthagen & Larsen 2005). Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere fangststatistikken. Hovedbeskatningen av sjørret skjer sannsynligvis i saltvann, og denne beskatningen dekkes ikke av noen fangststatistikk. Mye av produksjonen av sjørret skjer i kystvassdrag uten fiske. Fangst per innsats av sjørret i Havforskningsinstituttets strandnotserie på Skagerakkysten og i Oslofjorden har generelt økt siden slutten av 1990-tallet.

Rogaland: Det har vært en sterk nedgang i fangstene av sjørret i Rogaland de siste 15 årene. Samlet innsig til mange elver har ligget betydelig under innrapportert fangst på 1990-tallet, og lav eggtehet viser at gytebestandene generelt er svake. I mange av elvene i Ryfylke er det nesten ikke avlivet sjørret de siste fem årene, og sjørreten er fredet. Det tas fortsatt brukbare fangster i mange elver langs Jærkysten, og dette tyder på at disse bestandene har holdt seg bedre enn bestandene i Ryfylke.

Drivtelling av gytebestanden av sjørret er utført i 14 vassdrag i Rogaland de siste 4-8 årene, og for ni av disse vassdragene foreligger tellinger fra hele anadrom strekning i minst 4 år. I Frafjordelva, Rødneelva, Vikedalselva og Lyseelva har antallet gytefisk økt i perioden, i Espedalselva har antallet gått ned, mens det ikke er spesielle trender i de andre elvene. Sammenliknet med fangster og estimert innsig på 1990-tallet og først på 2000-tallet, så har sjørretbestanden holdt seg på omtrent samme nivå i Dirdalselva og Espedalselva. I Frafjordelva, Årdalselva og Vikedalselva har bestandene blitt sterkt redusert i løpet av de siste 20 årene. I Lyseelva og Hålandselva synes bestanden å ha økt i denne perioden.

Hordaland: Det har generelt vært en betydelig nedgang i sjørretbestandene i Hordaland siden 1990-tallet. Enkelte bestander i Hardanger har imidlertid økt noe de siste årene, og i Eidfjordvassdraget er fangstene nå på samme nivå som på 1990-tallet.

Drivtelling av gytebestanden av sjørret er utført i en rekke vassdrag i Hordaland de siste 10 årene. For 7 vassdrag i Nordhordland og 11 vassdrag i Hardangerfjorden foreligger tellinger fra (tilnærmet) hele anadrom strekning i minst 4 år. I alle de 7 vassdragene i Nordhordland er det en negativ trend i innsiget av voksen sjørret de siste 10 årene. På litt lengre sikt så har flere bestander (Daleelva i Vaksdal, Teigdalselva, Ekso, Modalselva) hatt en betydelig økning fra 1990-tallet til en topp på begynnelsen av 2000-tallet, for så å avta igjen. I vassdragene rundt Hardangerfjorden er det til dels sprikende utvikling av sjørretbestandene de siste årene. Flere bestander (Etneelva, Uskedalselva, Bondhuselva) har gått kraftig tilbake, mens andre har økt til dels betydelig de siste årene (Sima, Eidfjordvassdraget, Granvinvassdraget). Estimert innsig i de samme 18 vassdragene, oppgitt som antall individer per hektar og eggtehet viser at med noen få unntak (Daleelva, Omvikelva, Granvinseelva), så var innsig og gytebestander svake. Bestanden i Matreelva holdt seg godt helt fram til ca. 2010, men har avtatt merkbart de tre siste årene. I Guddalselva viser tellinger i oppgangsfelle en marinalt ikke-signifikant ($p=0,056$) negativ tidstrend fra 2000 til 2011, og variasjon i marin overlevelse har vært knyttet til smittepress fra lakselus (Skaala mfl. 2014).

Sogn og Fjordane: Det har generelt vært en nedgang i sjørretbestandene i Sogn og Fjordane, men de fleste bestandene synes å ha holdt seg bedre utover 2000-tallet enn i nabofylkene i nord og sør. Mange bestander i Sognefjorden har holdt seg bedre enn bestander ellers i fylket. De fleste av de største sjørretvassdragene i fylket viser en negativ trend i fangstene fra 1993-2015. I Aurlandselva og Lærdalselva har imidlertid fangstene økt de siste årene.

Fra flere vassdrag i Sogn og Fjordane finnes det lange tidsserier med telling av gytefisk fra land og i de senere årene drivtelling. Den lengste dataserien er fra Aurlandselva (1964-2014), og den viser at det var relativt stabil størrelse på gytebestanden på 1970- og 1980-tallet, og noe lavere antall på 1990- og 2000-tallet, men gytebestanden varierte betydelig i denne perioden. Fra ca. 2008 har bestanden økt kraftig, og en viktig medvirkende årsak har vært redusert beskatning på grunn av at en stor andel av fangsten gjenutsettes. I Lærdalselva er fiskebestandene i ferd med å bygges opp igjen etter aksjonene for å fjerne parasitten *G. salaris* fra vassdraget. Sjørretbestanden i Lærdalselva har blitt talt fra land hvert år siden 2000. Antall gytefisk har økt i perioden, mens det ikke har vært noen endring i innsiget av sjørret til vassdraget. Sjørreten var fredet i perioden 2008-2011.

I Mørkridselva var det ingen endring i hverken gytebestand eller innsig av sjørret fra slutten av 1980-tallet og til 2014. I Nærøydalselva har både gytebestanden og estimert innsig av voksen sjørret økt fra slutten av 1980-tallet. I Flåmselva var det en økning i antall gytefisk av sjørret fra slutten av 1980-tallet, men ingen endring i innsiget. I Årdalsvassdraget gikk bestanden av sjørret tilbake i store deler av 2000-tallet, men økte igjen i 2013. Bestanden er i dag større enn på slutten av 1980-tallet. I Vikja synes innsiget av voksen sjørret å ha vært betydelig større rundt 1990 enn de siste årene, men i 2014 ble det imidlertid registrert flere voksne sjørret enn i de foregående 10 årene. I Årøyelva synes bestanden av voksen sjørret å ha gått noe tilbake siden slutten av 1980-tallet, men utviklingen er usikker på grunn av få data. I seks andre vassdrag er det også utført gytefisktelinger i perioden 1993-2014, med varierende utvikling av bestandene. I Dalselva (Arnafjord) og Fortunvassdraget har bestanden økt i perioden, i Dalelva i Høyanger har den gått ned, i Vetlefjordelva og Gloppenelva har bestandene vært omtrent på samme nivå hele perioden, mens det i Jølstra har vært en betydelig oppgang rundt år 2000, og deretter en nedgang igjen.

Møre og Romsdal: Det er få data fra Møre og Romsdal utover fangststatistikken. Fangststatistikken viser betydelig nedgang i rapporterte fangster av sjørret i alle de viktigste sjørretvassdragene i fylket. Nedgangen de siste årene reflekterer sannsynligvis en kombinasjon av reell nedgang i bestandene og betydelige innskrenkninger og til dels stopp i fisket.

Gytefisktelinger i Auravassdraget, det eneste vassdraget i fylket med gode data, viser også en betydelig nedgang i sjørretbestanden de siste seks årene, og bestanden i vassdraget synes lav på 2000-tallet sammenlignet med estimert innsig på 1990-tallet.

Sør-Trøndelag: Det foreligger ingen tidsserier med tilfredsstillende tellinger av sjørret i fylket. Fangststatistikken er fortsatt den viktigste kilden til å vurdere bestandsutviklingen for sjørretbestandene i Sør-Trøndelag, til tross for svakheter i statistikken de siste årene på grunn av innskrenkninger og til dels stans i fiske. Fangsten av sjørret har gått betydelig tilbake de siste 15 årene. Sjørretbestandene i vassdrag som drenerer til Trondheimsfjorden synes å ha gått kraftigere tilbake enn mange bestander på kysten.

Nord-Trøndelag: Det foreligger få andre data enn fangststatistikken for Nord-Trøndelag som kan bidra til å vurdere bestandsutviklingen av sjørret. Fangsten har gått kraftig ned i mange bestander, inkludert de tre største i fylket (Namsenvassdraget, Stjørdalsvassdraget og Verdalsvassdraget), siden slutten av 1990-tallet. I fangststatistikken er nedgangen sannsynligvis forsterket på grunn av betydelige innskrenkninger og til dels stans i fisket de siste årene.

Nordland: Utviklingen av mange av sjørretbestandene i Nordland synes å være i en negativ trend, mens andre bestander synes å holde seg godt. De totale fangstene i vassdragene har blitt

gradvis redusert siden 2005, og var i 2011-2014 halvert i forhold til fangstene tidlig på 2000-tallet. Flere av de viktigste sjørrretvassdragene i fylket har vært påvirket av smitte av parasitten *Gyrodactylus salaris*, med påfølgende kjemiske behandlinger for å fjerne parasitten. I viktige sjørrretvassdrag som Vefsnvassdraget, Beiarvassdraget og Fustavassdraget har det derfor ikke vært fangster de siste tre årene. Mønsteret med reduserte fangster etter 2005-2007 er imidlertid synlig i fangststatistikken for Nordland også når slike vassdrag ikke er inkludert.

Drivtelling er utført i en rekke vassdrag i Nordland, spesielt siden 2009, og i 12 av disse vassdragene foreligger tellinger fra hele anadrom strekning i 4 år eller mer. I flere av disse vassdragene har antallet voksen sjørrret avtatt i løpet av undersøkelsesperioden, som Urvollvassdraget, Spildervassdraget, Laksåga i Nordfjorden og Skjoma. I andre vassdrag, som Åbjøravassdraget, Saltdalsvassdraget og Elvegårdselva har bestandene holdt seg på samme nivå i perioden. Hvis man sammenligner innsiget basert på drivtelling de senere årene med estimert innsig på starten av 2000-tallet, synes innsiget i Urvollvassdraget, Åbjøravassdraget, Beiarvassdraget, Rånaelva å ha avtatt, og kanskje også de tre siste årene i Spildervassdraget, Laksåga i Nordfjorden Elvegårdselva.

Troms: Fangststatistikken på 1990-tallet synes å ha vært noe ufullstendig i mange vassdrag i fylket, men er forbedret de siste årene. Det gjør at det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner om utviklingen av sjørrretbestandene i Troms. I enkelte vassdrag tyder dataene på at bestanden har gått noe tilbake de siste årene, men i andre vassdrag synes den derimot å ha økt. Generelt for Troms synes det som om sjørrretbestandene har vært på omtrent samme nivå fra 2000 til i dag.

Telling av sjørrret i fisketrappa i Målselvassdraget viser en økning i oppvandringen i perioden 2000-2014. I Laukhellevassdraget har det vært en ikke-signifikant negativ trend i antall oppvandrende kjønnsmoden sjørrret, basert på videoregistrering, mens et stort antall oppvandrende umoden sjørrret har blitt registrert (mer enn 7700 individer i 2011). Også i Spansdalselva synes det som bestanden har gått tilbake de senere årene. I Åndervassdraget, Lakselva (Aursfjord), Nordkjoselva og Kvænavassdraget ser det ut til å ha vært økninger eller små endringer i bestandene i perioden 2010-2014. I Nordkjoselva har innsiget de siste årene vært lavere enn estimert innsig tidlig på 2000-tallet, mens det i de øvrige vassdragene har vært på omtrent samme nivå som tidligere. Imidlertid er det registrert svært lav egg tetthet i Åndervassdraget og Kvænavassdraget.

Finnmark: Fangstene av sjørrret i Tanavassdraget har gått betydelig tilbake siden 1990-tallet. De øvrige bestandene i fylket ser generelt ut til å være på samme nivå eller høyere i dag enn på 1990-tallet.

Sjøoverlevelse for sjørrret som vandret ut av Halselva som smolt i perioden 1988-2011 var de fleste år mellom 20 og 40 %, basert på gjenfangster i fiskefelle som dekket hele elva. Sjøoverlevelsen var høy på slutten av 1980-tallet, noe lavere på 1990-tallet, og øke så igjen på 2000-tallet. Fella ble demontert i 2012. Dette året var tilbakevandringen til fella for post-smolt etter første sommer i sjøen lavt, på nivå med de fire dårligste årene tidligere i tidsserien. I Komagelva synes det som sjørrretbestanden er på nivå med 1990-tallet og 2000-tallet, eller større. I Børselva ligger dagens innsig i underkant av estimert innsig fra tidlig på 2000-tallet. I Eibyelva, som er sideelv til Altaelva, er det verken en positiv eller negativ trend i utviklingen i perioden 2003-2013.

Fangstene av sjørrret i Tanavassdraget har hatt en tydelig negativ trend fra 1970-tallet fram til i dag. Den høyeste estimerte fangsten (norsk og finsk fangst samlet) av sjørrret i Tana i denne perioden var på over 7 000 kg i 1978, og så sent som i 1993 ble det registrert fangst på

over 6 700 kg. De siste årene har fangstene vært historisk lave, med godt under 2 000 kg i 2011 som foreløpig laveste nivå. Det har i liten grad skjedd endringer i fiskereguleringene i vassdraget, og det er lite som tyder på at den reduserte fangsten kan tilskrives redusert fiskeinnsats. En kartlegging av ørret i Tana med stabile isotoper viser at sjørreten bruker store deler av vassdraget, inkludert de store elvene Anarjohka, Karasjohka og Iesjohka øverst i Tana (Gründler 2009). Et finsk telemetri-studie fra 2011-2013 viser at ørreten i Tana har en livssyklus som gjør den sårbar for beskatning (Kanniainen mfl. 2014). Den umodne sjørreten oppholder seg i stor grad i Tanamunningen og er der gjenstand for et intensivt fiske fra båt. Den gytemodne sjørreten vandrer oppover hovedelva allerede i juni, og er da utsatt for betydelig beskatning både fra garn- og stangfiske. Telemetristudiet viser også at den gytemodne sjørreten i mange tilfeller bruker 2 år på gytevandringen, og disse fiskene blir dermed ekstra utsatt for beskatning. Alt tyder derfor på at det totale beskatningstrykket på sjørret i Tana er høyt, og at denne beskatningen sannsynligvis er høyere enn det bestanden tåler.

Tabell 13.3. Gjennomsnittlig (standardavvik i parentes) rapporterte fangster (kg) av sjørret (i elvene og i faststående redskaper i sjøen) i de fire første og fire siste årene av perioden 1993 til 2014 for hvert fylke, samt prosentvis endring i fangst fra den første til den siste perioden.

	1993-1996	2011-2014	% endring
Østfold	54 (14)	28 (12)	-47 %
Oslo og Akershus	826 (456)	224 (65)	-73 %
Buskerud	1 353 (354)	1 708 (803)	26 %
Vestfold	431 (146)	376 (29)	-13 %
Telemark	37 (27)	23 (11)	-36 %
Aust-Agder	373 (186)	159 (37)	-57 %
Vest-Agder	2 109 (306)	1 403 (375)	-33 %
Rogaland	4 306 (758)	760 (144)	-82 %
Hordaland	6 120 (950)	2 126 (553)	-65 %
Sogn og Fjordane	11 859 (1 295)	3 750 (612)	-68 %
Møre og Romsdal	17 758 (2 720)	4 003 (1 086)	-77 %
Sør-Trøndelag	8 856 (1 429)	990 (459)	-89 %
Nord-Trøndelag	7 165 (1 780)	2 652 (158)	-63 %
Nordland	14 100 (1 416)	9 546 (2 062)	-32 %
Troms	4 892 (615)	12 072 (1 5245)	160 %
Finnmark	7 211 (2 550)	8 765 (628)	22 %

13.1.3 I hvilken grad reflekterer fangststatistikken bestandssituasjonen i de ulike regionene?

For Sør- og Østlandet støtter gjennomgangen av data at sjørretbestandene generelt har vært relativt stabile siden 1993. For Østlandet (dvs. i fylkene Telemark, Buskerud, Vestfold, Oslo og Akershus og Østfold) finnes imidlertid svært lite data om bestandsstatus for vassdragene, det er rapportert fangster fra kun et fåtall elver i den offisielle fangststatistikken og det foregår et omfattende fritidsfiske i sjøen som ikke omfattes av noen fangststatistikk. Havforskningsinstituttet sin dataserie fra strandnottrekk i sjøen er den eneste dataserien for sjørret som vi kjenner til fra dette området. For Agderfylkene viser fangststatistikken for elvene

noe nedgang i sjørretbestandene, mens resultat fra strandnottrekkene i sjøen viser en økning. Årsaken til dette kan være at ulike vassdrag i disse to fylkene har ulik bestandsutvikling. Fangststatistikken dekker de mellomstore og store vassdragene der økte laksebestander etter kalking kan påvirke sjørretbestandene negativt. Mye av sjørretproduksjonen i disse fylkene foregår trolig i kystvassdrag uten fiske, og utviklingen i slike vassdrag dekkes ikke av fangststatistikken. Også i Agderfylkene foregår det et relativt omfattende fritidsfiske etter sjørret i sjøen, som heller ikke inngår i noen statistikk.

En betydelig nedgang av fangstene av sjørret på Vestlandet og i Trøndelag siden 1993 reflekterer at mange sjørretbestander i disse regionene er betydelig redusert, basert på sammenstilling av data fra vassdrag der det finnes mer informasjon enn fangststatistikk. Reduksjonen i bestandene gjelder alle fylker i disse regionene. Det er lokal variasjon innen fylker, og noen bestander synes stabile eller har økt, selv om det generelle bildet er en betydelig reduksjon. Telling av sjørret med ulike metoder er gjort i en del vassdrag i Sogn og Fjordane, Hordaland og Rogaland, slik at for disse fylkene finnes det en del data i tillegg til fangststatistikken. I Møre og Romsdal og Trøndelag finnes det lite data i tillegg til fangststatistikken, men det som finnes støtter at det har skjedd en bestandsreduksjon. I fangststatistikken er nedgangen sannsynligvis forsterket på grunn av betydelige innskrenkninger og til dels stans i fisket.

For Nord-Norge viser fangststatistikken at det er store forskjeller i bestandssituasjonen for sjørret innen regionen, og dette støttes der det finnes data fra tellinger av sjørretbestandene. I Finnmark synes bestandene å være på samme nivå som på 1990-tallet, unntatt Tanavassdraget der fangstene og sannsynligvis bestanden har gått betydelig tilbake. I Troms ser det ut til at bestandssituasjonen generelt har vært stabil, men med noe variasjon mellom vassdrag. For Nordland synes imidlertid mange bestander å være i en negativ utvikling, mens noen bestander ser ut til å holde seg godt.

Gjennomgangen av data fra tellinger av sjørret i ulike vassdrag har altså bekreftet det generelle mønsteret i utviklingen av sjørretbestandene på region- og fylkesbasis. Slike tellinger er svært viktige for å kunne kvantifisere endringer og til å gi mer spesifikke beskatningsråd enn på regionbasis. I områder der fisket reduseres eller stanses på grunn av reduserte bestander, og i vassdrag der av andre årsaker ikke drives fiske, er slik overvåking den eneste informasjonen om bestandsstatus. Beskatningsrådene for sjørret gis på et spinkelt datagrunnlag, og det er stort behov for å bedre fangststatistikken, ikke minst ved å få på plass et rapporteringssystem for fritidsfisket i sjøen, samt å få bedre informasjon om kvaliteten på fangststatistikken. Generelt ser det ut til at fangstrapporteringen har bedret seg med årene, men at dette har variert mellom vassdrag. Spesielt er det grunn til å tro at fangststatistikken var dårligere i de første årene etter at fangststatistikken for sjørret ble etablert i 1993. Det er et stort behov for etablere et overvåkingssystem for sjørretbestander.

13.1.4 Årsakssammenhenger

Sjørret påvirkes av mange menneskeskapte påvirkninger og naturlige variasjoner i miljøet både i ferskvann og i sjøen (Jonsson mfl. 2009, Thorstad mfl. 2014). Menneskeskapte påvirkninger i ferskvann som forurensing, forsuring, kraftregulering og andre forringelser av habitat har sannsynligvis bidratt til å redusere sjørretbestander i mange vassdrag. Jonsson mfl. (2009) konkluderte imidlertid med at nedgangen i store deler av landet de senere årene er knyttet til lakselus, men kanskje også til andre påvirkningsfaktorer i sjøen som klimaendring og fiske sykdommer. Årsaken til denne konklusjonen er at menneskeskapte påvirkningsfaktorer i ferskvann har enten vært stabile eller hatt redusert påvirkning de senere år, slik at de derfor trolig ikke er medvirkende årsak til nedgangen i sjørretbestandene over store deler av landet de

senere årene (Jonsson et al. 2009). Lokale forhold både i ferskvann og sjøen vil imidlertid medføre at det er vassdragsvise og lokale forskjeller i bestandsutviklingen av sjøørret.

13.2 Metoder for utarbeidelse av beskatningsråd

Råd om beskatning for sjøørret gis i denne rapporten på regionnivå med landet inndelt i fire regioner, men differensiert mellom indre og ytre områder der det er relevant. Metodene for å utarbeide beskatningsrådene er de samme som benyttet i Anon. (2015a). Rådgivningen følger et speilvendingsprinsipp der rådene i utgangspunktet er strenge, men det åpnes for mindre restriktive fiskereguleringer der det er vist eller sannsynliggjort at bestandsstatus er bedre enn innen regionen generelt. Som for rådene for laks gjelder rådgivningen all beskatning av sjøørret i regionen, både i ferskvann og sjøen. Beskatningen skjer nå i all hovedsak i vassdragene og i et sports- og fritidsfiske i sjøen som ikke inngår i fangststatistikken, mens fisket i sjøen med faststående redskap på landsbasis er lite (6,5 % av rapportert totalfangst på vektbasis og 3,2 % på antallsbasis i 2011-2014).

Som for laks har vi valgt å ta inn fare for ytterligere bestandsreduksjon på grunn av lakselus i rådgivningen for sjøørret. Dette er en faktor som kan påvirke bestandene sterkt, og det finnes et faglig grunnlag for å kunne vurdere fare for framtidig negativ effekt. Mange av de andre påvirkningsfaktorene er mer stabile, men både større økosystemendringer i sjøen, klimaendringer og sykdommer (Anon. 2009a) kan være viktige årsaker til bestandsreduksjoner. For disse finnes det lite kunnskap som kan brukes i rådgivningssammenheng. Vi har ut fra risikovurderingen (Svåsand mfl. 2015) beregnet en gjennomsnittlig estimert lakselusrelatert dødelighet hos sjøørret for alle år (2010-2014) og stasjoner på 24 %, mens gjennomsnittet på ytre fjordstasjoner og kyststasjoner var på henholdsvis 46 og 39 %. Dersom disse estimatene reflekterer faktisk lakselusrelatert dødelighet i de overvåkede områdene, representerer denne påvirkningsfaktoren en betydelig ekstra dødelighet på sjøørret. I indre fjordområder ser belastningen ut til å være mindre (gjennomsnitt 15 % estimert dødelighet). Der estimert dødelighet for årene 2010 til 2014 antyder høy dødelighet gir vi et strengere råd fordi vi vurderer at det er høy fare for ytterligere bestandsreduksjoner i rådgivningsperioden (2016-2018).

13.3 Lakselus som påvirkningsfaktor

En arbeidsgruppe konkluderte i 2009 med at nedgangen i sjøørretbestandene på Vestlandet og i Trøndelag trolig skyldes forhold i sjøen (Jonsson mfl. 2009). En stor undersøkelse fra Hardangerfjorden har nylig vist høy lakseluserelatert dødelighet for sjøørret basert på data fra en fangstfelle i Guddalselva i perioden 2001 til 2011 (Skaala mfl. 2014a). Lakselus ble sammen med økosystemendringer, klimaendringer og fiskesykdommer vurdert som viktig årsak til nedgangen. I en litteraturoppsummering (internasjonalt publiserte studier) av effekter av lakselus på sjøørret utarbeidet av en bredt sammensatt forskningsgruppe fra Norge, Irland og Skottland (Thorstad mfl. 2014, publisert både på engelsk og norsk) ble det blant annet konkludert med at:

- *Undersøkelsene som er vurdert viser at lakseoppdrett øker mengden lus i sjøen, og at lakselus i intensive oppdrettsområder har påvirket sjøørretbestander negativt. Effektene av lakselus på sjøørret kommer til uttrykk som økt dødelighet og redusert vekst i sjøen.*
- *Kombinert kunnskap fra undersøkelsene som er gjennomgått i denne rapporten viser at lakselus har hatt en generell negativ effekt på sjøørret i intensivt oppdrettede områder i Irland, Skottland og Norge.*
- *Prematur tilbakevandring til ferskvann, redusert vekst og økt dødelighet i sjøen på grunn av økte lakselusnivå innebærer (1) reduksjon i antall og kroppsstørrelse for sjøørret som vandrer tilbake til*

ferskvann for gyting, og (2) et redusert eller eliminert høstbart overskudd for sportsfiske og kommersielt fiske.

Fordi lakselus er en så viktig påvirkningsfaktor i de delene av landet som har størst fangstnedgang er det etter vitenskapsrådets vurdering riktig å ta potensiell effekt av lakselus på sjøørretbestandene inn som grunnlag i rådgivningen (Anon. 2015a).

I risikovurderinger av norsk fiskeoppdrett fra Havforskningsinstituttet (Taranger mfl. 2012, 2013, 2014a, Svåsand mfl. 2015) vurderes risikoen for bestandsreduserende effekt av lakselus på sjøørret. Lakselusrelatert dødelighet og risikoen for bestandsreduserende effekt (klassifisert fra lav til høy) har blitt estimert basert på overvåking av sjøørret ved 22-32 stasjoner årlig i 16 fjordområder for årene 2010 til 2014. Stasjonene er ujevnt fordelt langs kysten fra Aust-Agder til Vest-Finnmark. Risikovurderingen tar hensyn til smittepress tidlig på sommeren, og dekker ikke høst- og vintersituasjonen. Sjøørret kan være eksponert for lakselus gjennom hele året (Thorstad mfl. 2014), avhengig av vandringsmønster og hvor de overvintrer (saltvann eller ferskvann). Sjøørret kan gyte flere ganger og kan bli relativt gammel (Klemetsen mfl. 2003), og alle smoltårganger beskattes vanligvis over flere år. Alle årene med risikovurdering er derfor relevante både for å forklare bestandsstatus og for å vurdere fare for ytterligere bestandsreduksjoner i deler av landet. For bestandsreduksjoner kan også tidligere år være relevante. Som grunnlag for rådgivningen har vi derfor gjort noen enkle analyser av resultatene fra den rapporterte risikovurderingen. Til slutt har vi også vurdert tidligere års resultater fra luseovervåking på laksefisk. Metodene som beskrives her er de samme som benyttet av vitenskapsrådet i Anon. (2015a).

Vi beregnet først gjennomsnittlig dødelighet for alle årene (2010-2014) i hvert av de ulike fjordområdene som inngår i risikovurderingen, uavhengig av hvor mange år og stasjoner som var undersøkt (overvåkingsprogrammet har vekslet relativt mye mellom ulike stasjoner). Salangen i Troms som bare hadde resultater fra to års overvåking, og Bugøyfjord i Finnmark som hadde resultater fra ett års overvåking, ble ikke tatt med i vurderingen. Alle stasjonene i Nordland ble behandlet samlet. Det var imidlertid ingen undersøkte stasjoner i Nordland i 2013 eller 2014. Klassifiserer vi risiko for bestandsreduserende effekt etter samme grenseverdier som i Svåsand mfl. (2015) får vi følgende mønster for perioden samlet:

- Høy risiko: Hardanger, Romsdal, Namsfjorden med kysten utenfor, og Nordland.
- Moderat risiko: Ryfylke, Sognefjorden, Storfjorden (Møre og Romsdal), Trondheimsfjorden og Altafjorden
- Lav risiko: Sandnesfjorden og Porsangerfjorden

Det er imidlertid også et annet mønster i dødelighetsestimatene, og det er forskjeller fra indre til ytre deler av fjorder. Selv om enkelte sjøørret kan vandre relativt langt i fjordene og langs kysten, er det generelle mønstret at det meste av sjøørreten ikke vandrer så langt fra elvemunningen (oppsummert av Thorstad mfl. 2014). Vi tok som utgangspunkt at mye av sjøørreten primært oppholder seg innenfor 50 km fra elvemunningen. I fjorder som er lengre enn 50 km, ble hver fjord delt i to like deler (indre og ytre). Basert på denne gjennomgangen grupperte vi stasjonene i risikovurderingen som indre og ytre fjord, samt at stasjoner som lå i små fjordsystem eller ute ved kysten ble gruppert som kyststasjoner. Vi beregnet deretter gjennomsnittlig estimert dødelighet for disse tre gruppene, fjordområde for fjordområde. Mens gjennomsnittlig estimert dødelighet for alle år og stasjoner var på 24 %, var gjennomsnittet for indre fjordstasjoner 15 %, ytre fjordstasjoner 46 % og kyststasjoner 39 %. Dette mønstret kan sannsynligvis forklares med brakkvannsføremønstre i noen fjorder som gir dårligere vilkår for lakselus og/eller færre oppdrettsanlegg i indre deler av fjordene (dels fordi noen stasjoner ligger i nasjonale laksefjorder). Mønstret sees også når vi sammenligner stasjonene innenfor hvert

fjordsystem. Klassifiserer vi risiko for at lakselus har bestandsreducerende effekt (igjen etter grensene i Taranger mfl. 2014) er det ingen indre deler av fjordsystemer som har høy risiko, men fem fjordområder som har moderat risiko (Hardanger, Sognefjord, Romsdal, Storfjord, Namsfjorden og Altafjorden). For ytre deler av fjordene eller langs kysten var det høy risiko i alle overvåkende områder med unntak av i Aust-Agder (Sandnesfjord, lav risiko), Jærkysten (stasjon Hellevik, tre år med 0 % estimert dødelighet, fulgt av 28 % i 2014) og Posangerfjord. Det bemerkes at det ikke var overvåkning i Nordland eller Troms i 2013 og 2014, og at risikoen har vært moderat men på grensen til høy (gjennomsnitt over alle år på 29,6 %) på de to stasjonene i Altafjorden. Det har altså i perioden 2011 til 2014 vært høy risiko for bestandsreducerende effekt på grunn av lakselus i ytre fjordstrøk og/eller på kysten i den delen av landet der fangststatistikken tyder på størst nedgang i sjøørretbestandene. På strekningen fra Hordaland til og med Nord-Trøndelag har det, med unntak av i Trondheimsfjorden, vært moderat risiko for bestandsreducerende effekt på grunn av lakselus også i de overvåkede fjordene.

Lakselus på vill laksefisk er overvåket siden 1992 (Finstad & Bjørn 2011 og referanser i denne). Fra starten var den romlige dekningen begrenset, men fra 2003 var det stasjoner fra Sognefjorden og nordover til Altafjorden. Fra 2006 ble Hardangerfjorden inkludert, og fra 2008 ble det også etablert stasjoner i Agder slik at programmet dekket alle regioner. Vi har gått gjennom rapportene og undersøkt hvilke områder som har blitt beskrevet som å ha hatt moderat til høyt infeksjonspress av lus mot sjøørret (**tabell 13.4**). Mønstret ligner mye på det som er beskrevet i risikovurderingene fra 2010 til 2014. Det var høyt infeksjonspress i ytre del av fjordene og langs kysten i de fleste av årene fra Hardangerfjorden i sør til og med Trondheimsfjordområdet i nord, høyt i Vesterålen (i hovedsak stasjon Vik) og generelt lavt i Agder og Finnmark. Namsfjordområdet var ikke inkludert i overvåkingen rettet mot sjøørret før i 2010. Gjennomgangen viser også at lakselus trolig har vært en vesentlig dødelighetsfaktor for sjøørret i ytre deler av fjorder og langs kysten, i alle fall siden tidlig på 2000-tallet, men med variabel effekt både i tid og rom. I en oppsummering av Rådgivende Biologer sin overvåkingsserie av prematurt tilbakevandrende sjøørret på Vestlandet (Kålås mfl. 2012) klassifiseres effekten av lakselus som ekstremt stor i Hardangerfjorden og Ryfylke i 1997 og svært stor i Hardangerfjorden i 1996 og 1999 og i Ryfylke i 1998. Klassifiseringen var basert på antallet fisk som ble registrert i munningene, infeksjonsnivået og tidspunkt for infeksjon. Dette viser at det også kan ha vært betydelig lakselusrelatert dødelighet i de mest oppdrettsintensive områdene også fra midten av 1990-tallet. Fra 1999 dekket overvåkingen åtte fjordområder fra Nordfjord i nord til Jæren i Sør. I alle områder med unntak av Jæren, der klassifiseringen alle år har gitt ingen effekt, har det vært klassifisert middels eller stor effekt år om annet, men med en generell bedring fram til 2010 (siste vurderte år).

Tabell 13.4. *Infeksjonsnivå av lakselus på sjøørret hentet fra rapporter fra overvåkingen for årene 2003 til 2010 (med unntak av i 2005 da det ikke ble gjennomført noen overvåking). Beskrivelsen starter med en oppsummering for hele overvåkningsområdet samlet, som ble hentet mer eller mindre direkte fra kildene (men forkortet), og fokuserer deretter på områder der infeksjonsnivåene er beskrevet som høye (fordi disse er relevante for rådgivningen). Det presiseres at de faktiske formuleringene er vitenskapsrådets egne, basert på teksten i rapportene. Dekningen og antall stasjoner har variert mye mellom år, men her er bare deknningen på regionnivå beskrevet.*

År	Kilde	Dekning	Beskrivelse av infeksjonsnivå
2003	Bjørn mfl. (2004)	Sognefjorden og nordover	Moderat til høyt. Høyt i Sognefjorden, Eresfjorden, Hitra og Vik i Vesterålen
2004	Bjørn mfl. (2005)	Sognefjorden og nordover	Moderat. Til dels høyt i Eresfjord, Hitra og Vik i Vesterålen
2006	Bjørn mfl. (2007)	Hardanger og nordover	Moderat til høyt. Til dels høyt i Hardanger, Romsdalen og Vik i Vesterålen
2007	Bjørn mfl. (2008)	Hardanger og nordover	Høyt langs store deler av norskekysten. Høyt i Hardangerfjord, Romsdalen, utenfor Trondheimsfjorden og Vik i Vesterålen
2008	Bjørn mfl. (2009)	Hele landet	Fortsatt kronisk forhøyet langs store deler av kysten, men noe bedre enn 2007. Svært høyt i ytre Hardanger, relativt høyt i ytre Sunndalen, utenfor Trondheimsfjorden og i Vik i Vesterålen
2009	Bjørn mfl. (2010)	Hele landet	Fortsatt kronisk forhøyet langs store deler av kysten. Høyt i ytre Hardanger og utenfor Trondheimsfjorden.
2010	Bjørn mfl. (2010b)	Hele landet	Ligner 2009, lite lus på våren og økning utover sommeren. Høyt utover sommeren i Ryfylke og ytre del av Sognefjorden, høyt i ytre og dels midtre Hardanger, høyt rett utenfor Trondheimsfjorden (Agdenes) og utenfor Namsfjorden

13.4 Regionale råd om beskatning av sjørret

Beskatningsrådene som er gitt nedenfor er basert på en regionvis vurdering, og ikke på en bestandsvis vurdering av enkeltvassdrag. Dersom negative påvirkningsfaktorer eller en negativ bestandsutvikling er kjent kan det være nødvendig med strengere fangstregulering for enkeltbestander enn de generelle regionvise rådene tilsier. For informasjon om enkeltvassdrag henviser vi til fylkesvis oppsummering tidligere i kapitlet (kapittel 13.1.2), med ytterligere detaljer om enkeltvassdrag gitt i **vedlegg 4** samt i rapporter det er referert til i vedlegget. Beskatningsrådene er ikke endret i forhold til beskatningsråd gitt i Anon (2015a), med unntak av at vi har gitt råd om redusert beskatning for bestandene i Altafjorden og i Tanavassdraget. Gjennomgangen av data fra tellinger av sjørret i ulike vassdrag har styrket det faglige grunnlaget for rådene som ble gitt i Anon. (2015a).

13.4.1 Region Øst- og Sørlandet (fra svenskegrensa til og med Vest-Agder)

Sjørretbestandene synes å ha vært relativt stabile siden 1993. For Østlandet (dvs. i fylkene Telemark, Buskerud, Vestfold, Oslo og Akershus og Østfold) finnes imidlertid svært lite data om bestandsstatus, unntatt Havforskningsinstituttet sin dataserie fra strandnottrekk i sjøen langs Skagerakkysten og i Oslofjorden. For Agderfylkene viser fangststatistikken for elvene noe nedgang i sjørretbestandene, mens resultat fra strandnottrekkene i sjøen viser en økning. Årsaken til dette kan være at ulike vassdrag i disse to fylkene har ulik bestandsutvikling. Fangststatistikken dekker de mellomstore og store vassdragene der økte laksebestander etter kalking kan påvirke sjørretbestandene negativt. Mye av sjørretproduksjonen i disse fylkene foregår trolig i kystvassdrag uten fiske, og som dermed ikke inngår in fangststatistikken. Det ingen kjente menneskeskapte påvirkningsfaktorer som tilsier at bestandene i denne regionen skal bli redusert. Det er en utfordring at fritidsfisket i sjøen trolig har økt og blitt stort uten at det er rapporteringsordninger eller kartlegging av fiskets omfang.

Råd om beskatning: Det er ikke et behov for spesielle fangstreduserende tiltak i denne regionen med mindre lokale forhold og kunnskap tilsier at enkeltbestander er redusert eller utsatt for sterke menneskeskapte påvirkninger.

13.4.2 Region Vestlandet (fra Rogaland til og med Møre og Romsdal)

Det har vært en betydelig reduksjon i sjørretbestandene i denne regionen, basert både på fangststatistikk og data fra tellinger av sjørret. Særlig viser fangstene en tilbakegang etter 2000. Det er overveiende sannsynlig at infeksjon fra lakselus har bidratt til bestandsreduksjonen, og det er stor fare for ytterligere reduserte bestandsstørrelser. Det er sannsynlig at flere bestander i regionen har blitt kritisk små. Fordi infeksjonspresset er mye større i ytre deler av fjordene og på kysten utenfor enn i indre deler av lengre fjorder, differensierer vi rådene. Det har imidlertid vært moderat fare for bestandsreduserende effekt i noen fjordområder, spesielt i Hardangerfjord og Romsdalsfjord. Det ser ut til at bestandene på Jærkysten har holdt seg bedre enn i Ryfylke, og smittepresset fra lakselus har blitt vurdert som lavt (Kålås mfl. 2012; Svåsand mfl. 2015). Vi gir derfor eget råd for bestandene på Jæren.

Råd om beskatning for indre deler av fjorder lengre enn 50 km: Beskatningen på sjørretbestandene i disse fjordområdene bør reduseres, med mindre det er vist eller sannsynliggjort at bestanden er stor nok til å tåle dagens beskatningsnivå.

Råd om beskatning for ytre deler av fjordene og kysten utenfor: Bestandene i disse områdene bør ikke beskattes, med mindre det er vist eller sannsynliggjort at bestanden er stor nok til å tåle beskatning. Dette rådet gjelder fra ytre Ryfylke og nordover.

Råd om beskatning for Jæren: Det er ikke et behov for spesielle fangstreduserende tiltak i denne regionen med mindre lokale forhold og kunnskap tilsier at enkeltbestander er redusert eller utsatt for sterke menneskeskapte påvirkninger.

13.4.3 Region Trøndelag (Sør- og Nord-Trøndelag)

Det har vært en markant negativ trend i fangster, som er redusert med over 70 prosent fra midten av 1990-tallet, og nedgangen startet etter 2000. Det er sannsynlig at en så stor fangstreduksjon reflekterer markante bestandsreduksjoner. Det er overveiende sannsynlig at lakselus har bidratt til bestandsreduksjonen, og det er stor fare for ytterligere reduserte bestandsstørrelser. Det er sannsynlig at flere bestander i regionen har blitt kritisk små. Fordi infeksjonspresset er mye større i ytre deler av fjordene og på kysten utenfor enn i indre deler av lengre fjorder, differensierer vi rådene. Det har imidlertid vært moderat fare for bestandsreduserende effekt i noen fjordområder og i noen år også i de indre delene.

Råd om beskatning for indre deler av Trondheimsfjorden og Namsfjorden: Beskatningen på sjørretbestandene i disse fjordområdene bør reduseres, med mindre det er vist eller sannsynliggjort at bestandene er store nok til å tåle dagens beskatningsnivå.

Råd om beskatning for ytre deler av fjordene og kysten utenfor: Bestandene i disse områdene bør ikke beskattes, med mindre det er vist eller sannsynliggjort at bestanden er stor nok til å tåle beskatning.

13.4.4 Region Nord-Norge (Nordland, Troms og Finnmark)

For Nord-Norge viser fangststatistikken at det er store forskjeller i bestandssituasjonen for sjørret innen regionen, og dette støttes der det finnes data fra tellinger av sjørret. I Finnmark synes bestandene å være på samme nivå som på 1990-tallet, unntatt Tanavassdraget der bestanden trolig har gått betydelig tilbake. I Troms ser det ut til at bestandssituasjonen generelt har vært stabil, men med noe variasjon mellom vassdrag. For Nordland synes imidlertid mange bestander å være i en negativ utvikling, mens noen bestander ser ut til å holde seg godt. Samlet sett har det vært høy risiko for bestandsreduserende effekt av lakselus i de overvåkede områdene langs Nordlandskysten i perioden 2010 til 2012. Nordland har imidlertid en lang kyst, og lakselusovervåkingen har hatt variabel og dårlig dekning. I tillegg ble overvåkingen avsluttet i 2012. Nordland er fylket med størst oppdrettsproduksjon, men har også den lengste kystlinja. Selv om smittepresset trolig varierer mye innen Nordland, har risikoen for bestandsreduserende effekt på de kartlagte stasjonene generelt vært så høye at det er fare for at flere bestander kan bli redusert i rådgivningsperioden. I Nordland er det også flere bestander som er under gjenoppbygging etter kjemisk behandling mot *G. salaris*, mens flere vassdrag med gode sjørretbestander i Lyngenfjorden i Troms etter planen skal rotenonbehandles høsten 2015. Foreløpig er lakselusesituasjonen i Troms og Finnmark så dårlig kartlagt og fangstene fortsatt så høye at vi ikke fant grunnlag for å gi generelt strengere råd. Lusesituasjonen i Altafjorden etter 2011 (gjennomsnittlig estimert dødelighet på 36 %) tilsier imidlertid at imidlertid at beskatningen bør reduseres.

Råd om beskatning for Nordland: Beskatningen av sjørret bør reduseres, med mindre det er vist eller sannsynliggjort at bestanden er store nok til å tåle dagens beskatningsnivå. Det må tas særlig hensyn til gjenoppbygging av bestander etter rotenonbehandling i Vefsn-regionen og i Ranaelva som ble rotenonbehandlet i 2014.

Råd om beskatning for Troms og Finnmark: Det er ikke behov for spesielle fangstreduserende tiltak i disse fylkene med mindre lokale forhold og kunnskap tilsier at bestandene er redusert eller utsatt for sterke menneskeskapte påvirkninger. Unntaket er bestandene i Altafjorden der det har vært moderat (perioden 2010-2014) til høy (perioden etter 2011) fare for bestandsreduserende effekt på grunn av lakselus og Tanavassdraget, der bestanden ser ut til å være redusert. Her anbefaler vi at beskatningen reduseres. Det bør også tas spesielt hensyn til reetablering av sjørret etter de planlagte rotenonbehandlingene mot *G. salaris* i Lyngenfjorden.

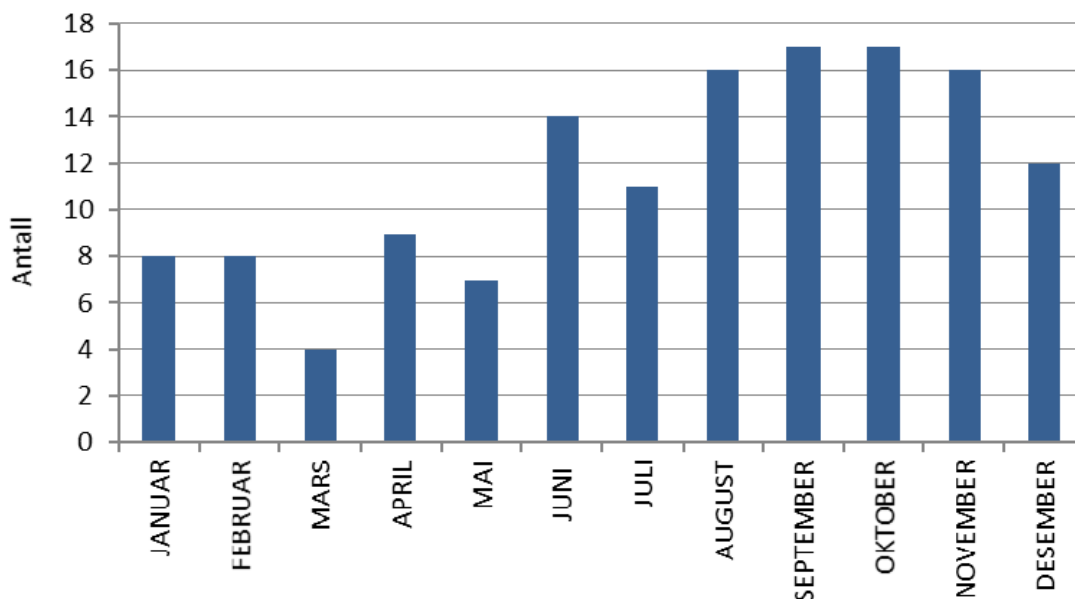
14 VURDERING AV PROSEDYRER FOR OPPFISKING AV RØMT OPPDRETTSLAKS OG REGNBUEØRRET I SJØEN OG FAREN FOR BIFANGST AV VILLAKS, SJØØRRET OG SJØRØYE

Gjenfangstfiske har som mål å redusere skadevirkningene av rømt oppdrettsfisk på villaksbestander. Forvaltningen har gitt egne prosedyrer for dette fisket i sjø, fordelt på et lovpålagt gjenfangstfiske som respons på en rømmingshendelse, samt en utvidet fisketid i sjøen om høsten og vinteren for å generelt øke beskatningen av rømt fisk. Hvordan disse prosedyrene fungerer må sees i lys av målsettingen om å redusere skadelige effekter på villfiskbestandene. I denne sammenhengen er det to viktige målepunkt: 1) effektiviteten av fisket målt som prosent gjenfangst når rømmingstallet er kjent, og 2) skadelige effekter på villfiskbestandene (laks, sjøørret og sjørøye) grunnet bifangst av villfisk. I dette kapitlet sammenstiller vi denne typen informasjon og gjør vurderinger av effekter av gjenfangstfiske i forhold til formålet. Kapitlet begynner med en beskrivelse av prosedyrer og erfaringer fra henholdsvis det lovpålagte fisket ved rømminger og det utvidede høst- og vinterfisket, etterfulgt av en vurdering av sannsynligheten for bifangster. Kapitlet avsluttes med en konklusjon og anbefalinger om endringer av prosedyrer.

14.1 Prosedyrer for lovpålagt gjenfangstfiske etter rømminger

Ved rømming av fisk fra et akvakulturanlegg er oppdretter pålagt gjennom forskrift om drift av akvakulturanlegg (akvakulturdriftsforskriften, for 17. juni 2008 nr. 822 § 39) straks å starte gjenfangstfiske i sjøområdet inntil 500 meter fra anlegget. Gjenfangstplikten opphører når det er åpenbart at den rømte fisken ikke lengre befinner seg i området. Både oppstart og avslutning av gjenfangstfisket må meldes til Fiskeridirektoratets regionkontor og Fylkesmannens miljøvernnavdeling. Fiskeridirektoratets regionkontor kan imidlertid, i samråd med Fylkesmannens miljøvernnavdeling, utvide eller innskrenke gjenfangstpliktens omfang tidsmessig og geografisk dersom mulighetene for gjenfangst av fisk tilsier det (akvakulturdriftsforskriften, for 17. juni 2008 nr. 822 § 39). En utvidelse av gjenfangstplikten kan gjelde både i sjø og vassdrag avhengig av situasjonen. Det er Fylkesmannen som, når det er behov for det, gir tillatelse eller dispensasjon til fiske etter anadrom fisk i sjø eller vassdrag etter henvendelse fra Fiskeridirektoratet.

Ved iverksetting av pliktig gjenfangst etter melding om rømming er det oppdretter, eller de som oppdretter engasjerer, som utfører gjenfangstfisket som normalt består av et garnfiske. Vanlig praksis er at det skal være tilgang til gjenfangstgarn med en reaksjonstid på én til to timer. Oppdretterne har flere steder dannet egne gjenfangstgrupper som disponerer garndeponi som er klar til bruk ved varsel om rømming (FHL, Fiskeridirektoratet og Safetec 2010). Garna skal ha en maskevidde tilpasset størrelsen på fisken som har rømt. Oppdretter har plikt til å journalføre fangstene. Det foreligger imidlertid ingen samlet statistikk over antall ganger et slikt fiske har blitt iverksatt. Heller ikke tidspunkt for oppstart og avslutning, eller antall gjenfangster eller bifangster for det enkelte gjenfangstfiske. Siden oppdretter gjennom forskrift er pålagt et slikt fiske er det rimelig å anta at statistikken for rømmingshendelser kan benyttes som et indirekte mål på omfanget av denne type gjenfangstfiske i sjøområdet inntil 500 m fra anlegg. I perioden 2010-2014 ble det meldt inn totalt 139 slike rømmingshendelser, og de fleste skjedde i månedene juni-desember (**figur 14.1**).



Figur 14.1. Innmeldte rømmingshendelser til Fiskeridirektoratet i årene 2010-2014 hvor det er naturlig å anta at det var iverksatt et lovpålagt gjenfangstfiske. Det tas forbehold om at ulike omstendigheter kan ha ført til at det reelle antallet avviker noe fra figuren. Data fra Fiskeridirektoratet.

I noen tilfeller vurderer Fiskeridirektoratet i samråd med Fylkesmannen at det er behov for å utvide gjenfangstfiske utover 500 m sonen. Fiskeridirektoratets regionkontor gir da pålegg om et slikt utvidet gjenfangstfiske, og Fylkesmannen gir fisketillatelsen. Det foreligger imidlertid heller ingen samlet statistikk over omfanget av et slikt utvidet gjenfangstfiske utover 500 m grensen. Tilbakemeldingene fra Fiskeridirektoratet og Fylkesmennene tilsier at et slikt utvidet fiske benyttes i varierende grad mellom fylkene i henhold til omfanget av rømmingene. Det er heller ikke alltid et slikt utvidet fiske blir gitt som pålegg, men heller avtales som en frivillig ordning («frivillig pålegg») i samråd mellom Fiskeridirektoratets regionkontor, Fylkesmann og oppdretter eller de som utfører gjenfangstfisket. I 2015 ble gjenfangstplikten for første gang utvidet gjennom pålegg til også å omfatte utfisking av rømt fisk fra vassdrag.

14.2 Forhold som påvirker gjenfangstrater av rømt fisk i fiske etter rømmingshendelser

For å gi et bilde av forventet effektivitet av gjenfangstfiske gis det først en presentasjon av resultater fra kontrollerte forsøk (kontrollerte rømminger), fulgt av resultater av gjenfangstfiske etter kjente rømminger.

I en simulert rømming med akustisk merket oppdrettslaks fra et anlegg ved Varaldsøy i Hardangerfjorden fant (Skilbrei mfl. 2010a,b) at den rømte oppdrettslaksen spredte seg raskt, det vil si 5-7 km i løpet av ett døgn, og 9-12 km etter to døgn. I et tilsvarende forsøk fra Altafjorden fant Chittenden mfl. (2011) at oppdrettslaksen svømte ca. 9,5 km per dag de første dagene etter rømming. I begge disse forsøkene gjorde oppdrettslaksen et dykk til dypere vann

umiddelbart etter rømming. Dykket varte fra timer til dager før laksen var tilbake i overflatevannet. I tillegg rømte oppdrettslaksen vekk fra anlegget i ulike retninger. Etter en uke var den rømte oppdrettslaksen i Hardangerfjorden spredt over et område på 500 km². Basert på disse resultatene påpekte Skilbrei mfl. (2010b) at en lakserømming er mer en regional enn en lokal hendelse, og at et gjenfangstfiske konsentrert til nærområdet rundt oppdrettsanlegget vil være lite effektivt. Høye gjenfangster ville først være mulig ved et utvidet gjenfangstfiske med varighet over 5-6 uker, og spredt utover et større område (30-40 km fra anlegget). Gjenfangstene av de akustisk merkede forsøksfiskene var nær 38 % (50 av 132 fisk), og alle ble fanget av hobbyfiskere som brukte garn (78 %), kilenøter (6 %), stangfiske fra land (14 %) eller dorging (3 %). Forsøkene i Hardangerfjorden ble gjentatt med en stor simulert rømming med over 1000 oppdrettslaks (Skilbrei og Jørgensen 2010). Oppdrettslaksen ble sluppet rett før garnfisket i fjorden etter rømt oppdrettslaks ble åpnet 1. oktober for å illustrere en situasjon med høy fiskeinnsats. Til sammen ble 43 % av fisken gjenfanget hovedsakelig i løpet av 4 uker og innenfor en radius av 4 mil fra de to slippstedene. Litt over 100 personer sendte inn merker. Det kan her bemerkes at gjenfangsten av oppdrettslaks merket med tradisjonelle ytre merker var ca 40 %, mens gjenfangsten av oppdrettslaks med akustiske merker med høyere dusør var 67 %. I forsøkene utført i Altafjorden var også gjenfangsten av den merkede fisken høy, det vil si 79 %, hvorav 69 % ble gjenfanget i kilenøter i det tradisjonelle sjøfisket og 10 % ved stangfiske og dorging (Chittenden mfl. 2011). På bakgrunn av resultatene fra Altafjorden ble bruk av kilenot foreslått som en mulig effektiv gjenfangstmetode, som også har den fordelen at fanget villfisk kan gjenutsettes i den grad de ikke har satt seg fast og blitt skadet i nota. Også i dette studiet ble det påpekt at gjenfangstinnsatsen må iverksettes umiddelbart etter rømming og gjøres over et stort område for å ha effekt.

Mens rømt laks sprer seg over et stort område i løpet av noen få dager etter rømming (Skilbrei mfl. 2010b), vil rømt regnbueørret i langt større grad oppholde seg i området hvor rømmingen fant sted (Rikardsen & Sandring 2006; Skilbrei 2012). En kan derfor forvente at gjenfangstfiske etter regnbueørret generelt vil være mer effektivt enn gjenfangstfiske etter rømt oppdrettslaks. Dette gjelder kanskje spesielt gjenfangstfiske som iverksettes innenfor 500 m sonen fra anlegget fordi regnbueørreten har en tendens til å patruljere mellom oppdrettsanlegg (Skilbrei 2012).

Havforskningsinstituttet har en omfattende forsøksserie basert på gjenfangst av over 2400 oppdrettslaks fra simulerte rømminger i årene 2005-2010 (Skilbrei mfl. 2015). Fra disse forsøkene var de rapporterte gjenfangstene fordelt på det tradisjonelle sjøfisket med kilenot og krokarn om sommeren (5 %), det utvidede sjøfisket etter rømt fisk om høsten (ca. 5 %), det utvidede sjøfisket om høsten hvor det ikke er kjent (registrert) om fiskeren offisielt deltok i høstfiske (8 %), stangfiske og dorging (36 %) og annet garnfiske (44 %) (Skilbrei mfl. 2015). I disse studiene er det verdt å merke seg at bare en liten andel (ca. 10 %) av de totale gjenfangstene av rømt laks ble fanget i det rapporteringspliktige fisket (dvs. det tradisjonelle sjøfisket og det utvidede høstfisket etter rømt laks). En mulig forklaring på dette kan være at det tradisjonelle fisket er kraftig regulert for å ivareta sårbare villaksbestander. Et viktig generelt funn fra de simulerte rømmingene var at gjenfangsten av oppdrettslaks (> 0,9 kg) inneværende sesong var avhengig av slippsted; slipp lengst ute ved kysten ga ingen gjenfangster, slipp i kystnære områder ga 4-7 % gjenfangst, mens slipp gjort inne i fjordene ga de høyest gjenfangstene (mellom 7 og 33 % i ulike fjorder) (Skilbrei mfl. 2015).

Gjenfangstfiske etter kjente lakserømminger har gitt variabelt resultat, men generelt kreves en stor fiskeinnsats med et stort antall garnnetter med garn som regel med en maskevidde \geq 58 mm. Etter en større rømming av mer enn 100 000 fisk i 2005 i Fundybukten i Canada ble det ikke fanget rømt laks på tross av to forsøk på gjenfangstfiske (Whoriskey,

upubliserte data, referert i Thorstad mfl. 2008b). I Altafjorden ble det 3. juni 2005 meldt om rømming av rundt 95 000 laks. De første dagene etter rømming ble det sannsynligvis tatt opp til 400 fisk på krokarn, og opp mot 1000 fisk med kilenøter. Det var ikke avsetning på denne mengden fisk og innsatsen ble redusert, men den 15. juni, nesten to uker etter rømmingen, ble det organisert et finansiert fiske (med dusør for innlevert fisk) som varte nesten en måned. I dette fisket ble 2769 laks fanget, noe som utgjør 2,9 % av antallet laks som rømte (Buvik 2005). I forbindelse med denne rømmingen iverksatte Havforskningsinstituttet merking av den rømte fisken for å kartlegge den videre spredningen. Det ble merket 960 fisk fra 6.-25. juni, og de fleste gjenfangstene ble gjort i to kilenøter. På bakgrunn av disse resultatene ble det anslått at rundt 1/3 av fisken som ble fanget under det organiserte fisket ble fanget i disse to kilenøtene, og at kilenøtene fanget litt over 1 % av det totale antall fisk som rømte (Skilbrei mfl. 2006). Etter et havari av et oppdrettsanlegg på Tustna 31. august 2005 rømte nærmere 500 000 laks. Det ble åpnet for gjenfangstfiske frem til 15. september i nærområdet, men dette ble senere utvidet til 31. oktober. Til sammen ble rundt 12 500 laks fanget under gjenfangstfisket, noe som utgjør 2,5 % av antallet laks som rømte (Anfinsen, 2005, referert i Skilbrei mfl. 2006).

I en rømming av laks meldt 18. november 2014 fra Lerøy Auroras oppdrettsanlegg på Angstauren i Tromsø estimerte Fiskeridirektoratet at ca. 2000 fisk på rundt 4 kg kunne ha rømt fra anlegget ([fiskeridir.no-http://www.fiskeridir.no/akvakultur/roemming/rapporerte-roemninger-til-fiskeridirektoratet](http://www.fiskeridir.no/akvakultur/roemming/rapporerte-roemninger-til-fiskeridirektoratet) - hentet 10.03.15). Samme dag som rømmingen ble oppdaget ble det satt i gang gjenfangstfiske med garn i den pålagte 500 m sonen rundt anlegget, og 243 fisk ble gjenfanget. Det ble den 20. november iverksatt et utvidet gjenfangstfiske, og flere båter fisket med garn utenfor 500 meters sonen. Gjenfangstfisket ble deretter avsluttet 25. november. Til sammen ble 337 rømt oppdrettslaks gjenfanget, det vil si 17 % av antallet rapportert rømt (http://www.nord24.no/Lakser_mming_fra_oppdrettsanlegg_i_Troms_-5-32-7582.html-hentet 10.03.15).

Fiskeridirektoratet oppgir på sin hjemmeside at det per februar er meldt inn åtte rømminger i 2015, sju tilfeller med rømt oppdrettslaks og én rømming av regnbueørret. Antallet rømt fisk er rapportert for fem av rømmingene. Det er rapportert om ca. 82 500 rømte oppdrettslaks, og av disse er om lag 13 % fanget i gjenfangstfiske per februar 2015 (Fiskeridir.no 2015a). Rømmingen med regnbueørret skjedde fra Sjøtroll sitt anlegg Angelskår i Osterfjorden i Hordaland i forbindelse med stormen Nina i begynnelsen av januar. Fra Sjøtroll ble det opplyst at det rømte om lag 69 000 regnbueørret. Et utvidet gjenfangstfiske ble utført av både yrkesfiskere og en rekke hobbyfiskere. Om lag to måneder etter rømmingen ble det rapportert inn at ca. 60 000 av de rømte fiskene var gjenfanget, og gjenfangstandelen har derfor vært uvanlig høy (ca. 87 %) (Uni Research Miljø, upubliserte data). En viktig forklaring på den høye gjenfangsten er en stor garninnsats og at regnbueørreten i motsetning til rømt oppdrettslaks holder seg i nærområdet etter rømmingen. Dette skyldes som tidligere nevnt at de to artene har ulik atferd etter rømming (Rikardsen & Sandring, 2006; Skilbrei 2012).

En viktig generell erfaring fra gjenfangstfiske etter rømt oppdrettslaks er at det er nødvendig med en relativt stor fangstinnsats med garn og eventuelt nøter, og at en til tross for en slik omfattende innsats bare kan forvente å fange inn en relativt begrenset andel av den rømte fisken. Effektiviteten av gjenfangsten er avhengig av en rekke forhold, deriblant anleggets lokalisering (fjord-kyst) og om det er laks eller regnbueørret som rømmer. Gjenfangstene er som tidligere nevnt generelt lavere når fisken rømmer fra anlegg som ligger ute ved kysten i forhold til anlegg lokalisert inne i mer avgrensede fjordområder. Det er også klart at rømt laks generelt beveger seg raskt vekk fra anlegget og derfor er krevende å gjenfange innenfor en some på 500 m fra anlegget. Potensialet for fangst av rømt laks i det pliktige gjenfangstfisket er derfor betydelig lavere enn for rømt regnbueørret, som i større grad holder seg i nærområdet rundt

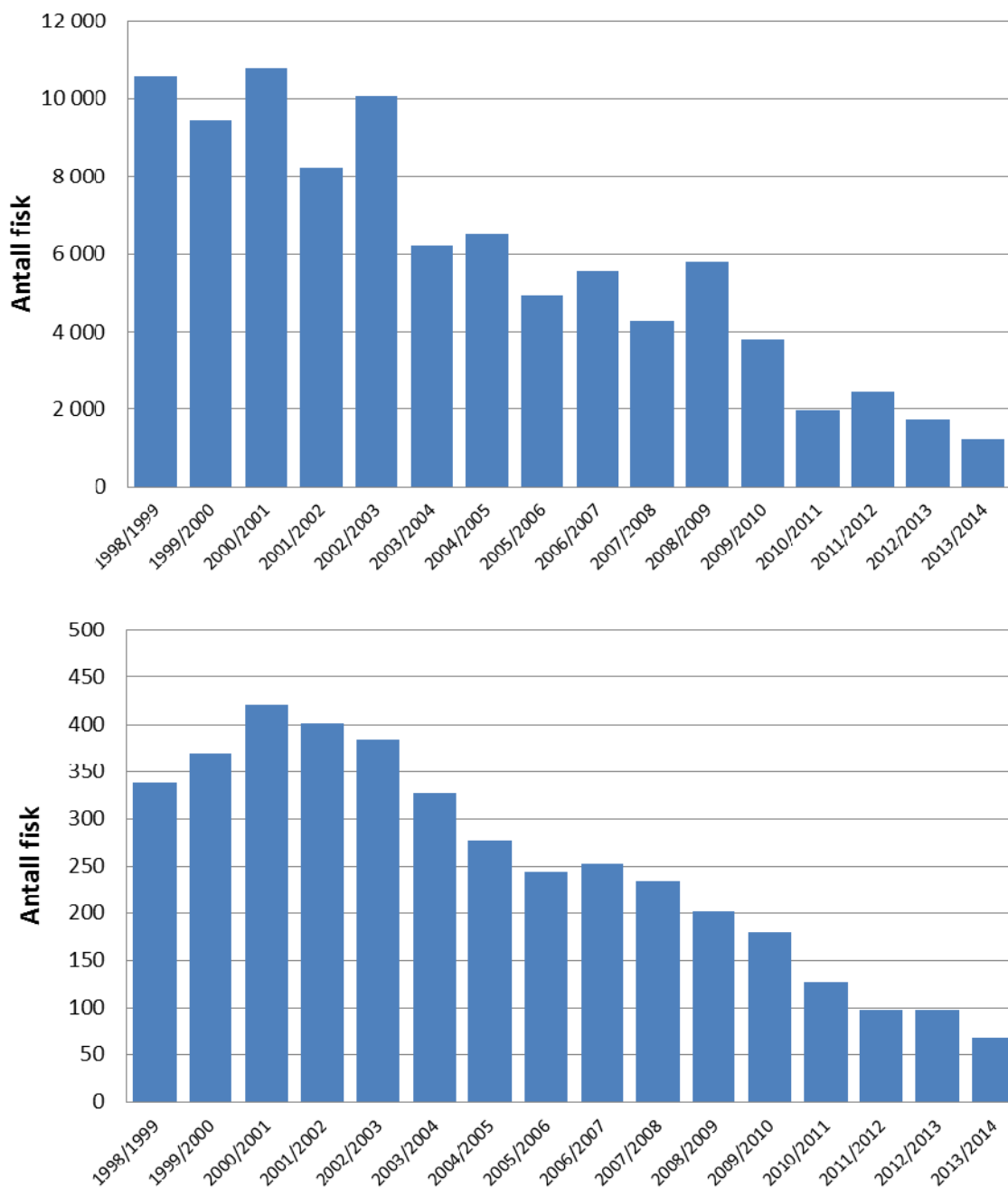
anlegget etter rømming. Det har også betydning når på året laksen rømmer. Slipp fra en lokalitet i en liten fjord viste at fisken spredde seg langsommere jo senere på høsten den ble sluppet, og de siste var fangbare nær anlegget i flere måneder (Skilbrei 2010, Olsen & Skilbrei 2010).

14.3 Prosedyrer og erfaringer med utvidet fisketid i sjøen om høsten og vinteren for å beskatte rømt fisk

For å øke beskatningen av rømt oppdrettslaks i sjøen ble det i regi av miljøforvaltningen fra midten av 1990-tallet gjennomført ulike prøveordninger med utvidet garn- og notfiske. I 1997 ble det åpnet for fiske med kilenot, lakseverp og krokgarn langs kysten fra Hordaland til og med Troms i perioden 1. oktober til og med 28. februar (med visse unntak). For å gi en bedre mulighet for å fiske etter rømt oppdrettslaks ble fisket i noen områder utvidet til perioden fra 5. august til og med 28. februar. I henhold til tillatelser gitt av Miljødirektoratet eller Fylkesmannen vil derfor både fisketid og redskap variere mellom år og mellom/innen de ulike fylkene. I forskriften fra 2012 om fiske etter anadrome laksefisk (laks, sjøørret og sjørøye) i sjøen er «utvidet fiskesesong» definert som et fiske rettet mot rømt oppdrettsfisk i perioden fra og med 5. august til og med 28. februar (Forskrift om fisketider for fiske etter anadrome laksefisk i sjøen 2012).

For fiske i denne utvidete sesongen blir det brukt kilenot, krokgarn og settegarn med maskevidde på minimum 58 mm. Fiskeperioden varierer som nevnt mellom områder og i henhold til type redskap som benyttes (Forskrift om fisketider for fiske etter anadrome laksefisk i sjøen 2012). Eksempelvis er fiske med kilenot og lakseverp tillatt i følgende områder til fastsatt fisketid (med noen regionale unntak, se Forskrift om fisketider for fiske etter anadrome laksefisk i sjøen, 2012): Rogaland (15.10.-28.02.), Hordaland (05.08.-28.02.), Sogn og Fjordane (20.08.-28.02.), Møre og Romsdal (20.08.-28.02.), Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag (01.09.-28.02.), Nordland (01.09.-28.02.), Troms (05.09.-28.02.), Finnmark (ikke åpnet for utvidet sesong). Tilsvarende fisketider gjelder også i hovedsak for bruk av krokgarn, mens bruk av settegarn er tillatt (med regionale unntak) i Hordaland, Sogn og Fjordane, Trøndelag, Nordland og Troms i perioden 01.10.-28.02.

Fisk som blir fanget i den utvidede sesongen når det fiskes etter rømt oppdrettslaks er ifølge Statistisk sentralbyrå (SSB) «hovedsakelig oppdrettslaks, men med innslag av villfisk». Bakgrunnen for denne samlebetegnelsen er at en ved opprettelsen av statistikken ikke forventet at fiskerne kunne skille villaksen fra den rømte oppdrettslaksen. Statistikken for fisket bygger på fangstdagbøkene fra fiskere, og blir samlet inn av statistisk sentralbyrå som gjør tallene tilgjengelig på sine nettsider (SSB - <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/sjofiske/aar?fane=arkiv> – hentet 10.03.15). Fiskerne blir imidlertid ikke bedt om å vurdere om fangsten er villaks eller rømt oppdrettslaks, men de bes i fangstdagbøkene kun om å rapportere antall laks i ulike størrelseskategorier (små-, mellom- og storlaks), uansett fiskerens vurdering av laksens opprinnelse. Det finnes dermed ikke informasjon om fangsten av laks som rapporteres til SSB er villaks eller rømt oppdrettslaks. I tillegg blir fiskerne bedt om å rapportere antall sjøørret, mens regnbueørret ikke er inkludert i fangstdagbøkene. Utkastplikten for villaks og sjøørret er derfor opphevet ved utførelsen av dette fisket. Fangstene i dette fisket på landsbasis, basert på fangstdagbøker sendt inn til SSB, viser en tydelig nedadgående trend (figur 14.2).



Figur 14.2. Innrapporterte fangster fordelt på antall «rømt oppdrettslaks med innslag av villfisk» (øverst) og antall sjøørret (nederst) i den utvidete fiskekesongen om høsten og vinteren for fylkene Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Nordland og Troms. Det er ikke kjent hvor stor andel av laksen i fangstene som består av rømt oppdrettslaks og villaks. Det finnes ikke statistikk for fangst av regnbueørret i dette fisket. For perioden 1997-2002 var fiskekesongen 1.oktober - 28. februar, mens fra og med 2003 var fiskekesongen 5. august - 28. februar. Fangstene er rapportert fra fiske med kilenot og krokgarn i 1997/1998 og 1998/1999, mens fra 1999/2000 er også fangst med settegarn inkludert i statistikken. For årene 1997/1998 ble det i tillegg fanget 670 kg fisk med andre redskap, mens det i 1998/1999 i tillegg ble fanget 197 kg fisk med andre redskap. Kilde: Statistisk Sentralbyrå (SSB).

14.4 Bifangst av villfisk i gjenfangstfiske etter rømt oppdrettslaks

Alle fangstredskaper som har som formål å fange rømt oppdrettsfisk kan også fange vill laksefisk. Imidlertid er ikke innrapporteringen fra gjenfangstfisket presis nok til å gi noe godt inntrykk av bifangstene, verken for fisket som iverksettes etter rømminger, eller i den utvidete fiskesesongen etter rømt fisk om høsten og vinteren. I statistikken for det utvidete fisket om høsten og vinteren fra SSB finnes det ikke informasjon om bifangster av villfisk utenom sjørret, siden fiskerne bare rapporterer antall laks fanget uansett om fiskerne tror de er av vill eller oppdrettet opprinnelse. Fangster fra gjenfangstfiske iverksatt etter rømming inngår ikke i noen offisiell statistikk med rapportering av bifangster. Statistikken over bifangst av villaks, sjørret og eventuelt sjørøye i det lovpålagte gjenfangstfisket etter rømming og i den utvidete fiskesesongen om høsten og vinteren er derfor svært mangelfull. Faren for bifangst i gjenfangstfiske iverksatt som respons på rømming vil være avhengig av årstid og lokaliseringen av anlegget i forhold til villfiskens habitatbruk. Selv om det er liten tvil om at et slikt omfattende garnfiske har potensial til å beskatte villaks og sjørret, og kanskje også sjørøye i områder der den finnes, foreligger det lite informasjon om dette forholdet.

For å få et bedre vurderingsgrunnlag av bifangster er det nødvendig å gjennomføre undersøkelser av fiskens identitet (rømt/vill, laks/sjørret) basert på skjellprøver eller annen analyse. Slike undersøkelser er det få av, og dette bidrar til å øke usikkerheten rundt temaet. Ett unntak er en studie basert på skjellanalyse av gjenfangstfiske etter rømt oppdrettslaks i perioden fra 1. oktober til 28. februar i årene 2001-2004 i Hordaland (Skilbrei & Wennevik 2006). Den vanligste fangstredskaper benyttet i dette fisket var 25*2 m flytegarn. Hvert år var det 9-14 villaks og 25-38 sjørret i de undersøkte fangstene, og de undersøkte fangstene representerte 14-40 % av de totale fangstene av rømt oppdrettslaks i Hordaland i disse årene. Det var en klar tendens til at sjørret var mest fangbar i de to minste maskeviddene som ble brukt (48 og 52 mm). I 2003/04-sesongen var det en større andel sjørret i 57 mm garn som følge av fangst av 12 store sjørret med en gjennomsnittsvekt på 2,5 kg. Denne undersøkelsen tydet på at det var få villfisk som ble fanget i garn, men det påpekes av forfatterne at undersøkelsene delvis ble foretatt i områder med reduserte villfiskbestander, og at dette kan ha bidratt til lave fangster av villfisk. Fra Fylkesmannen i Hordaland har vi fått opplyst at et gjenfangstfiske iverksatt etter en rømming i Hardanger i august 2014 ble avsluttet etter bifangst av sjørret.

I tillegg til kontrollerte undersøkelser av fangstene vil studier av habitatbruk og vandringstider gi grunnlag for å vurdere fangbarheten av villaks og sjørret i gjenfangstfiske etter rømt laks. Etter smoltifisering er sjørreten mesteparten av sommeren i sjøen, men det er betydelig variasjon mellom individer og bestander i hvorvidt de oppholder seg i sjøen om vinteren (oppsummert av Thorstad mfl. 2014). Noen sjørret foretar vandring til sjøen kun om sommeren, mens andre kan oppholde seg kontinuerlig i sjøen i ett år eller mer, inntil de kjønnsmodnes og returnerer til ferskvann for gyting. Noen sjørreter kan ha mer uregelmessige vandring mellom ferskvann og sjøen til ulike tider av året. Sjørret er ofte registrert i sjøen om vinteren i flere geografiske områder (Svårdson & Fagerström 1968, Pemberton 1976b, Knutsen mfl. 2004, Olsen mfl. 2006, Jensen & Rikardsen 2008, 2012, Jonsson & Jonsson 2009, Davidsen mfl. 2014). Den spesifikke livshistoriestrategien til en sjørret, varigheten på sjøvandring, og om de oppholder seg i sjøen eller ferskvann om vinteren, er trolig bestemt av summen av kostnader og fordeler knyttet til de ulike habitatene og strategiene. Hva som er den mest fordelaktige strategien varierer både mellom individer og bestander, og avhenger i utgangspunktet av forskjeller i overlevelses- og vekstrater mellom ulike habitat, men kan også avhenge av individstatus knyttet til for eksempel kjønn, størrelse, alder og energistatus

(oppsummert av Thorstad mfl. 2014). Strategien med å være i sjøen om vinteren kan være vanligere blant sjøørret fra små enn fra store vassdrag. Små vassdrag kan ha mer ustabile vinterforhold for sjøørret med lav vannføring og is som begrenser tilgangen på egnede overvintringsplasser, mens store elver har mer stabil vannføring, og har store kulper og kanskje innsjøer der sjøørreten kan oppholde seg om vinteren (Knutsen mfl. 2004, Olsen mfl. 2006, Östergren & Rivinoja 2008, Jensen & Rikardsen 2012). I små vassdrag som er begrenset av lav og ustabil vannføring og tørkeperioder i store deler av året kan vandringen til ferskvann være av kun kort varighet knyttet til gytingen (Pemberton 1976b, Borgstrøm & Heggenes 1988, Järvi mfl. 1996). En stor variasjon mellom individer i tidspunktet for og varigheten av sjøvandringer kan også forekomme innen samme vassdrag, som for eksempel vist i undersøkelser i elva Imsa i Rogaland (Jonsson & Jonsson 2002, 2009) Varigheten av sjøvandringen var gjennomsnittlig 6-9 måneder for førstegangsvandrere som vandret til sjøen i januar-juni, og 8-18 måneder for de som vandret til sjøen i juli-desember. Varigheten av sjøoppholdet for ulike individer varierte fra 1 måned til 3 år (Jonsson & Jonsson 2009). Den generelle forekomsten av sjøørret i fangststatistikken fra gjenfangstfiske (jf. figur 1), og funnene fra Hordaland som gjengitt over, viser også at det er sjøørret tilstede i sjøen som er fangbar etter 1. oktober.

Også laks kan være på vandring ut- eller inn fjordområdene store deler av året. Etter gytingen om høsten vil mye av laksen overvintrere i elva som vinterstøinger og vandre ut i sjøen igjen etterfølgende vinter og vår. Det er imidlertid også kjent at en betydelig del av den utgytte laksen kan foreta sjøvandringen rett etter gytingen om høsten. En langtidsstudie av utvandrende laks fra Imsa i perioden 1976 til 1988 viste at utgytt laks vandret ut i løpet av to perioder, fra desember til januar og fra mars til mai (Jonsson mfl. 1990). I Altaelva ble det funnet at 13 % av akustisk merket laks (13 av 98 merket laks) vandret ut etter gyting om høsten, mens resten vandret ut om våren (Halttunen mfl. 2013). På generelt grunnlag er det rimelig å anta at utvandrende laks (vinterstøinger) kan bli beskattet i gjenfangstfiske om høsten etter gyteperioden og om vinteren. Et eksempel på dette er tidligere nevnte resultat fra gjenfangstfiske etter rømmingen av ca. 69 000 regnbueørret i Osterfjordbassenget nord for Bergen 10. - 11. januar 2015. I etterkant av denne rømmingen ble det foretatt et overvåkingsfiske med 5-7 garn i perioden 2. februar - 13. mars som resulterte i fangst av 425 rømte regnbueørret (Uni Research Miljø, upubliserte data). I tillegg ble det fanget fem vinterstøinger av villaks i perioden 26. februar-13.mars. Dette småskala overvåkingsfisket med 5-7 garn ble gjennomført for å følge utviklingen samtidig som det i januar og februar ble gjennomført et storskala gjenfangstfiske med garn hvor det ble gjenfanget om lag 60 000 rømte regnbueørret. I dette storskala garnfisket må det også ha inngått fangster av villaks vinterstøinger og sjøørret. Et viktig grep for å begrense denne typen bifangst, var at det storskala fisket med flytegarn opphørte den 28. februar i henhold til fisketidene for denne type redskap, og deretter ble innsatsen redusert til et mindre omfattende fiske med bunngarn.

I de tilfellene gjenfangstfiske åpner før 1. oktober vil fisket også beskatte villfisk på vandring inn fjordene på vei til elvene. Ved registrering av oppvandrende laks i fiskefella i Etne ble det i 2013 registrert 1154 villaks, og av disse vandret om lag 20 % opp etter 1. august og 10 % etter 1. september. Om lag de samme tall ble funnet for sjøørret (Skaala mfl. 2014). Fra en av kilenøtene som ble driftet for overvåking av lakseinnsiget til Vossovassdraget ble det i 2013 og 2014 funnet at henholdsvis 30 % og 25 % av innsiget kom etter 5. august (Uni Research Miljø, upubliserte data). I kilenøtene benyttet for å overvåke innsiget av villaks til Namsenfjorden ble hovedinnsiget av laksen fanget før 11. august, men det ble også fanget avtagende mengder villaks i de etterfølgende ukene fram til notfisket ble avsluttet 10. september (Næsje mfl. 2014). Det er derfor rimelig å anta at gjenfangstfiske som åpner før 1. oktober vil beskatte sent

innvandrende villaks og sjøørret, og at dette vil medføre økt beskatningstrykk på sentvandrende bestander.

14.5 Vurdering av gjenfangstfiske sett i lys av formålet om å redusere skadevirkninger på bestander av villaks og sjøørret

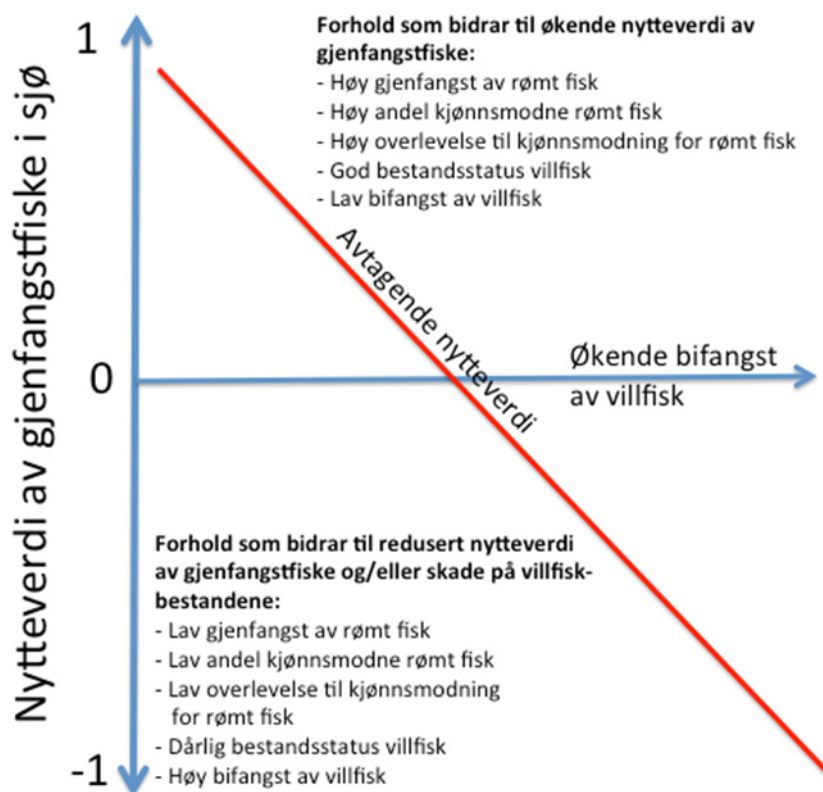
Hovedhensikten med de ulike typer gjenfangstfiske etter rømt laks og regnbueørret er å motvirke skadevirkninger på de ville laksebestandene. Skadepotensialet av lakserømminger er i hovedsak knyttet til at den rømte laksen vandrer opp i elvene for å gyte. Hvor stor andel av den rømte laksen som overlever til gyting vil variere med en rekke forhold, blant annet når i produksjonssyklusen rømmingen finner sted (smolt, umoden laks, eller stamfisk), og til hvilken tid på året rømmingen finner sted.

En typisk rømming fra et sjøanlegg vil bestå av utelukkende umoden oppdrettslaks, eller ha et lite, men varierende, innslag av kjønnsmoden fisk. Umoden oppdrettslaks vil i noen grad søke seg til munningsområder eller nedre del av elvene om høsten, men erfaringene tilsier at denne umodne fisken i hovedsak forlater elvene og som forventet ikke er tilstede på gyteplassene samme høst (Skoglund mfl. 2014). Sannsynligheten for at umoden, rømt oppdrettslaks overlever et sjøopphold på 1-2 år og returnerer til elvene som kjønnsmoden laks er trolig generelt lav. I en undersøkelse basert på slipp av merket oppdrettslaks fant Skilbrei mfl. (2015) at gjenfangster etter 1-2 år i sjøen var sjeldne (0,09 %). Overlevelsen vil trolig variere i henhold til en rekke faktorer som alder, størrelse og rømmingstidspunkt.

I et gjenfangstfiske iverksatt rett etter rømming av oppdrettslaks viser de fleste erfaringene fra praktisk gjennomføring at en ikke kan forvente stor gjenfangst (1-5 %) tross omfattende innsats. Om andelen av den rømte fisken som overlever til kjønnsmodning og vandrer opp i elvene er 1 %, betyr det at et gjenfangstfiske med 1-5 % effektivitet reduserer andelen som overlever og vandrer opp i elvene tilsvarende (altså 1-5 %). Om det for eksempel rømmer 10 000 fisk og 100 (1 %) overlever, vil et gjenfangstfiske med 1-5 % effektivitet ta ut fra 1 til 5 av de 100 rømte fiskene som overlever og søker opp i elvene for å gyte. Dette illustrer at gjenfangstfiske i sjøen iverksatt rett etter rømming ofte kan ha et begrenset potensial med tanke på skadebegrensning. Dette gjelder særlig i tilfeller der det i all hovedsak er umoden oppdrettslaks som rømmer. I et slikt fiske kan bifangst av villaks og sjøørret føre til at skadevirkningen på ville bestander betydelig overgår nytteverdien av gjenfangstene. Nytteverdien av denne type gjenfangstfiske vil imidlertid øke med økt andel av kjønnsmoden oppdrettslaks som rømmer, og som kan vandre opp i elvene for å gyte førstkommande høst. Disse har en klart høyere forventet overlevelse til kjønnsmodning enn umoden oppdrettslaks som rømmer på et tidligere stadium.

Balanspunktet mellom nytteverdi og skade må også vurderes for det utvidete fisket etter rømt oppdrettslaks om høsten og vinteren som beskatter både utgytt laks på vandring ut fjordene og sjøørret som er i sjøen i denne perioden. I motsetning til det lovpålagte fisket som iverksettes straks etter rømming, fanger dette utvidete fisket om høsten og vinteren potensielt rømt laks fra flere kilder, det vil si oppdrettslaks som har rømt på smoltstadiet, fra «drypprømminger» eller fra tidligere kjente eller ukjente større rømminger. Igjen vil nytteverdien være avhengig av hvor mye villfisk som tas som bifangst. Dette balanseforholdet er igjen avhengig av flere forhold i tid og rom som er bestemmende for størrelsen av bifangstene, og hvor sårbar villfiskbestanden er for en slik ekstra beskatning. I regioner hvor bestandene av laks, sjøørret og eventuelt sjørøye er redusert og har fåtallige gytebestander, er slike bifangster en særlig bekymring. Generelt er det tradisjonelle fisket med garn og not i sjøen kraftig redusert

gjennom reguleringer på grunn av redusert innsig, og for å redusere fisket på blandede bestander som kan beskatte spesielt svake bestander. Beskyttelsen av spesielt svake bestander i fiske på blandede bestander vil også gjelde for vurderingen av bifangstene i gjenfangstfiske etter rømt laks. Den generelt manglende dokumentasjonen av innslag av vill laksefisk i gjenfangstfisket, og mangelen på offisiell statistikk over fiske iverksatt etter rømmingsepisoder, gjør disse vurderingene vanskelige. Basert på kunnskap om vandringer og habitatbruk for villfisk er det likevel ikke tvil om at omfattende bruk av gjenfangstfiske i sjøen fører til økt beskatningstrykk på villaks og sjøørret. En sammenstilling av forhold som er med på å bestemme nytteverdien av gjenfangstfiske i sjøen er gitt i figur 14.3.



Figur 14.3. Forhold som påvirker nytteverdien av gjenfangstfiske i sjøen sett i forhold til bifangster av villfisk.

14.6 Konklusjon og anbefalinger

Gjenfangstfiske etter rømt oppdrettslaks og regnbueørret i sjøen gjennomføres både som følge av 1) forskrift som pålegger oppdretter straks å iverksette garnfiske etter rømming, og 2) ved utvidet fiskesesong for sjølaksefiske om høsten og vinteren for å beskatte rømt fisk. Dette gjør at gjenfangstfiske etter rømt fisk har et relativt stort omfang. Imidlertid er statistikk som beskriver fangsttinningsgrad, gjenfangst av rømt fisk, og bifangst av villfisk svært begrenset. Der en har tallfestet gjenfangstene i fiske iverksatt rett etter rømming er gjenfangstene av rømt oppdrettslaks relativt lave, noe som delvis skyldes at den rømte laksen raskt beveger seg vekk fra

rømmingsstedet. Fangstene rapportert inn fra gjenfangstfiske i den utvidete fiskesesongen etter rømt oppdrettsfisk i sjøen om høsten og vinteren viser en tydelig avtagende trend siden år 2000. En rekke forhold er bestemmende for balansepunktet mellom nytte- og skadepotensial med hensyn til de ville bestandene av laks, sjørøret og sjørøye. To forhold som er særlig utslagsgivende i denne sammenhengen er 1) antallet bifangster av villfisk, og 2) antallet gjenfangster som reduserer antallet rømt fisk som vandrer opp i elvene for å gyte. Antallet bifangster av villfisk er ikke kjent, men kunnskap om habitatbruk tilsier at sannsynligheten for bifangster er tilstede hele året, enten for inn- eller utvandrende gytefisk, eller for sjørøret og sjørøye som i sin livssyklus har kyst- og fjordområdene som en naturlig del av leveområdet. Andelen rømt fisk som overlever etter en rømming og vandrer opp i elvene for å gyte er avhengig av en rekke faktorer, men generelt er andelen som overlever til gyting lav, spesielt når oppdrettslaksen som rømmer er umoden og må overleve vinteren i sjøen før de kjønnsmodner. På bakgrunn av disse vurderingene, gir vi følgende konklusjoner og anbefalinger om prosedyrene for fiske etter rømt laks i sjøen:

- Det finnes i dag begrenset kunnskap om bifangst av vill laksefisk i fiske etter rømt oppdrettsfisk i sjøen, både for pålagt fiske etter rømmingshendelser og i den utvidete fiskesesongen etter rømt oppdrettsfisk i sjøen om høsten og vinteren. Fisket kan potensielt være til skade for ville bestander av laks, sjørøret og sjørøye. Det er bekymringsfullt at det ikke finnes kvalitetssikret oversikt over fangst av vill laksefisk i dette fisket.
- Sjørøretbestandene har gått tilbake mange steder, og særlig i Vest- og Midt-Norge er det trolig mange svake sjørøretbestander. En del sjørøret lever i sjøen hele året. Fiske etter rømt oppdrettslaks må være restriktivt for å redusere faren for bifangst av sjørøret fra svake bestander.
- Vandring av villaks på vei opp i elvene foregår hovedsakelig om sommeren, men kan i noen grad også foregå fra tidlig om våren til sent på høsten fram mot gytesesongen. Fiske etter rømt oppdrettslaks må være restriktivt i perioden for innvandring av villaks, særlig i områder med små gytebestander og lite høstbart overskudd, for å redusere faren for bifangst av villaks.
- Situasjonen for villaksen er at de over store deler av utbredelsesområdet har generelt lav sjøoverlevelse fram til første gyting. Flergangsgytere er derfor en viktig komponent for bevaring av bestandene. Fiske etter rømt oppdrettslaks må være restriktivt for å redusere faren for bifangst av utvandrende støinger etter gyting. Utgytt laks kan vandre ut rett etter gyting, noen også gjennom vinteren, og mange fra tidlig vår og utover forsommeren.
- Vitenskapsrådet anbefaler at ordningen med den generelt utvidete fiskesesongen i sjøen om høsten og vinteren for å fange rømt fisk avvikles. Ordningen innebærer lave og synkende fangster av laks, og andelen oppdrettslaks i fangstene er i dag ikke kjent. Rapporterte totalfangster tilsier at fisket uansett har relativt liten betydning for å redusere antallet rømt oppdrettsfisk i elvene i gytesesongen. Et slikt fiske kan påvirke villfiskbestandene negativt ved at villaks som vandrer sent inn til elvene, sjørøret og støinger av laks og sjørøret som vandrer ut fra elvene etter gytingen, kan beskattes. Tiltaket er heller ikke geografisk og tidsmessig spesifisert med hensyn til spesielle behov for å redusere mengden rømt oppdrettsfisk.

- Vitenskapsrådet er bekymret for at pålagt gjenfangstfiske i sjøområder inntil 500 m fra oppdrettsanlegg etter alle rømminger, kan medføre større negative effekter på bestander av vill laksefisk enn nytteverdien. Det samme gjelder utvidet gjenfangstfiske etter rømminger utover sonen på 500 m fra anlegget. Vitenskapsrådet finner det svært uheldig at det verken foreligger en offisiell statistikk over antallet rømt fisk som fanges i dette fisket, eller antall vill laksefisk som fanges som bifangst, gitt det omfanget et slikt fiske kan ha. Det er også en mangel at klassifisering av fisk som villfisk eller oppdrettsfisk i slikt fiske i liten grad verifiseres ved for eksempel skjellanalyser. Mangel på fangststatistikk medfører at det ikke er mulig å evaluere nytteverdien for villaksen ved et slikt gjenfangstfiske, eller de negative effektene for villaks, sjøørret og sjørøye i form av bifangster (jf. figur 3).
- Vitenskapsrådet anbefaler at det innføres krav til detaljert rapportering og offisiell fangststatistikk av fangster og fangsttinningsprosent for alt lovpålagt fiske innenfor sonen på 500 m fra anlegg ved rømminger, samt at identifisering av art og opprinnelse (vill eller oppdrett) verifiseres for fanget fisk ved bruk av skjellanalyser og eventuelt andre metoder. Videre anbefaler vitenskapsrådet at det basert på slik fangststatistikk gjennomføres en fullstendig evaluering av nytteverdien av dette fisket sammenlignet med de negative effektene på ville bestander av laks, sjøørret og sjørøye. Denne evalueringen bør inkludere en analyse av hvordan effekten varierer mellom lokaliteter, geografiske områder og tid på året.
- For utvidet fiske utenfor sonen på 500 m fra anlegget etter kjente rømminger, anbefaler vitenskapsrådet en svært restriktiv praksis på grunn av hensynet til villaks, sjøørret og sjørøye, og fordi det mangler kunnskap om nytteverdi og negative effekter for villfisk. Det må særlig tas hensyn til hvilken tid på året fisket foregår, og om svake bestander av ville laksefisk kan inngå som bifangst i fisket. Som for det lovpålagte fisket bør både statistikken bedres og ordningen evalueres for samlet nytte.

15 GJENOPPBYGGING AV LAKSEBESTANDER - OVERVÅKING OG RÅDGIVING

Det er flere grunner til at laksebestander i Norge over tid ikke når forvaltningsmålet. Noen vassdrag har *G. salaris*, eller bestanden er under gjenoppbygging etter behandling mot parasitten. I områder rammet av forsuring er flere laksebestander under gjenoppbygging etter kalkingstiltak, og noen bestander som fortsatt påvirkes av forsuring. Stor overbeskatning kan også bringe bestander under forvaltningsmålet, men dette er nå hovedsakelig bare et problem for bestandene i Tanavassdraget. På deler av Vestlandet er det mange bestander som, til tross for sterkt redusert beskatning, over mange år har ligget langt unna forvaltningsmålene, og hvor påvirkning fra lakseoppdrett antas å være en viktig årsak. I tillegg er det vassdrag hvor forvaltningsmålene ikke er nådd av andre kjente årsaker, samt vassdrag med dårlig oppnåelse hvor årsakene ikke er identifisert. Mange av disse vassdragene er stengt for fiske, mens i noen som er under gjenoppbygging etter tiltak, er det åpnet for fiske. Her vurderer vi hvordan slike bestander bør overvåkes for å kunne gi råd om beskatningsnivå og hvordan gjenoppbyggingsplaner bør utarbeides.

En grunnleggende utfordring for rådgivingen for slike bestander er at vitenskapsrådets vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og forvaltningsmål i hovedsak er basert på fangststatistikk. Når vassdrag stenges for fiske er det ikke lengre mulig å vurdere måloppnåelse etter ordinære prosedyrer. Dersom det heller ikke samles annen informasjon om gytebestandens størrelse (for eksempel ved gytefisktellinger), foreligger det ikke et grunnlag for å vurdere måloppnåelse.

For reduserte laksebestander som over tid ikke når forvaltningsmålet basert på oppnåelse av gytebestandsmål, skal det i henhold til NASCO sine retningslinjer lages gjenoppbyggingsplaner (NASCO 2004). Slike gjenoppbyggingsplaner skal omfatte identifisering og evaluering av årsakene til tilbakegangen. I de mest alvorlige situasjonene kan det være behov for både omfattende forskningsprogram og iverksetting av en rekke ulike forvaltningstiltak for å gjenoppbygge bestandene. En gjenoppbyggingsplan kan involvere reduksjon eller stans av fisket, habitatforbedring og andre forsterkingstiltak (NASCO 2004).

Handlingsplan mot *Gyrodactylus salaris* 2014-2016 (Miljødirektoratet og Mattilsynet 2014) omfatter en gjenoppbyggingsplan og retningslinjer for reetablering (fiskeutsettinger) etter kjemisk behandling og regulering av fiske. Retningslinjene tilsier at det ikke skal åpnes for fiske før vassdragene er friskmeldt. Det utarbeides også lokale planer for reetablering og fiskekultivering etter kjemisk behandling i de enkelte vassdragene. Avhengig av hvor store fiskeutsettingene er, og hvor mange år det går fra behandling til friskmelding, vil bestandsstatus i forhold til oppnåelse av gytebestandsmål variere mellom vassdrag ved friskmeldingstidspunktet. Noen bestander vil fremdeles være mindre enn forvaltningsmålet ved friskmelding.

Plan for kalking av vassdrag i Norge 2011-2015 (DN 2011) omfatter også en gjenoppbyggingsplan for forsurrede vassdrag. Planens mål er å gi god økologisk tilstand i de innsjøene og vassdragene som kalkes. Laks og sjøørret er prioritert i planen, men den omhandler også ikke-anadrome vassdrag. Hvordan man best skulle reetablere laks i vassdrag på Sørlandet der de opprinnelige bestandene var tapt, har vært tema for et omfattende forskningsbasert reetableringsprosjekt (Hesthagen 2010, Hesthagen mfl. 2011). I kalkingsplanen framgår det at laksebestander under reetablering skal forvaltes etter gytebestandsmål, og at det i utgangspunktet ikke skal åpnes for fiske før målene er nådd. Et eventuelt fiske skal være begrenset slik at bestanden bygger seg raskt opp. I flere av vassdragene har det vært åpnet for fiske før full reetablering. Vitenskapsrådet har vurdert måloppnåelse i disse på ordinært vis (se

tidligere rapporter), men kommentert at bestandene var under reetablering. Mange av disse bestandene har nådd gytebestandsmålet for første gang i løpet av de senere år.

Etter det vitenskapsrådet kjenner til finnes det ikke noen samlet plan for oppfølging og gjenoppbygging av bestander i vassdrag som er stengt for fiske av andre årsaker enn *G. salaris* og forsurening, selv om det finnes planer for enkeltvassdrag, som for eksempel Vossovassdraget (Barlaup 2013). I noen deler av landet (deler av Vestlandet og Nordland) drives det omfattende program med gytefisktellinger i vassdrag som også dekker vassdrag som ikke er åpnet for fiske. Fylkesmannen i disse fylkene har opplyst at det heller ikke her er utarbeidet skriftlige planer for oppfølging (kunnskap om gytebestandens størrelse) og gjenoppbygging fram til eventuell gjenåpning av fiske. Manglende struktur og system for oppfølging av vassdrag som stenges for fiske er generelt et hinder for god evaluering av bestandstilstand og rådgiving for når fisket kan gjenåpnes. Vitenskapsrådet anbefaler at det utarbeides planer for overvåking av gytebestandenes størrelse i vassdrag som er stengt for fiske, uansett årsak. Unntaket er bestander som fortsatt har status som smittet med *G. salaris*, hvor det ikke er noe mål at bestandene skal nå forvaltningsmålet.

Etter vitenskapsrådet vurdering, og i samsvar med NASCO sine retningslinjer, bør det utarbeides planer for overvåking og gjenoppbygging av alle laksebestander i vassdrag der fisket er stengt på grunn av at bestanden er redusert under forvaltningsmålet. Slike gjenoppbyggingsplaner kan inkludere delmål for gjenoppbyggingen, for eksempel i form av størrelse på gytebestanden som bør nås innen gitte tidspunkt, og et mål for hvor raskt en full gjenoppbygging til oppnåelse av forvaltningsmålet skal skje. I den sammenheng henviser vi til tilnærmingen som er utviklet av «Arbeidsgruppa for overvåking og forskning i Tanavassdraget» (Anon. 2015c). Her benyttes demografiske data (smoltalder, sjøalderfordeling blant hunner og andel repeterte gytere) til å etablere enkle bestandsmodeller som brukes til å lage gjenoppbyggingsbaner for de ulike bestandene i Tanavassdraget. En slik bane angir ei linje som viser når gytebestandsmålene skal være nådd og veien fram til dette målet. Ved å etablere slike gjenoppbyggingsbaner for bestandene kan man ved rådgiving og fastsettelse av fiskereguleringer forholde seg til en realistisk gjenoppbygging i stedet for bare vurdere avvik fra full måloppnåelse, som kan være urealistisk i mange tilfeller, særlig på kort sikt. Slike gjenoppbyggingsbaner må følges opp med overvåking slik at progresjonen kan evalueres. Vitenskapsrådet foreslår at eksisterende program for gytefisktellinger systematiseres og utvides slik at utviklingen i alle de aktuelle bestandene kan evalueres jevnlig. Der gytefisktellinger ikke er en egnet metode kan et begrenset prøvefiske (med gjenutsetting), elfiske på mange stasjoner, eller andre metoder vurderes.

REFERANSER

- Akvakulturdriftsforskriften 2008. Forskrift av om drift av akvakulturanlegg. Fastsatt ved kgl. res. 17. juni 2008 nr. 822 med hjemmel i lov 19. desember 2003 nr. 124 om matproduksjon og mattrygghet mv., i lov 17. juni 2005 nr. 79 om akvakultur og i lov 19. juni 2009 nr. 97 om dyrevelferd. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2008-06-17-822>. [Hentet: 06.03.2015].
- Anfinsen, A.R. 2005. Oppsummeringsrapport etter havari av fiskeoppdrettsanlegg i Storvikja i Tustna kommune i Møre og Romsdal. Etter arbeid i referansegruppen i tilknytting Aquastructures AS sin tekniske rapport, 11 s.
- Anon. 2006-2007. Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder St.prp. nr. 32: 1-143. Det kongelige miljøverndepartement.
- Anon. 2009a. Status for norske laksebestander i 2009 og råd om beskatning. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 230 s.
- Anon. 2009b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse og beskatningsråd for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1b, 357 s.
- Anon. 2010. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 213 s.
- Anon. 2011a. Kvalitetsnormer for laks - anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 105 s.
- Anon. 2011b. Prognoser for lakseinnsig, regnbueørret og klimaendringer: utfordringer for forvaltningen. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 45 s.
- Anon. 2011c. Status for norske laksebestander i 2011. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 285 s.
- Anon. 2012a. Lakselus og effekter på vill laksefisk - fra individuell respons til bestandseffekter. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 3, 56 s.
- Anon. 2012b. Status for norske laksebestander i 2012. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 4, 103 s.
- Anon. 2012c. Status of the River Tana salmon populations. Report 1-2012. Working group on salmon monitoring and research in the Tana River system. 99 s.
- Anon. 2013. Status for norske laksebestander i 2013. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5, 136 s.
- Anon. 2014. Status for norske laksebestander i 2014. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 6, 225 s.
- Anon. 2015a. Råd om beskatning av laks og sjøørret for perioden 2016 til 2018. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 7, 138 s.
- Anon. 2015b. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkningsprogrammet 2014. Fisken og Havet, særnr. 2b-2015: 1-36.
- Anon. 2015c. Status of the River Tana salmon populations. Working Group on Salmon Monitoring and Research in the Tana River System, report 1-2015.
- Anon. 2015d. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8b.
- Bakketeig, I.E., Gjosæter, H., Hauge, M., Sunnset, B.H. & Toft, K.Ø. (red.) 2015. Havforskningsrapporten 2015. Fisken og havet, særnummer I-2015. 216 s.
- Barlaup, B.T (red.). 2013. Redningsaksjonen for Vossolaksen. DN-utredning 1-2013, 222 s.

- Beaugrand G. & Reid, P.C. 2012. Relationships between North Atlantic salmon, plankton, and hydroclimatic change in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 69: 1549-1562.
- Bergan, M.A. 2014. Problemkartlegging i anadrome vassdrag i Søndre Fosen Vannområde. Fiskeregistreringer, historiske opplysninger og hydromorfologiske inngrep etter vannforskriften på Frøya og Sunde i Sør-Trøndelag. NINA Rapport 1077: 1-96.
- Bjerke, P.L. & Orvedal, K. 2011. Hydrologiske og hydrauliske beregninger for Lund bru i Ålen. Oppdragsrapport B 19/2011 Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Bjørn, P.A., Finstad, B. & Kristoffersen, R. 2004. Registreringer av lakselus på laks, sjøørret og sjørøye i 2003. NINA Oppdragsmelding 853: 1-28.
- Bjørn, P.A., Finstad, B. & Kristoffersen, R. 2005. Registreringer av lakselus på laks, sjøørret og sjørøye i 2004. NINA Rapport 60: 1-26.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Nilsen, R., Skaala, Ø. & Øverland, T. 2007. Registreringer av lakselus på laks, sjøørret og sjørøye i 2006. NINA Rapport 250: 1-24.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Nilsen, R., Asplin, L., Uglem, I., Skaala, Ø., Boxaspen, K.K. & Øverland, T. 2008. Nasjonal overvåkning av lakselusinfeksjon på ville bestander av laks, sjøørret og sjørøye i forbindelse med nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. NINA Rapport 377: 1-33.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Nilsen, R., Uglem, I., Asplin, L., Skaala, Ø., Boxaspen, K.K. & Øverland, T. 2009. Nasjonal lakselusovervåkning 2008 på ville bestander av laks, sjøørret og sjørøye langs Norskekysten samt i forbindelse med evaluering av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. NINA Rapport 447: 1-52.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Nilsen, R., Uglem, I., Asplin, L., Skaala, Ø. & Hvidsten, N.A. 2010a. Nasjonal lakselusovervåkning 2009 på ville bestander av laks, sjøørret og sjørøye langs Norskekysten samt i forbindelse med evaluering av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. NINA Rapport 547: 1-50.
- Bjørn, P.A., Asplin, L., Nilsen, R., Boxaspen, K.K., Finstad, B., Uglem, I., Kålås, S. & Barlaup, B. 2010b. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten I 2010. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra Havforskningen Nr. 13-2010.
- Bjørn, P.A., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Boxaspen, K.K., Finstad, B., Uglem, I., Berg, M., Kålås, S., Barlaup, B. & Wiik Vollset, K. 2012. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2012. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 31-2012: 1-45.
- Bjørn, P.A., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Johnsen, I.A., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg, M., Uglem, I., Barlaup, B. & Wiik Vollset, K. 2013. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2013. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 32-2013: 1-34.
- Borgstrøm, R. & Heggenes, J. 1988. Smoltification of sea trout (*Salmo trutta*) at short length as an adaptation to extremely low summer stream flow. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 35: 375-384.
- Bossdorf O., Richards, C.L. & Pigliucci, M. 2008. Epigenetics for ecologists. *Ecology Letters* 11: 106-115. doi: 110.1111/j.1461-0248.2007.01130.x.
- Box, G.E.P. & Jenkins, G.M. 1976. Time series analysis, forecasting and control. Holden-Day, San Fransisco, 575 s.
- Buvik, P. 2005. Gjenfangstfond for rømt oppdrettslaks - oppsummering etter drift fra 20.06-04.08.05. Rapport fra Alta Utviklingsselskap, 7 s.

- Carlson, S.M. & Seamons, T.R. 2008. A review of quantitative genetic components of fitness in salmonids: implications for adaptation to future change. *Evolutionary Applications* 1: 222-238. doi:210.1111/j.1752-4571.2008.00025.x.
- Chaput, G. 2012. Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1538-1548. doi: 10.1093/icesjms/fss1013.
- Chittenden, C.M., Fauchald, P. & Rikardsen, A.H. 2013a. Important open-ocean areas for northern Atlantic salmon - as estimated using a simple ambient-temperature approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 101-104.
- Chittenden, C.M., Ådlandsvik, B., Pedersen, O.P. & Rikardsen, A.H. 2013b. Testing a model to track marine fish migrations in polar regions using pop-up satellite archival. *Fisheries Oceanography* 22: 1-13.
- Chittenden, C.M., Rikardsen, A.H., Skilbrei, O.T., Davidsen, J.G., Halttunen, E., Skarðhamar, J. & McKinely, R.S. 2011. An effective method for the recapture of escaped farmed salmon. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 215-224.
- Davidsen, J.G., Svenning, M.A., Orell, P., Yoccoz, N., Dempson, J. B., Niemelä, E., Klemetsen, A., Lamberg, A. & Erkinaro, J. 2005. Spatial and temporal migration of wild Atlantic salmon smolts determined from a video camera array in the sub-Arctic River Tana. *Fisheries Research* 74: 210-222.
- Debes, P.V., Fraser, D.J., Yates, M. & Hutchings, J.A. 2014. The between-population genetic architecture of growth, maturation, and plasticity in Atlantic salmon. *Genetics* 196: 1277-1291.
- Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2010. Regionvis påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander i Norge. NINA Rapport 622: 1-40.
- Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2012. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks NINA Rapport 782. 32 s + vedlegg.
- Diserud, O., Fiske, P. & Hindar, K. 2013. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks - Oppdatering for perioden 1989-2012. NINA Rapport 976: 1-24.
- DN 2008. Handlingsplan (forslag) mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 108 s.
- DN 2011. Plan for kalking av vassdrag i Norge 2011-2015. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 41 s.
- Einum, S. & Nislow, K.H. 2011. Variation in population size through time and space: Theory and recent empirical advances from Atlantic salmon. I: *Atlantic Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. red), s. 277-298. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Einum, S., Thorstad, E.B. & Næsje, T.F. 2002. Growth rate correlations across life-stages in female Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 60: 780-784. doi:710.1006/jfbi.2002.1895.
- Elliott, J.M. 1993. A 25-year study of production of juvenile seatrout, *Salmo trutta*, in an English lake district stream. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 118: 109-122.
- Falkegård, M., Foldvik, A., Fiske, P., Erkinaro, J., Orell, P., Niemelä, E., Kuusela, J., Finstad, A.G. & Hindar, K. 2014. Revised first generation spawning targets for the Tana/Teno river system. NINA Report 1087: 1-68.
- FHL, Fiskeridirektoratet & Safetec. 2010. Veileder til beredskap ved rømming av fisk fra akvakulturanlegg, 17 s.

- Finstad, A.G., Einum, S. & Sættem, L.M. 2013. Historical abundance and spatial distributions of spawners determine juvenile habitat accessibility in salmon: implications for population dynamics and management targets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1339-1345.
- Finstad, B. & Bjørn, P.A. 2011. Present status and implications of salmon lice on wild salmonids in Norwegian coastal zones. I: *Salmon lice: An integrated approach to understanding parasite abundance and distribution* (Jones, S. & Beamish, R. red.), s. 281-305. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Finstad, B., Kroglund, F., Strand, R., Stefansson, S.O., Bjørn, P.A., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O. & Salbu, B. 2007. Salmon lice or suboptimal water quality - Reasons for reduced postsmolt survival? *Aquaculture* 273: 374-383.
- Finstad, B., Kroglund, F., Bjørn, P.A., Nilsen, R., Pettersen, K., Rosseland, B.O., Teien, H.-C., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Salbu, B., Fiske, P. & Ebbesson, L.O.E. 2012. Salmon lice-induced mortality of Atlantic salmon postsmolts experiencing episodic acidification and recovery in freshwater. *Aquaculture* 362-363: 193-199.
- Fiske, P. 2013. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elv om høsten 2010 - 2012. NINA Rapport 989: 1-33.
- Fiske, P., Lund, R.A. & Hansen, L.P. 2006. Relationships between the frequency of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in wild salmon populations and fish farming activity in Norway, 1989-2004. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1182-1189.
- Fiske, P., Aronsen, T. & Hindar, K. 2014. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elver om høsten 2013. NINA Rapport 1063: 1-44.
- Fiske, P., Lund, R.A., Østborg, G.M. & Fløystad, L. 2001a. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-2000. NINA Oppdragsmelding 704: 1-26.
- Fiske, P., Jensen, A.J., Sægvog, H., Wennevik, V. & Gjørseter, H. 2015. Atlantic salmon; National Report for Norway 2014. ICES/WGNAS working paper, WP17: 1-29.
- Fiske, P., Baardsen, S., Stensland, S., Hvidsten, N.A. & Aas, Ø. 2012. Sluttrapport og evaluering av oppleieprosjektet i Trondheimsfjorden (korrigert versjon av NINA rapport 546). NINA Rapport 854: 1-70.
- Fiskeridir.no 2015a. Rapporterte rømminger til Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.fiskeridir.no/akvakultur/roemming/rapporterte-roemminger-til-fiskeridirektoratet>. [Hentet: 10.03.2015].
- Fleming, I.A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 379-416.
- Fleming, I.A. & Einum, S. 1997. Experimental tests of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. *ICES Journal of Marine Science* 54: 1051-1063
- Fleming, I.A. & Einum, S. 2011. Reproductive ecology: a tale of two sexes. I: *Atlantic salmon ecology* (Aas, Ø. Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J., red.), s. 33-65. Blackwell Publishing Ltd., Oxford.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerød, I.B., Jonsson, B., Balstad, T. & Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London series B* 267: 1517-1523.
- Forseth, T., Fiske, P., Gjørseter, H. & Hindar, K. 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. *Environmental Conservation* 40: 356-366.
- Forskrift om fisketider for fiske etter anadrome laksefisk i sjøen 2012. Fastsatt ved kgl. res. 10. mai 2012 nr. 431 med hjemmel i lov 15. mai 1992 nr. 47 om laksefisk og innlandsfisk mv. og lov 19. juni 2009 nr. 100 om forvaltning av naturens mangfold. Tilgjengelig fra:

- <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-05-10-31?q=forskrift+om+fisketider>.
[Hentet: 23.03.2015]
- Fraser, D.J., Minto, C., Calvert, A.M., Eddington, J.D. & Hutchings, J.A. 2010. Potential for domesticated-wild interbreeding to induce maladaptive phenology across multiple populations of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1768-1775.
- Fraser, D.J., Houde, A.L.S., Debes, P.V., O'Reilly, P., Eddington, J.D. & Hutchings, J.A. 2010. Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. *Ecological Applications* 20: 935-953.
- Friedland, K.D. & Reddin, D.G. 2000. Growth patterns of Labrador Sea Atlantic salmon postsmolts and the temporal scale of recruitment synchrony for North American salmon stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1181-1189.
- García de Leaniz, C., Fleming, I.A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W.C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B.H., Youngson, A.F., Webb, J.H., Vøllestad, L.A., Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T.P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implication for conservation. *Biological Reviews* 88: 173-211.
- Gargan P.G., Forde G., Hazon N., Russell D.J.F. & Todd C.D. 2012. Evidence for sea lice induced marine mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in western Ireland from experimental releases of ranched smolts treated with emamectin benzoate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 343-353.
- Garseth, Å.H., Ekrem, T. & Biering, E. 2013. Phylogenetic evidence of long distance dispersal and transmission of piscine reovirus (PRV) between farmed and wild Atlantic salmon. *PLOS One* 8: e82202. doi: 10.1371/journal.pone.0082202.
- Glover, K.A., Quintela, M., Wennevik, V., Besnier, F., Sørvik, A.G.E. & Skaala, Ø. 2012. Three decades of farmed escapees in the wild: a spatio-temporal analysis of Atlantic salmon population genetic structure throughout Norway. *PLoS ONE* 7(8): e43129.
- Glover, K.A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M. & Skaala, Ø. 2013. Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. *BMC Genetics* 14:74.
- Grøntvedt, R.N., Jansen, P.A., Horsberg, T.A., Helgesen, K., & Tarpai, A. 2015. The surveillance programme for resistance to chemotherapeutants in *L. salmonis* in Norway 2014. Surveillance programmes for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual report 2014. Oslo: Norwegian Veterinary Institute
- Gründler, S.A. 2009. Investigating different migration patterns of *Salmo trutta* (L.) in the Teno river system using stable isotope analyses. Master thesis, University of Jyväskylä, 40 s.
- Gutierrez, A., Lubieniecki, K., Fukui, S., Withler, R., Swift, B. & Davidson, W. 2014. Detection of quantitative trait loci (QTL) related to grilising and late sexual maturation in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Marine Biotechnology* 16: 103-110.
- Halttunen, E., Jensen, J.L.A., Næsje, T.F., Davidsen, J.G., Thorstad, E.B., Chittenden, C.M., Hamel, S., Primicerio, R. & Rikardsen, A.H. 2013. State-dependent migratory timing of post-spawned Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1063-1071.
- Hansen, L.P. 1988. Effects of Carlintagging and finclipping on survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) released as smolts. *Aquaculture* 70: 391-394.
- Hansen, L.P., Hutchinson, P., Reddin, D.G. & Windsor, M.L. 2012. Salmon at sea: Scientific advances and their implications for management: an introduction. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 69: 1533-1537.

- 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.
- Heino, M., Svåsand, T., Wennevik, V. & Glover, K.A. 2015. Genetic introgression of farmed salmon in native populations: quantifying the relative influence of population size and frequency of escapees. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 185-190.
- Hesthagen, T. (redaktør) 2010. Etablering av nye laksestammer på Sørlandet. Erfaringer fra arbeidet i Mandalselva og Tovdalselva etter kalking. DN-utredning 7-2010: 1-124.
- Hesthagen, T. & Larsen, B.M. 2005. Changes in the abundance of young brown trout (*Salmo trutta*) following the recovery of re-establishment of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed Norwegian rivers. I: Acid rain 2005 (red. Hunova, I., Ostadnicka, J., Dostalova, Z. & Navratil, T.), s. 413. Prague.
- Hesthagen, T., Larsen, B.M. & Fiske, P. 2011. Liming restores Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in acidified Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 224-231.
- Hindar, A. & Wright, R.F. 2005. Long-term records and modeling of acidification, recovery and liming at Lake Hovvatn, Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2620-2631.
- Hindar, K. & Diserud, O. 2007. Sårbarhetsvurdering av ville laksebestander overfor rømt oppdrettslaks. NINA Rapport 244: 1-45.
- Hindar, K., Fiske, P., Forseth, T. & Diserud, O. 2015. Reviderte gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport (under utarbeidelse)
- Hindar, K., Fleming, I.A., McGinnity, P. & Diserud, O. 2006. The genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1234-1247.
- Hindar, K., Hutchings, J.A., Diserud, O. & Fiske, P. 2011. Stock, recruitment and exploitation. I: Atlantic Salmon Ecology (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. red.), s. 299-332. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226: 1-78.
- Hutchings, J.A. 2004. Norms of reaction and phenotypic plasticity in salmonid life histories. I: Evolution illuminated. Salmon and their relatives (Hendry, A.P. & Stearns, S.C., red.), s. 154-174. Oxford University Press, Oxford.
- Hutchings, J.A. 2011. Old wine in new bottles: reaction norms in salmonid fishes. *Heredity* 106: 421-437. doi: 410.1038/hdy.2010.1166.
- Hvidsten, N.A., Fiske, P. & Johnsen, B.O. 2004. Innsig og beskatning av Trondheimsfjordlaks. NINA Oppdragsmelding 858: 1-30.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer av laks. Samlerapport for perioden 1979-2002. NINA Fagrapport 079: 1-96.
- ICES 2015. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS) 17-26 March Moncton, Canada. ICES CM 2015/ACOM:09: 1-332.
- Jackson, D., Cotter, D., Newell, J., O'Donohoe, P., Kane, F., McDermott, T., Kelly, S. & Drumm, A. 2014. Response to M Krkošek, C W Revie, B Finstad and C D Todd's comment on Jackson et al. 'Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality'. *Journal of Fish Diseases* 37: 419-421.

- Jackson, D., Cotter, D., Newell, J., McEvoy, S., O'Donohoe, P., Kane, F., McDermott, T., Kelly S., & Drumm, A. 2013. Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality. *Journal of Fish Diseases* 36: 273-281.
- Järvi, T., Holmgren, K., Rubin, J.-F., Petersson, E., Lundberg, S. & Glimsäter, C. 1996. Newly emerged *Salmo trutta* fry that migrate to the sea - an alternative choice of feeding habitat? *Nordic Journal of Freshwater Research* 72: 52-62.
- 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. doi:410.1139/F1110-1156.
- Jensen, J.L.A. & Rikardsen, A.H. 2008. Do northern riverine anadromous Arctic charr *Salvelinus alpinus* and sea trout *Salmo trutta* overwinter in estuarine and marine waters? *Journal of Fish Biology* 73: 1810-1818.
- Jensen, J.L.A. & Rikardsen, A.H. 2012. Archival tags reveal that Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta* can use estuarine and marine waters during winter. *Journal of Fish Biology* 81: 735-749.
- Jensen, J.L.A., Halttunen, E., Thorstad, E.B., Næsje, T.F. & Rikardsen, A.H. 2010. Does catch-and-release angling alter the migratory behaviour of Atlantic salmon? *Fisheries Research* 106: 550-554.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1999. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. NINA Oppdragsmelding 617: 1-129.
- Johnston, S.E., Orell, P., Pritchard, V.L., Kent, M.P., Lien, S., Niemelä, E., Erkinaro, J. & Primmer, C.R. 2014. Genome-wide SNP analysis reveals a genetic basis for sea-age variation in a wild population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Molecular Ecology* 23: 3452-3468.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009. Migratory timing, marine survival and growth of anadromous trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. *Journal of Fish Biology* 74: 621-638.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout. Habitat as a template for life histories. Springer.
- Jonsson, B., Finstad, A.G. & Jonsson, N. 2012a. Winter temperature and food quality affect age at maturity: an experimental test with Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1817-1826.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Finstad, A.G. 2012b. Effects of temperature and food quality on age and size at maturity in ectotherms: an experimental test with Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 82: 201-210. doi: 210.1111/j.1365-2656.2012.02022.x.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Finstad, A.G. 2014. Linking embryonic temperature with adult reproductive investment in Atlantic salmon *Salmo salar*. *Marine Ecology Progress Series* 515: 217-226.
- Jonsson, B., Sægvog, H., Finstad, B., Karlsen, L.R., Kambestad, A., Langåker, R. & Gausen, D. 2009. Bestandsutvikling hos sjørret og forslag til forvaltningstiltak. DN Notat 2009-1: 1-28.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater Biology* 47: 1391-1401.
- Jonsson, N., Hansen, L.P. & Jonsson, B. 1991. Variation in age, size and repeat spawning of adult Atlantic salmon in relation to river discharge. *Journal of Animal Ecology* 60: 937-947.

- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1990. Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. *Animal Behaviour* 40: 313-321.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1998. The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 67: 751-762.
- Kanniainen, T., Orell, P., Erkinaro, J., Kuusela, J., Koskinen, A., Leinonen, V. & Kylmäaho, M. 2014. Meritaimenen vaelluskäyttäytyminen ja levittäytyminen Tenojoen vesistöissä. RKTL työraportteja 17/2014, 39 s.
- Karlsson, S., Diserud, O.H., Moen, T. & Hindar, K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. *Ecology and Evolution* 4: 3256-3263.
- Karlsson, S., Fiske, P., Diserud, O., Hindar, K. & Staldvik, F. 2012. Genetiske studier av innkrysning av oppdrettslaks i Namsenvassdraget. NINA Minirapport 403: 1-17.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K. & Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources (Supplement 1)* 11: 247-253.
- Kittelsen, A., Rosten, T., Ulgenes, Y., Selvik, J.R. & Alne, H. 2006. Tilgjengelige ferskvannsressurser til framtidig produksjon av settefisk av laks og ørret. Utredning fra Akvaforsk, SINTEF & NIVA. Stensilrapport.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1-59.
- Knutsen, J.A., Knutsen, H., Olsen, E.M. & Jonsson, B. 2004. Marine feeding of anadromous *Salmo trutta* during winter. *Journal of Fish Biology* 64: 89-99.
- Krkošek M., Revie C.W, Finstad B. & Todd C.D. 2014. Comment on Jackson et al. 'Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality'. *Journal of Fish Diseases* 37: 415-417.
- Krkošek M., Revie C., Gargan P., Skilbrei O.T., Finstad B. & Todd C.D. 2013. Impact of parasites on salmon recruitment in the Northeast Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society B* 280, 20122359. doi: 10.1098/rspb.2012.2359.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Haugen, T. & Güttrup, J. 2013. Sjøoverlevelse til smolt eksponert for aluminium i brakkvann - oppvandring av laks i Storelva i 2012. NIVA Rapport 6492-2013, 70 s.
- Kroglund, F., Kaste, O., Rosseland, B.O. & Poppe, T. 2001. The return of the salmon. *Water Air and Soil Pollution* 130: 1349-1354.
- L'Abée-Lund, J. H., Vøllestad, L.A. & Beldring, S. 2004. Spatial and temporal variation in the grilse proportion of Atlantic salmon in Norwegian rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 743-761.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S., Bakken, M., Gjertsen, V., Kanstad Hansen, Ø., & Øksenberg, S. 2012. Videoovervåking av laks, sjøørret og sjørøye i Lakselva på Senja i 2011. VFI-rapport, 13-2012: 1-38.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S., Gjertsen, V. & Kanstad Hanssen, Ø. 2013a. Videoovervåking av laks og sjøørret i Roksdalsvassdraget på Andøya i 2012. SNA-rapport 06/2013, 51 s. Skandinavisk naturovervåking AS.
- Lamberg, A., Strand, R., Bruseth, C., Øksenberg, S. & Kanstad Hanssen, Ø. 2013b. Videoovervåking av laks og sjøørret i Skjoma i 2012. SNA-rapport 03/2013, 24 s. Skandinavisk naturovervåking AS.

- Lund, R.A. & Hansen, L.P. 1991. Identification of wild and reared Atlantic salmon, *Salmo salar* L., using scale characters. *Aquaculture and Fisheries Management* 22: 499-508.
- Lund, R.A., Hansen, L.P. & Järvi, T. 1989. Identifisering av oppdrettslaks og villlaks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. NINA forskningsrapport 001: 1-54.
- Mangel, M. & Satterthwaite, W.H. 2008 Combining proximate and ultimate approaches to understand life history variation in salmonids with application to fisheries, conservation, and aquaculture. *Bulletin of Marine Science* 83: 107-130.
- Maneja, R.H., A.Y. Frommel, H.I. Browman, C. Clemmesen, A.J. Geffen, A. Folkvord, U. Piatkowski, et al. 2012. The swimming kinematics of larval Atlantic cod, *Gadus morhua* L., are resilient to elevated seawater pCO₂. *Marine Biology*, 160: 1963-1972.
- Maneja, R.H., R. Dineshram, V. Thiyagarajan, A.B. Skiftesvik, A.Y. Frommel, C. Clemmesen, A.J. Geffen, et al. 2014. The proteome of Atlantic herring (*Clupea harengus* L.) larvae is resistant to elevated pCO₂. *Marine Pollution Bulletin*, 86: 154-160.
- Maneja, R.H., A.Y. Frommel, H.I. Browman, A.J. Geffen, A. Folkvord, U. Piatkowski, C.M.F. Durif, et al. 2015. The swimming kinematics and foraging behavior of larval Atlantic herring (*Clupea harengus* L.) are unaffected by elevated pCO₂. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 466: 42-48
- 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-Biological Sciences* 276: 3601-3610.
- McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Ó Maoiléidigh, N., Baker, N., Cotter, D., O’Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J. & Cross, T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon *Salmo salar* as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Ser. B* 270: 2443-2450.
- Merovich Jr, G.T. & Petty, J.T. 2007. Interactive effects of multiple stressors and restoration priorities in a mined Appalachian watershed. *Hydrobiologia* 575: 13-31.
- Miljødirektoratet & Mattilsynet 2014. Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. 114 s.
- Moore, A. & Waring, C.P. 2001. The effects of a synthetic pesticide on some aspects of reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Toxicology* 52: 1-12.
- Moran, P. & Perez-Figueroa, A. 2011. Methylation changes associated with early maturation stages in the Atlantic salmon. *BMC Genetics* 12: 86. doi: 10.1186/1471-2156-12-86.
- NASCO 1998. Agreement on adoption of a precautionary approach. CNL(98)46, 4 s.
- NASCO 2002. Decision structure for management of North Atlantic salmon fisheries. CNL31.332, 8 s.
- NASCO 2004. NASCO guidelines on the use of stock rebuilding programmes in the context of the precautionary management of salmon stocks. CNL(04)55.
- NASCO 2009. NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries. CNL(09)43, 6 s.
- Nilsen, R., Bjørn, P.A., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Johnsen, I.A., Skulstad, O.F., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg, M., Uglem, I., Barlaup, B. & Wiik Vollset, K. 2014. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2014. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 36-2014: 1-42 (+ 11 sider appendiks).
- Næsje, T.F., Aronsen, T., Ulvan, E.M., Moe, K., Økland, F., Østborg, G., Skorstad, L., Fiske, P., Thorstad, E.B., Holm, R., Sandnes, T. & Staldvik, F. 2014. Innvandring, fangst og atferd til villlaks og rømt oppdrettslaks i Namsfjorden og Namsenvassdraget i 2013. NINA Rapport 1059: 1-63.

- Olsen, R.E. & Skilbrei, O.T. 2010. Feeding preference of recaptured Atlantic salmon, *Salmo salar*, that escaped from fish pens during autumn. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 167-174.
- Olsen, E.M., Knutsen, H., Simonsen, J.H., Jonsson, B. & Knutsen, J.A. 2006. Seasonal variation in marine growth of sea trout, *Salmo trutta*, in coastal Skagerrak. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 446-452.
- Östergren, J. & Rivinoja, P. 2008. Overwintering and downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows - northern Sweden. *River Research and Applications* 24, 551-563.
- Otero, J., Jensen, A.J., L'Abée-Lund, J.H., Stenseth, N.C., Storvik, G.O. & Vøllestad, L.A. 2011. Quantifying the ocean, freshwater and human effects on year-to-year variability of one-sea-winter Atlantic salmon angled in multiple Norwegian rivers. *PLoS ONE* 6(8): e24005. doi:10.1371/journal.pone.0024005.
- Otero, J., Jensen, A.J., L'Abée-Lund, J.H., Stenseth, N.C., Storvik, G.O. & Vøllestad, L.A. 2012. Contemporary ocean warming and freshwater conditions are related to later sea age at maturity in Atlantic salmon spawning in Norwegian rivers. *Ecology and Evolution* 2: 2190-2203. doi: 2110.1002/ece2193.2337.
- Pemberton, R. 1976. Sea trout in the North Argyll Sea lochs, population, distribution and movements. *Journal of Fish Biology* 9: 157-179.
- Potter, E.C.E., Crozier, W.W., Schon, P.J., Nicholson, M.D., Maxwell, D.L., Prevost, E., Erkinaro, J., Gudbergsson, G., Karlsson, L., Hansen, L.P., MacLean, J.C., Maoileidigh, N.O. & Prusov, S. 2004. Estimating and forecasting pre-fishery abundance of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Northeast Atlantic for the management of mixed-stock fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 61: 1359-1369.
- Ramírez, R., Bakke, T.A. & Harris, P.D. 2014. Same barcode, different biology: differential patterns of infectivity, specificity and pathogenicity in two almost identical parasite strains. *International Journal of Parasitology* 44: 453-549.
- Rikardsen, A.H. 2000. Effects of Floy and soft V1alpha tags on growth and survival of juvenile Arctic char. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 719-728.
- 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.
- Rikardsen, A.H., Hansen, L.P., Jensen, A., Vollen, T. & Finstad, B. 2008. Do Norwegian Atlantic salmon feed in the northern Barents Sea? - Tag recoveries from 70 - 78° N. *Journal of Fish Biology* 72: 1792-1798.
- Robertsen, G., Hansen, H., Bachmann, L. & Bakke, T.A. 2007. Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) is a suitable host for *Gyrodactylus salaris* (Monogenea, Gyrodactylidae) in Norway. *Parasitology* 134: 257-267.
- Roff, D.A. 1997. *Evolutionary quantitative genetics*. New York: Chapman & Hall.
- Ryman, N. & Laikre, L. 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology* 5: 325-329.
- Segner, H., Schmitt-Jansen, M. & Sabater, S. 2014. Assessing the impact of multiple stressors on aquatic biota: The receptor's side matters. *Environmental Science and Technology* 48: 7690-7696.
- Skaala, Ø., Kålås, S. & Borgstrøm, R. 2014a. Evidence of salmon lice-induced mortality of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in the Hardangerfjord, Norway. *Marine Biology Research* 10: 279-288.

- Skaala, Ø., Wennevik, V. & Glover, K.A. 2006. Evidence of temporal genetic change in wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., populations affected by farm escapees. *ICES Journal of bMarine Science* 63: 1224-1233.
- Skaala, Ø., Knutar, S., Tjelle, B.I., Holmedal, T.E., Barlaup, B., Urdal, K. & Merz, J. 2014. Erfaringar med Resistance Board Weir fangstsystemet i Etnevassdraget første driftsår (2013). Rapport fra Havforskningen. Nr 1-2014.
- Skaala, Ø., Glover, K.A., Barlaup, B.T., Svåsand, T., Besnier, F., Hansen, M.M. & Borgstrøm, R. 2012. Performance of farmed, hybrid and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) families in a natural river environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1994-2006.
- Skilbrei, O.T. 2010. Reduced migratory performance of farmed Atlantic salmon post-smolts from a simulated escape during autumn. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 117-125.
- Skilbrei, O.T. 2012. The importance of escaped farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a vector for the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*) depends on the hydrological conditions in the fjord. *Hydrobiologia* 686: 287-297.
- Skilbrei, O.T. & Jørgensen, T. 2010. Recapture of cultured salmon following a large-scale escape experiment *Aquaculture Environment Interactions* 1: 107-115.
- 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. doi:10.1016/j.icesjms.2006.05.005.
- Skilbrei, O.T., Heino, M. & Svåsand, T. 2015. Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway. *ICES Journal of Marine Science* 72: 670-685. doi: 10.1093/icesjms/fsu133.
- Skilbrei, O.T., Holst, J.C. & Holm, M. 2006. Oppsummering av kunnskapsstatus innen rømming av oppdrettslaks - Tiltak for gjenfangst etter rømming. Havforskningsinstituttet - Fisken og havet nr. 7-2006.
- Skilbrei, O.T., Holst, J.C., Asplin, L. & Holm, M. 2009a. Vertical movements of “escaped” farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) - a simulation study in a western Norwegian fjord. *ICES Journal of Marine Sciences* 66: 278-288. doi: 10.1093/icesjms/fsn213.
- Skilbrei, O.T., Holst, J.C., Asplin, L. & Mortensen, S. 2010b. Horizontal movements of simulated escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a western Norwegian fjord. *ICES Journal of Marine Science* 67: 1206-1215.
- Skilbrei, O.T., Finstad, B., Urdal, K., Bakke, G., Kroglund, F. & Strand, R. 2013. Impact of early salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*) infestation, and differences in survival and marine growth of sea-ranched Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts 1997-2009. *Journal of Fish Diseases* 36: 249-260.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Normann, E.S., Wiers, T., Skår, B., Pulg, U., Vollset, K.W., Velle, G. & Gabrielsen S.E. 2014. Gytefisktelling og registrering av rømt oppdrettslaks i elver på Vestlandet høsten 2013. Uni Research Miljø. LFI-rapport nr. 230.
- Solberg, M.F., Zhang, Z.W. & Glover, K.A. 2015. Are farmed salmon more prone to risk than wild salmon? Susceptibility of juvenile farm, hybrid and wild Atlantic salmon *Salmo salar* L. to an artificial predator. *Applied Animal Behaviour Science* 162: 67-80.
- Solberg, M.F., Skaala, O., Nilsen, F. & Glover, K.A. 2013a. Does domestication cause changes in growth reaction norms? A study of farmed, wild and hybrid Atlantic salmon families exposed to environmental stress. *Plos One* 8: e54469

- Solberg, M.F., Zhang, Z., Nilsen, F. & Glover, K.A. 2013b. Growth reaction norms of domesticated, wild and hybrid Atlantic salmon families in response to differing social and physical environments. *BMC Evolutionary Biology* 13: 1-23.
- Statistisk sentralbyrå 2015. Arkiv for Sjøfiske etter laks og sjøaure - årleg. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/sjofiske/aar?fane=arkiv>. [Hentet: 10.03.2015]
- Strand, R. & Heggberget, T.G. 1996. Kilenotfiske; maskeviddens betydning for fangsteffektivitet og størrelsesseleksjon. NINA Oppdragsmelding 440: 1-13.
- Sundt-Hansen, L., Huisman, J., Skoglund, H. & Hindar, K. 2015. Farmed Atlantic salmon *Salmo salar* L. parr may reduce early survival of wild fish. *Journal of Fish Biology*, doi:10.1111/jfb.12677.
- Svårdson, G. & Fagerström, Å. 1982. Adaptive difference in the long-distance migration of some trout (*Salmo trutta* L.) stocks. Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm 60: 51-80.
- Svenning, M.A., Wennevik, V., Prusov, S., Niemelä, E. & Vähä, J.-P. 2011. Sjølaksefiske i Finnmark: Ressurs og potensial. Del II. Genetisk opphav hos atlantisk laks (*Salmo salar*) fanga av sjølaksfiskere langs kysten av Finnmark sommeren og høsten 2008. *Fisken og Havet* 7-2011: 1-35. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Svenning, M.-A., Kanstad-Hansen, Ø., Lamberg, A., Dempson, B. & Fauchald, P. 2015. Oppvandring og innslag av rømt oppdrettslaks I norske lakseelver; basert på videoovervåking, fangstfeller og drivtelling. NINA Rapport 1104: 1-53.
- Svenning, M.A., Falkegård, M., Fauchald, P., Yoccoz, N., Niemelä, E., Vähä, J.P., Ozerov, M., Wennevik, V. & Prusov, S. 2014. Region and stock-specific catch and migration models of Barents Sea salmon. Kolarctic ENPI CBC - Kolarctic salmon project (KO 197) report: 1-95.
- Svåsand, T., Boxaspen, K., Karlsen, Ø., Kvamme, B.O., Stien, L.H. & Taranger, G.L. (red.) 2015. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2014. *Fisken og havet, særnummer 2-2015*, 172 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2012. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. *Fisken og havet, særnummer 2-2012*, 129 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2013. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. *Fisken og havet, særnummer 2-2013*, 164 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.) 2014. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2013. *Fisken og havet, særnummer 2-2014*, 158 s.
- Taranger, G.L., Karlsen, Ø., Bannister, R.J., Glover, K.A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B.O., Boxaspen, K.K., Bjørn, P.A., Finstad, B., Madhun, A.S., Craig Morton, H. & Svåsand, T. 2015. Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsu132.
- Thorpe, J.E., Mangel, M., Metcalfe, N.B. & Huntingford, F.A. 1998. Modelling the proximate basis of salmonid life-history variation, with application to Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Evolutionary Ecology* 12: 581-599.
- Thorstad, E.B., Heggberget, T.G. & Økland, F. 1998. Migratory behaviour of adult wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., before, during and after spawning in a Norwegian river. *Aquaculture Research* 29: 419-428.
- Thorstad, E.B., Næsje, T.F. & Leinan, I. 2007. Long-term effects of catch-and-release angling on Atlantic salmon during different stages of return migration. *Fisheries Research* 85: 330-334.

- Thorstad, E.B., Rikstad, A. & Sandlund, O.T. 2006. Kunnskapsstatus for laks og vannmiljø i Namsenvassdraget. Kunnskapscenter for Laks og Vannmiljø, Namsos.
- Thorstad, E.B., Fiske, P., Staldvik, F. & Økland, F. 2011. Beskatning og bestandsstørrelse av laks i Namsenvassdraget. NINA Rapport 747: 1-32.
- Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Fiske, P. & Finstad, B. 2003. Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Fisheries Research* 60: 293-307.
- Thorstad, E.B., Forseth, T., Økland, F., Aasestad, I. & Johnsen, B.O. 2004. Oppvandring av radiomerket laks i Numedalslågen i 2003. NINA Oppdragsmelding 835: 1-37.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Aasestad, I., Diserud, O. & Forseth, T. 2008a. Oppvandring av laks i Numedalslågen. Påvirker vannføring og andre miljøfaktorer passering av naturlige oppvandringshindre? NINA Rapport 360: 1-46.
- Thorstad, E.B., Fleming, I.A., McGinnity, P., Soto, D., Wennevik, V. & Whoriskey, F. 2008b. Incidence and impacts of escaped farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in nature. Report from the Technical Working Group on Escapes of the Salmon Aquaculture Dialogue. NINA Special Report 36: 1-110.
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A.H. & Finstad, B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology* 81: 500-542.
- Thorstad, E.B., Todd, C.D., Bjørn, P.A., Gargan, P.G., Vollset, K.W., Halttunen, E., Kålås, S., Uglem, I., Berg, M. & Finstad, B. 2014. Effekter av lakselus på sjørret - en litteraturoppsummering. NINA Rapport 1071: 1-144.
- Ugedal, O., Kroglund, F., Barlaup, B. & Lamberg, A. 2014. Smolt - en kunnskapsoppsummering. Miljødirektoratets rapport M136-2014: 1-128.
- Uglem, I., Foldvik, A., Solem, Ø., Thorstad, E.B., Johansen, M.R. & Havn, T.B. 2015. Gjenfangst av gjenutsatt laks i Otra, Osen Vestre Hyen, Orkla, Gaula, Verdalselva, Ranaelva og Lakselva i 2012-2014. NINA Minirapport 537: 1-30.
- Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Normann, E.S. & Skilbrei, O.T. 2014. Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biology Letters* 10: 20130896. doi: 10.1098/rsbl.2013.0896.
- Vollset, K.W., Skoglund, H., Barlaup, B.T., Pulg, U., Gabrielsen, S.E., Wiers, T., Skar, B. & Lehmann, G.B. 2014. Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout? *Marine Biology Research* 10: 268-278.
- Weber, L.P., Dube, M.G., Rickwood, C.J., Carrie, J., Driedger, K., Portt, C., Brereton, C. & Janz, D.M. 2008. Effects of multiple effluents on resident fish from Junction Creek, Sudbury, Ontario. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70: 433-445.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Gytebestandsmål for norske laksevassdrag.

Det er ikke Vitenskapelig råd for lakseforvaltning som er ansvarlig for utarbeidelsen av disse gytebestandsmålene, men rådets rolle er å vurdere måloppnåelse i forhold til målene i ulike vassdrag. Vassdragene er plassert i ulike grupper av eggteitheter (< 1,5; 1,5-3; 3-5; > 5 med midtverdier 1, 2, 4 og 6 egg), og det er midtverdien for eggteithetsgruppen som oppgis her. Arealene som er benyttet for vassdragene, antall egg som må legges for å møte gytebestandsmålet, samt antall kilo hunner som er nødvendig for å møte gytebestandsmålet, er også gitt (for midtverdien i eggteithetsgruppen). Nedre og øvre grense for gytebestandsmålet er gitt som vekt av hunnlaks (nedre og øvre GBM). De 180 største vassdragene som ble vurdert i vitenskapsrådets første rapport er listet først (Anon. 2009a, b). Gytebestandsmålene er nylig revidert i Tanavassdraget (Falkegård mfl. 2014) og i noen andre vassdrag (Hindar mfl. 2015, under utarbeidelse). I tabellen er det vist med 'fet' skrifttype hvorvidt det er det er eggteitheten eller arealet (eventuelt begge) som er endret.

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
001.1Z	ENNINGDALSELVA	2	328120	656240	453	339	680
002.Z	GLOMMA	1	1391640	1391640	960	480	1440
008.Z	SANDVIKSELVA	2	240020	480040	331	248	497
009.Z	ÅROSELVA	2	178800	357600	247	185	370
011.Z	LIERELVA	1	716120	716120	494	247	741
012.Z	DRAMMENSELVA	1	6314590	6314590	4355	2177	6532
015.Z	NUMEDALSLÅGEN	2	7941600	17828760	12296	6148	18444
016.4Z	HERREVASSDRAGET	2	58020	116040	80	40	120
016.Z	SKIENSELVA	1	2169640	2169640	1496	748	2244
019.Z	NIDELVA I ARENDAL	1*	2000200	2282200	1574	787	2361
020.Z	TOVDALSELVA	2	2697890	5395780	3721	2791	5582
021.Z	OTRA	2	1697100	3394200	2341	1756	3511
022.Z	MANDALSELVA	2	3737510	7475020	5155	3866	7733
023.Z	AUDNA	1	1754410	1754410	1210	605	1815
024.Z	LYGNA	2	1369720	2739440	1889	1417	2834
025.Z	KVINA	2	1359500	2719000	1875	1406	2813
026.4Z	SOKNDALSELVA	4	312130	1248520	861	646	1076
027.6Z	OGNA	6	280790	1684740	1162	968	1356
027.7Z	FUGLESTADÅNA	4	140194	560776	387	290	483
027.Z	BJERKREIMSVASSDRAGET	4	1565620	6262480	4319	3239	5399
028.1Z	KVASSHEIMSÅNA	6	16100	96600	67	56	78
028.21Z	S. VARHAUGELV	4	26300	105200	73	54	91
028.22Z	N. VARHAUGELV	4	30150	120600	83	62	104
028.3Z	HÅELVA	6	440100	2640600	1821	1366	2276
028.Z	FIGGJO	6	542720	3256320	2246	1871	2620
030.2Z	DIRDALSELVA	2	225020	450040	310	233	466
030.4Z	ESPEDALSELVA	2	469850	939700	648	486	972
030.Z	FRAFJORDELVA	2	173000	346000	239	179	358
033.Z	ÅRDALSELVA	2	646830	1293660	892	669	1338
035.3Z	VORMO	4	108660	434640	300	225	375
035.7Z	HÅLANDSELVA	2	86070	172140	119	89	178
035.Z	ULLA	2	128690	257380	178	133	266
036.Z	SULDALSLÅGEN	2	1680390	3360780	2318	1738	3477
038.Z	VIKEDALSELVA	4	266820	1067280	736	552	920
041.Z	ETNEELVA	4	371480	1485920	1025	769	1281
045.4Z	ROSENDALSELVA	4	35970	143880	99	74	124
048.Z	OPO	2	578200	1156400	798	598	1196
050.Z	EIDFJORDVASSDRAGET	2	309790	619580	427	320	641
052.1Z	GRANVINSELVA	2	135590	271180	187	140	281
055.7Z	OSELVA	2	307830	615660	425	319	637
055.Z	TYSSEELVA	2	179090	358180	247	185	371
060.4Z	LONEELVA	6	36910	221460	153	127	178
061.2Z	STORELVA I ARNA	4	60490	241960	167	125	209
061.Z	DALEELVA I VAKSDAL	2	141160	282320	195	146	292
062.Z	VOSSO	2	1530110	3060220	2110	1583	3166

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 8

Vassdrags nr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
063.Z	EKSO	2	159000	318000	219	164	328
070.Z	VIKJA	2	30920	61840	43	32	64
071.Z	NÆRØYELVI	2	371710	743420	513	385	769
072.2Z	FLÅM	2	141890	283780	196	147	294
072.Z	AURLANDELSVA	2	432220	864440	596	447	894
073.Z	LÆRDALSELVI	4	1818590	7274360	5017	3763	6271
077.3Z	SOGNDALSELSVA	2	82920	165840	114	86	172
077.Z	ÅRØYELVA	4	46350	185400	128	96	160
079.Z	DALEELVA I HØYANGER	2	196300	392600	271	203	406
082.Z	FLEKKEELVA	2	256665	401605	277	188	415
083.2Z	KVAMSELVA I SUNNFJORD	4	62340	249360	172	129	215
083.Z	GAULARVASSDRAGET	2	1046110	2092220	1443	1082	2164
084.7Z	NAUSTA	4	786900	3147600	2171	1628	2713
084.Z	JØLSTRA	4	417960	1671840	1153	865	1441
085.Z	OSELVA I FLORA	4	369320#	1477280	1019	764	1274
086.Z	ÆLVA OG OMMEDALSELSVA	4	157800	631200	436	326	545
087.Z	GLOPPENELVA	2	321160	642320	443	332	664
088.1Z	OLDEN	2	109770	219540	151	114	227
088.2Z	LOELVA	2	92240	184480	127	95	191
088.Z	STRYN	2	782590	1565180	1079	810	1619
089.Z	EIDSELVA	2	553210	1106420	763	572	1145
091.3Z	ERVIKELVA I SELJE	4	44670	178680	123	92	154
092.Z	ÅHEIMSELVA	4	169555	678220	468	351	585
093.2Z	OSELVA	3	73780	251500	173	130	224
094.4Z	AUSTEFJORDELVA	4	84460	337840	233	175	291
095.3Z	STORELVA (SØRE VARTDAL)	4	117310	469240	324	243	405
095.4Z	BARSTADVIKELVA	4	59800	239200	165	124	206
095.Z	ØRSTÆLVA	4	490400	1961600	1353	1015	1691
096.1Z	HAREIDSVASSDRAGET	4	140775	563100	388	291	485
097.12Z	BONDALSELVA	4	211130	844520	582	437	728
097.2Z	VIKELVA	3	77915	244710	169	127	223
097.4Z	NORANGDALSELSVA	4	46090	184360	127	95	159
097.72Z	AURELVA	4	117040	468160	323	242	404
097.7Z	VELLEDALSELSVA	4	175550	702200	484	363	605
098.3Z	STRANDAELVA	2	248720	497440	343	257	515
098.6Z	KORSBREKKELSVA	6	38910	233460	161	134	188
100.2Z	STORDALSELSVA	4	262380	1049520	724	543	905
100.Z	VALLDALSELSVA	2	586030	1172060	808	606	1212
101.1Z	ØRSKOGELVA	4	35790	143160	99	74	123
101.2Z	SOLNØRELVA	4	46240	184960	128	96	159
101.6Z	TENNFIJORDELVA	4	125425	501700	346	260	433
102.11Z	HILDREELVA	6	4820	28920	20	17	23
102.6Z	TRESSA	4	95100	380400	262	197	328
103.1Z	MÅNA	4	131640	526560	363	272	454
103.Z	RAUMA	2	3781270	7562540	5216	3912	7823
104.2Z	VISA	2	134430	268860	185	139	278
104.Z	EIRA	2	551537	1103075	761	571	1142
105.Z	OSELVA	4	323260	1293040	892	669	1115
107.3Z	SYLTEELVA	4	147080	588320	406	304	507
107.6Z	HUSTADELSVA	3	210225	644370	444	333	589
108.2Z	VÅGSBØELVA	3	164115	498110	344	258	457
109.Z	DRIVA	2	4402970	8805940	6073	4555	9110
111.7Z	SØYA	2	600020	1200040	828	621	1241
112.Z	SURNA	2	3506090	7012180	4836	3627	7254
116.Z	ÆLVA	2	367415	632495	436	310	654
121.Z	ORKLA	4	6855280	27421120	18911	14183	23639
122.1Z	BØRSA	4	49550	198200	137	103	171
122.2Z	VIGDA	4	112000	448000	309	232	386
122.Z	GAULA	4	9358500	37434000	25817	19362	32271
123.4Z	HOMLA	4	90770	363080	250	188	313
123.Z	NIDELVA	4	989450	3957800	2730	2047	3412
124.Z	STJØRDALSELSVA	2	4902870	9805740	6763	5072	10144
126.6Z	LEVANGERELVA	2	374290	748580	516	387	774
127.Z	VERDALSELSVA	2	2911958	5823915	4016	3012	6025
128.Z	STEINKJERVASSDRAGET	2	1263930	2527860	1743	1308	2615

Vassdrags nr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
132.Z	SKAUGA	2	854470	1708940	1179	884	1768
133.3Z	NORDELVA I BJUGN	4	208470	833880	575	431	719
134.Z	TEKSDALSELVA	4	17880	71520	49	37	62
135.1Z	OLDENELVA I BJUGN	4	64010	256040	177	132	221
135.ZB	NORDALSELVA	2	604500	1209000	834	625	1251
135.Z	STORDALSELVA	4	1120095	4480380	3090	2317	3862
137.2Z	STEINSDALSELVA	2	874970	1749940	1207	905	1810
138.3Z	OKSDØLA	2	187300	374600	258	194	388
138.5Z	AURSUNDA	2	236970	473940	327	245	490
138.6Z	BOGNA	2	631033	1855980	1280	960	1920
138.Z	ÅRGÅRDSVASSDRAGET	4	1275400	5101600	3518	2639	4398
139.Z	NAMSEN	1	19071830	27048560	18654	11161	26148
140.Z	SALSVASSDRAGET	2	577980	1155960	797	598	1196
142.3Z	KONGSMOELVA	2	444410	888820	613	460	919
144.Z	ÅBJØRVASSDRAGET	1	1382610	1382610	954	477	1430
148.2Z	SAUSVASSDRAGET	4	271980	1087920	750	563	938
151.Z	VEFSNA	4	2286042	9144168	6306	4730	7883
152.2Z	DREVJAVASSDRAGET	1	826710	826710	570	285	855
152.Z	FUSTAVASSDRAGET	2	915530	1831060	1263	947	1894
155.Z	RØSSÅGA	1	1810680	1810680	1249	624	1873
156.Z	RANAVASSDRAGET	1	1771810	1771810	1222	611	1833
159.21Z	GJERVALELVA I RØDØY	6	18220	109320	75	63	88
160.41Z	SPILDERVASSDRAGET	2	170370	340740	235	176	352
161.Z	BEIARELVA	1	2470240	2470240	1704	852	2555
163.Z	SALTDALSELVA	1	3458820	3458820	2385	1193	3578
165.7Z	FJÆREVASSDRAGET	4	27320	109280	75	56	94
167.Z	KOBELV	1	338960	338960	234	117	351
170.5Z	VARPAVASSDRAGET	4	78850	315400	218	163	272
172.Z	FORSÅVASSDRAGET	2	285610	469160	324	225	485
174.5Z	ELVEGÅRDESELVA (BJERKVIK)	2	124580	249160	172	129	258
178.51Z	KJERRINGNESVASSDRAGET	4	109790	407060	281	211	356
178.52Z	OSVOLLVASSDRAGET	4	81400	296660	205	153	261
178.62Z	ROKSØYELVA	2	38460	76920	53	40	80
178.6Z	GÅRDESELVA	4	115810	423880	292	219	372
178.7Z	BUKSNESVASSDRAGET	4	207690	830760	573	430	716
185.1Z	ALSVÅGVASSDRAGET	2	150495	348830	241	180	344
186.2Z	ROKSDALSVASSDRAGET	5	326330	1576760	1087	862	1312
191.Z	SALANGSVASSDRAGET	1	2524280	2524280	1741	870	2611
193.Z	SKØELVVASSDRAGET	1	533250	533250	368	184	552
194.3Z	LYSBOTNVASSDRAGET	2	243370	486740	336	252	504
194.5Z	TENNELVA	4	93100	372400	257	193	321
194.6Z	ÅNDERELVA	2	274300	548600	378	284	568
194.Z	LAUKHELLEVASSDRAGET (LAKSELVA FRA TROLLBUVATNET)	2*	904337	1591090	1055	791	1582
196.5Z	LAKSELVA (AURSFJORD)	4	32690	130760	90	68	113
196.Z	MÅSELV	1	7774790	7774790	5362	2681	8043
202.11Z	SKIPSFJORDVASSDRAGET	2	130050	260100	179	135	269
205.Z	SKIBOTNVASSDRAGET	2	1180520	2361040	1628	1221	2442
208.Z	REISA	1	5294800	5294800	3652	1826	5477
209.Z	KVÆNANGSVASSDRAGET	2	311660	623320	430	322	645
212.2Z	HALSELVA	1	261750	261750	181	90	271
212.Z	ALTA	4	5701330	22805320	12130	9098	15163
213.Z	REPPARFJORDELVA	1	4786170	4786170	3301	1650	4951
223.Z	STABBURSELVA	2	1171690	2343380	1616	1212	2424
224.Z	LAKSELVA	2	2482722	4965444	3424	2568	5137
225.Z	BØRSELVA	1	3985500	3985500	2749	1374	4123
228.Z	STORELVA I LAKSEFJORD	1	1799330	1799330	1241	620	1861
231.7Z	SANDEFJORDELVA	1	618050	618050	426	213	639
231.8Z	RISFJORDVASSDRAGET	2	148090	296180	204	153	306
233.Z	LANGFJORDVASSDRAGET	2	812700	1625400	1121	841	1682
234.Z	TANA	2*	41394966	99102817	60372	45279	90558
236.Z	KONGSFJORDELVA	2	798920	1597840	1102	826	1653
237.Z	VESTERELVA MED ORDO	1	1965960	1965960	1356	678	2034
239.3Z	SKALLELVA	1	827110	827110	570	285	856
239.Z	KOMAGELVA	2	1559690	3119380	2151	1613	3227

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
240.Z	VESTRE JAKOBSELV	1	2782600	2782600	1919	959	2878
241.5Z	VESTERELVA I NESSEBY	1	407780	407780	281	141	422
244.4Z	MUNKELVA	1	288630	288630	199	100	299
244.Z	NEIDEN	2	2144000	4288000	2957	2218	4436
247.3Z	KARPELVA	1	299790	299790	207	103	310
247.Z	GRENSE JAKOBSELV	2	450380	900760	621	466	932
004.Z	HØLENELVA	1	60880	60880	42	21	63
005.3Z	ÅRUNGELVA	2	19940	39880	28	21	41
005.4Z	GJERSJØELVA	2	14260	28520	20	15	30
006.Z	NORDMARKVASSDRAGET	2	26720	53440	37	28	55
007.Z	LYSAKERELVA	2	38550	77100	53	40	80
008.2Z	NESELVA	2	6640	13280	9	7	14
009.1Z	ASKERELVA	2	1900	3800	3	2	4
013.Z	SANDEVASSDRAGET	1	248250	248250	171	86	257
014.Z	AULIVASSDRAGET	1	641390	641390	442	221	664
017.Z	KRAGERØVASSDRAGET		0	0	0		
018.3Z	GJERSTADVASSDRAGET	2	43640	87280	60	45	90
018.Z	VEGÅRSVASSDRAGET	2	409940	819880	565	424	848
022.1Z	SØGNEELVA	2	405006	810012	559	419	838
025.3Z	FEDAELVA	1	105690	105690	73	36	109
026.Z	SIRA	2	118090	236180	163	122	244
027.3Z	HELLELANDSELVA	2	89370	178740	123	92	185
028.4Z	ØRREÅNA	4	31780	127120	88	66	110
029.1Z	STORÅNA	4	83520	334080	230	173	288
029.22Z	HØLEELVA	4	2390	9560	7	5	8
031.Z	LYSEVASSDRAGET	2	99830	240040	166	124	234
032.Z	JØRPELANDSÅNA	2	80450	160900	111	83	166
035.2Z	HJELMELANDSÅNA	4	35110	140440	97	73	121
035.4Z	FØRREELVA	2	41670	83340	57	43	86
037.2Z	ÅBØELVA	2	39840	79680	55	41	82
037.Z	SAUDAVASSDRAGET	1	251660	251660	174	87	260
038.3Z	ØVSTABØELVA	4	44720	178880	123	93	154
042.3Z	DALELVA-FJÆRAELVA	2	27430	54860	38	28	57
042.Z	BLÅELVA	2	10760	4304	3	2	4
046.32Z	AUSTREPOLLELVA	2	25020	10008	7	5	10
046.4Z	ØYRESELVA	2	29940	11976	8	6	12
047.2Z	JONDALSELVI	4	24270	77664	54	40	67
050.1Z	KINSO	2	91550	183100	126	95	189
051.1Z	AUSTDØLA	2	26660	10664	7	6	11
052.7Z	STEINSELVI	4	84390	337560	233	175	291
064.Z	MODALSELVA	2	433210	866420	598	448	896
067.2Z	HAUGSDALSVASSDRAGET	2	100420	200840	139	104	208
067.3Z	MATREVASSDRAGET	2	108620	217240	150	112	225
067.6Z	YNDESDALSVASSDRAGET	4	61100	244400	169	126	211
069.31Z	STORELVA-BREKKEELVA	2	54660	109320	75	57	113
070.2Z	ORTNEVIKSELVA	2	0	0	0	0	0
075.4Z	MØRKISVASSDRAGET	1	298180	298180	206	103	308
080.1Z	HOVLANDSELVA-INDREDAL	2	73320	73320	51	38	76
080.21Z	YTREDALSELVA	2	71190	128142	88	66	133
080.4Z	BØELVA	4	7950	31800	22	16	27
082.5Z	DALSELVA-STORELVA	2	103190	206380	142	107	213
083.4Z	RIVEDALSELVA	2	27470	54940	38	28	57
086.8Z	HOPSELVA	4	33930	135720	94	70	117
087.1Z	RYGGELVA	2	40610	81220	56	42	84
089.4Z	HJALMA	2	87950	175900	121	91	182
093.3Z	NORDDALSELVA	4	11700	46800	32	24	40
094.21Z	VASSBAKKELVA	4	1500	6000	4	3	5
094.41Z	JOLGRØSELVA	4	240	960	1	0	1
094.6Z	STORELVA	4	3200	12800	9	7	11
094.Z	STIGEDALSELVA	4	43760	175040	121	91	151
095.41Z	STORELVA	4	52710	210840	145	109	182
096.41Z	VÅGSELVA	2	18670	37340	26	19	39
099.1Z	EIDSDALSELVA	2	124680	249360	172	129	258
099.2Z	NORDDALSVASSDRAGET	4	31310	125240	86	65	108
099.Z	TAFJORDVASSDRAGET	2	26880	53760	37	28	56

Vassdrags nr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
100.3Z	VAGSVIKELVA	4	9070	36280	25	19	31
102.2Z	STORELVA	4	11130	44520	31	23	38
102.5Z	SKORGELVA	4	55050	220200	152	114	190
103.2Z	INNFJORDELVA	4	99580	398320	275	206	343
103.4Z	ISAVASSDRAGET	2	410660	821320	566	425	850
103.5Z	SKORGEELVA	2	2360	4720	3	2	5
104.1Z	MITTELVA	2	46310	92620	64	48	96
105.1Z	RØA	2	162610	325220	224	168	336
105.3Z	OLTERÅA	2	26280	52560	36	27	54
105.4Z	OPPDØSELVA	2	182970	365940	252	189	379
108.221Z	VASSKORDELVA	2	21470	42940	30	22	44
108.3Z	BATNFJORDELVA	4	317160	1268640	875	656	1094
109.4Z	USMA	2	268590	537180	370	278	556
109.5Z	LITLEDALSELVA	2	182920	365840	252	189	378
111.2Z	ULSETELVA	4	3380	13520	9	7	12
111.4Z	VIDDALSELVA	2	25730	51460	35	27	53
111.Z	TOÅA	2	308830	617660	426	319	639
112.3Z	BØVRA	2	778530	1557060	1074	805	1611
113.5Z	STAURSETBEKKEN	2	22390	44780	31	23	46
113.6Z	TODALSELVA	2	118980	237960	164	123	246
113.8Z	AURELVA	4	1940	7760	5	4	7
113.Z	FJELNA	2	77990	155980	108	81	161
116.8Z	BELSVIKELVA	2	1940	3880	3	2	4
117.12Z	KALDKLØVELVA	2	300	600	0	0	1
117.1Z	LAKSELVA	2	30470	64580	45	33	66
117.23Z	KVERNAVASSDRAGET	1	28070	28070	19	10	29
117.3Z	SAGELVA M FUNG LAKSETRAPP	1	60960	74730	52	29	74
117.4Z	GRYTELVVASSDRAGET	2	101205	202410	140	105	209
119.11Z	HAUGELVA	2	41880	83760	58	43	87
119.1Z	SØA	1	222545	247843	171	112	256
119.2Z	HAGAELVA	2	20910	33456	23	17	35
119.3Z	HOLLAELVA	2	125360	125360	86	65	130
119.411Z	VENEELVA	2	1630	3260	2	2	3
119.42Z	SNILLDALSELVA	2	82110	164220	113	85	170
119.4Z	BERGSELVA	2	26020	52040	36	27	54
119.5Z	TANNVIKELVA	2	5740	11480	8	6	12
119.61Z	SLØRDALSELVA	2	47705	95410	66	49	99
119.6Z	ÅSTELVA	4	1230	4920	3	3	4
119.82Z	STEINSDALSELVA	2	600	1200	1	1	1
119.8Z	TERNINGSELVA	4	1620	6480	4	3	6
119.9Z	FREMSTADELVA	4	10590	42360	29	22	37
120.11Z	GRØNNINGSELVA	4	770	3080	2	2	3
120.1Z	STØRDALSELVA	4	11340	45360	31	23	39
120.2Z	LENA	6	4310	25860	18	15	21
120.3Z	TENNELVA	4	1670	6680	5	3	6
121.1Z	SKJENALDELVA	4	143190	572760	395	296	494
123.22Z	VIKHAMMERELVA	2	2400	4800	3	2	5
123.3Z	SAGELVA	2	830	1660	1	1	2
129.2Z	MOLLELVA	2	236490	472980	326	245	489
129.Z	FOLLAVASSDRAGET	2	12310	24620	17	13	25
130.32Z	TANGSTADELVA	2	30700	61400	42	32	64
131.1Z	MOSSA	2	111770	223540	154	116	231
131.9Z	PRESTELVA	2	49060	98120	68	51	102
132.1Z	FLYTA	2	48740	97480	67	50	101
132.2Z	HASSELVASSDRAGET	2	40900	81800	56	42	85
133.2Z	OSAELVA	4	47100	188400	130	97	162
134.2Z	BREKKELVA	4	9080	36320	25	19	31
134.31Z	OKLA	2	3780	7560	5	4	8
135.31Z	MØRREELVA	2	4870	9740	7	5	10
135.3Z	ARNEVIKSELVA	2	9590	0	0	0	0
135.42Z	IMSELVA	2	10280	20560	14	11	21
135.43Z	GRYTELVVASSDRAGET	2	11660	23320	16	12	24
136.13Z	REVSNESELVA	2	6250	12500	9	6	13
136.2Z	SUNNSKJØRVASSDRAGET	2	6570	13140	9	7	14
136.31Z	HÅVIKELVA	2	13740	27480	19	14	28

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 8

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
136.3Z	NORDSKJØRELVA	2	25150	50300	35	26	52
136.51Z	EINARSDALSELVA	2	4750	9500	7	5	10
136.52Z	STORELVA (STRAUMSELVA)	2	34675	69350	48	36	72
137.1Z	VIKSELVA	4	2580	0	0	0	0
137.4Z	SKJELLÅA	2	101240	202480	140	105	209
137.5Z	STORELVA (JØSSUND)	4	30140	120560	83	62	104
137.72Z	SITTERELVA	2	6960	13920	10	7	14
137.7Z	LAUVSNESVASSDRAGET	4	9690	0	0	0	0
140.3Z	VETRHUSELVA	2	26820	53640	37	28	55
140.511Z	AUSVASSELVA	4	2970	0	0	0	0
140.6Z	SAGELVA	4	3180	12720	9	7	11
141.4Z	KVISTELVA	2	64260	128520	89	66	133
141.Z	OPPLØYELVA	4	860	3440	2	2	3
142.2Z	LANGBOGÆLVA	2	3160	6320	4	3	7
142.6Z	SJØLSTADELVA	2	9920	19840	14	10	21
142.71Z	NORDMARKSELVA-ÅFORELVA	2	16350	32700	23	17	34
143.532Z	HORVELVA	2	109890	219780	152	114	227
143.7Z	STORELVA	4	16540	66160	46	34	57
144.4Z	TERRÅKELVA	1	80390	80390	55	28	83
144.5Z	URVOLLELVA	2	54140	108280	75	56	112
144.61Z	BOGELVA	2	83670	167340	115	87	173
144.7Z	STORELVA	2	67460	134920	93	70	140
145.2Z	EIDSELVA	2	112640	225280	155	117	233
147.3Z	FERSETELVA	2	116430	232860	161	120	241
148.Z	LOMSELVA	1	320010	320010	221	110	331
149.2Z	LAKSELVA	1	444470	444470	307	153	460
149.61Z	HESTDALSELVA	2	58290	116580	80	60	121
149.6Z	HALSAELVA	2	96500	193000	133	100	200
149.8Z	STORELVA	2	21190	42380	29	22	44
151.1Z	HUNDÅLA	1	189400	189400	131	65	196
153.22Z	LEIRELVA	2	123770	247540	171	128	256
153.3Z	STILLELVA-RANELVA	4	20460	81840	56	42	71
153.6Z	BARDALSELVA	2	137980	275960	190	143	285
155.4Z	BJERKA TIL STUPFOSSEN	1	270380	297950	205	112	308
157.42Z	FLOSTRANDVATN-VASSDRAGET	1	43270	86540	60	45	90
157.52Z	ELV FRA SILAVATNET	2	19970	39940	28	21	41
160.43Z	REIPÅGA	2	80170	160340	111	83	166
160.71Z	ELV FRA LAKSÅDALSVATNET	2	26800	53600	37	28	55
162.1Z	VALNESFORSEN	2	22870	45740	32	24	47
162.7Z	LAKSELVA	2	142010	284020	196	147	294
164.3Z	VALNESFJORDVASSDRAGET	1	432530	432530	298	149	447
164.Z	SULITJELMAVASSDRAGET	1	248610	248610	171	86	257
165.2Z	BREIDVADELVA-FUTELVA	2	63690	127380	88	66	132
166.3Z	LAKSELVA	4	35660	142640	98	74	123
166.5Z	LAKSÅGA	1	294700	294700	203	102	305
167.3Z	BONNÅA	2	152070	304140	210	157	315
168.6Z	ELV FRA HOPVATNET	1	217040	217040	150	75	225
169.5Z	SKJELVEREIDELVA	2	51710	103420	71	53	107
170.3Z	STORVASSELVA	2	29130	58260	40	30	60
171.1Z	FORSÅELVA	2	42400	84800	58	44	88
171.2Z	HEIDDEJÅKKA	2	67400	26960	19	14	28
171.8Z	AUSTERDALSELVA	1	71180	71180	49	25	74
171.Z	HELLEMOVASSDRAGET	1	124940	124940	86	43	129
173.1Z	KJELDELVA	2	263890	527780	364	273	546
173.3Z	RÅNAELVA	2	66150	132300	91	68	137
173.Z	SKJOMAVASSDRAGET	1	793230	793230	547	274	821
174.3Z	RØMBAKSELVA	1	86850	86850	60	30	90
175.3Z	LAKSÅGA	2	35970	71940	50	37	74
175.4Z	ELV FRA LAVANGSVATNET-TÅRSTADVASSDRAGET	2	225840	451680	312	234	467
176.2Z	STORELVA-MYKLEBOSTADVASSDRAGET	2	28860	57720	40	30	60
177.1Z	LAKSELVA (GULLESFJORD)	1	126040	126040	87	43	130
177.6Z	KONGSVIKELVA	2	86780	173560	120	90	180
177.73Z	SNEISELVA	2	74300	148600	102	77	154

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 8

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
177.7Z	HEGGEDALSELVA	1	137040	137040	95	47	142
177.81Z	TEINELVA	4	12170	48680	34	25	42
178.3Z	KALJORDELVA	2	12900	25800	18	13	27
178.42Z	FISKFJORDELVA	2	5600	11200	8	6	12
178.43Z	BLOKKELVA	2	7090	14180	10	7	15
178.54Z	SØRDALSELVA	2	105540	211080	146	109	218
178.63Z	FORFJORDELVA	2	84620	169240	117	88	175
178.74Z	STORELVA	2	73540	147080	101	76	152
178.8Z	LAKSELVA	2	30820	61640	43	32	64
178.9Z	LANGVASSELVA	6	5330	31980	22	18	26
179.332Z	LAKSELVA	4	21960	87840	61	45	76
179.73Z	GRUNNFØRFJORDELVA	2	8520	17040	12	9	18
180.11Z	HELOSELVA	4	3930	15720	11	8	14
180.4Z	ELV FRA FÆRSTADVATNET	4	45090	180360	124	93	155
180.6Z	BORGELVA	2	27710	55420	38	29	57
185.2Z	VIKELVA	4	5370	21480	15	11	19
185.3Z	GRYTTINGSELVA	2	40850	81700	56	42	85
185.43Z	TROLLVASSELVA	2	15190	30380	21	16	31
185.441Z	LAHAUGELVA	1	84440	84440	58	29	87
185.44Z	OSHAUGELVA	2	34800	69600	48	36	72
185.4Z	HOLMSTADELVA	2	84460	168920	116	87	175
185.52Z	SLÅTTEELVA	2	29760	59520	41	31	62
185.7Z	RYGGEDALSELVA	4	5890	23560	16	12	20
185.9Z	TUVENELVA	2	20370	40740	28	21	42
186.1Z	RAMSÅA	2	55060	110120	76	57	114
186.22Z	ÅSEELVA	4	56560	226240	156	117	195
186.3Z	KOBBEDALSELVA	4	27620	110480	76	57	95
186.42Z	STORELVA-NØSSVASSDRAGET	2	17880	35760	25	18	37
186.51Z	MELÆLVA	2	33800	67600	47	35	70
186.52Z	STEINVASSELVA	2	20830	41660	29	22	43
186.53Z	SKOGVOLLELVA	2	37380	74760	52	39	77
186.61Z	STAVÆLVA	2	39420	78840	54	41	82
186.62Z	ELV FRA STORVATNET- BLEIKVASSDRAGET	4	4590	18360	13	9	16
186.63Z	TOFTEELVA	2	30670	61340	42	32	63
189.3Z	RENSÆLVA	2	144380	288760	199	149	299
190.7Z	SPANSELVA	1	349020	349020	241	120	361
191.4Z	RØYRBAKKELVA (LØKSEBOTNELVA)	1	89060	89060	61	31	92
193.3Z	BRØSTADELVA	1	123530	123530	85	43	128
194.4Z	LAKSELVA TIL KVANNÅSBUKTA- GRASMYRVASSDRAGET	2	191130	382260	264	198	395
194.61Z	VARDNESVASSDRAGET	2	39990	79980	55	41	83
195.1Z	BUNKELVA	4	8730	34920	24	18	30
196.2Z	ROSSFJORDVASSDRAGET	2	79520	159040	110	82	165
197.4Z	STRAUMSELVA	1	203950	203950	141	70	211
197.63Z	STORELVA-TROMVIK VASSDRAGET	1	62040	62040	43	21	64
198.Z	NORDKJØSELVA	1	375190	375190	259	129	388
199.2Z	TØNSVIKELVA	1	369190	258433	178	89	267
199.3Z	SKITTENELVA	1	90220	90220	62	31	93
200.6Z	SKOGSFJORDELVA	4	43450	173800	120	90	150
202.3Z	VANNAREIDELVA	2	45230	90460	62	47	94
203.2Z	BREIDVIKELVA	1	420190	420190	290	145	435
203.8Z	JÆGERELVA	2	58730	117460	81	61	122
204.Z	SIGNALDALELVA	1	949908	949908	655	328	983
206.1Z	MANNDALSELVA	1	265670	265670	183	92	275
206.5Z	ROTSUNDELVA	1	185300	185300	128	64	192
208.4Z	FISKELVA-OKSFJORDVASSDRAGET	1	306770	359760	248	142	372
210.Z	STORELVA (BURFJORDEN)	2	255030	510060	352	264	528
212.4Z	MATTISELVA-JOALUSJÅKKA	1	545400	545400	376	188	564
213.1Z	LEIRBOTNELVA (LAKSELVA)	2	92250	184500	127	95	191
213.6Z	KVALSUNDELVA	1	146900	146900	101	51	152
213.91Z	BRENSVIKELVA-ELV FRA BUOLLANLUOKJAVRI	2	4430	8860	6	5	9
218.Z	RUSSELVASSDRAGET	1	349400	349400	241	120	361

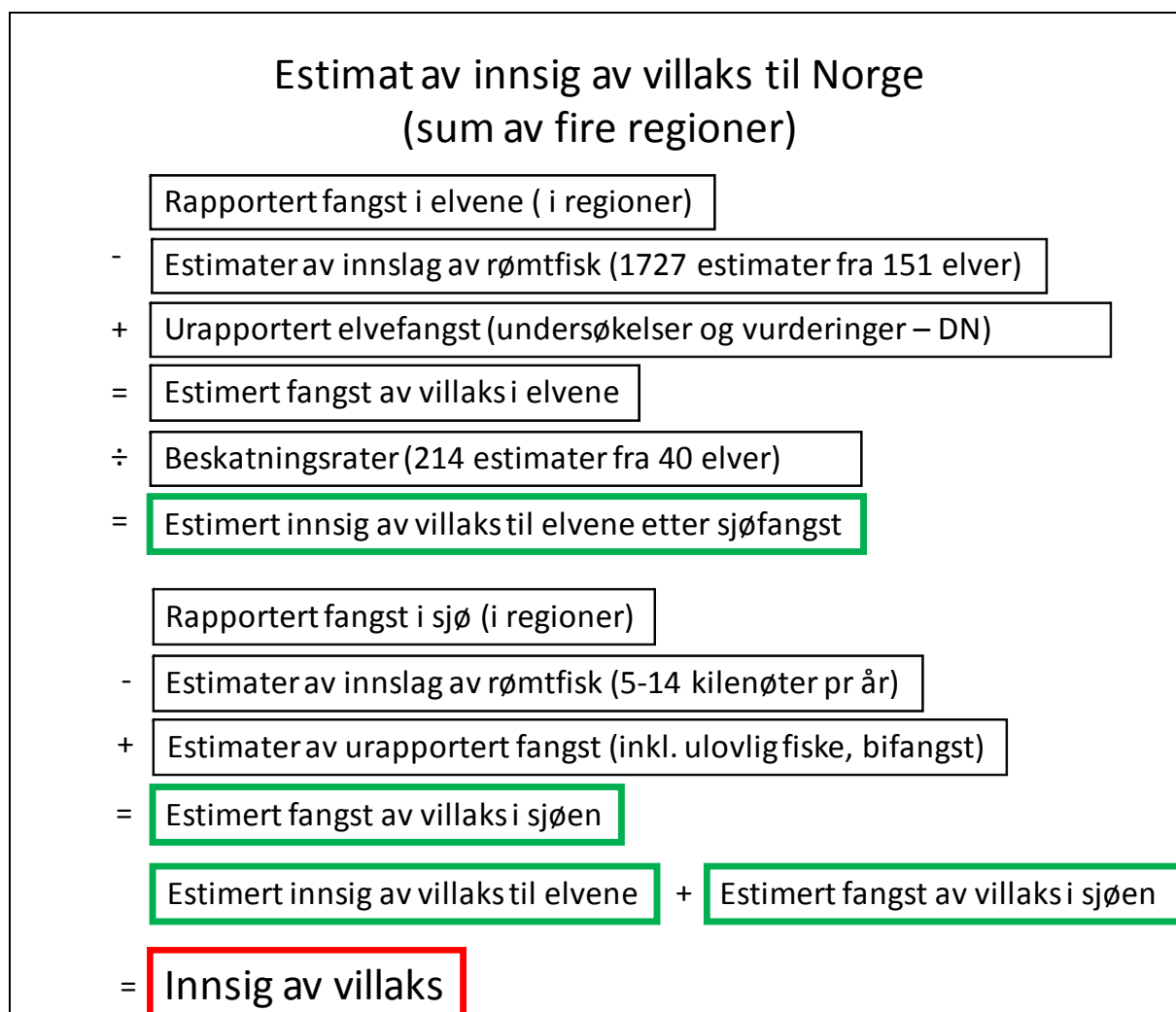
Vassdrags nr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
220.8Z	LAFJORDELVA	1	228900	114450	79	39	118
222.2Z	STRANDAJÅKKA	1	28100	28100	19	10	29
222.4Z	SMØRFJORDELVA	2	56790	113580	78	59	117
222.7Z	BILLEFJORDELVA	2	438070	876140	604	453	906
227.5Z	PORSANGERELVA	2	75145	150290	104	78	155
227.6Z	VEINESELVA	1	524970	524970	362	181	543
231.64Z	FUTELVA	1	99900	99900	69	34	103
241.Z	BERGEBYELVA	1	665540	665540	459	229	688
243.Z	KLOKKERELVVASSDRAGET	2	103540	207080	143	107	214
246.1Z	SANDNESELVA	1	284740	284740	196	98	295
246.Z	PASVIKELVA	1	416350	124905	86	43	129

*Blandet gytebestandsmål sammensatt av ulike delarealer

#Delt mellom ovenfor Gygrefossen (255 580 m²) og nedenfor Gygrefossen (113 720 m²)

Vedlegg 2. Boksmoell som viser prinsippene for estimater av innsig av laks til regioner i Norge.

De fire regionene summeres til totalinnsig av laks til Norge.



Vedlegg 3. Skjema sendt til Fylkesmennenes miljøvernavdelinger.

Skjema er sendt til alle fylker som har laksevassdrag med fastsatte gytebestandsmål med spørsmål om å fylle ut skjemaet for 237 av de største laksevassdragene. Skjemaene ble besvart av enten miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen alene, i samarbeid med lokale kontaktpersoner, eller av lokale kontaktpersoner med etterfølgende vurdering hos Fylkesmannen.

INFORMASJON OM ORGANISERING AV LAKSEFISKE OG BESKATNING I LAKSEVASSDRAG

ETT SKJEMA FYLLES UT PER VASSDRAG

FRIST 10. JANUAR 2015

OPPLYSNINGER OM FISKESESONGEN 2014 OG KULTIVERING ØNSKES FRA ALLE DE 237 VASSDRAGENE MED GYTEBESTANDSMÅL SOM DERE TIDLIGERE HAR FYLT UT SKJEMA FOR (oversikt over hvilke vassdrag dette gjelder er gitt i vedlagte fil: "oversikt vassdrag til spørreskjema 2014.xls").

FORMÅL: FÅ BEDRE INFORMASJON OM BESKATNINGSRATER I VASSDRAGET FOR AT DET VITENSKAPELIGE RÅD FOR LAKSEFORVALTNING BEDRE SKAL KUNNE VURDERE MÅLOPPNÅELSE I FORHOLD TIL GYTEBESTANDSMÅL.

FYLL INN OPPLYSNINGER I FARGETE RUTER ETTER BESTE SKJØNN. GI KORTE OG KONKRETE FAKTAOPPLYSNINGER, ELLER MER UTFYLLENDE OG BESKRIVENDE SVAR OM NØDVENDIG. HVIS DERE ER USIKRE PÅ SVARET, SÅ ØNSKES HELLER ET USIKKERT SVAR ENN IKKE NOE SVAR (GRADEN AV USIKKERHET KAN HELLER PÅPEKES).

OPPLYSNINGER ØNSKES FØRST OG FREMST OM LAKS

Skjemaet er fylt ut av (sett inn eget navn):

Navn på vassdrag og fylke:

HVIS ENDRING FRA I FJOR: Navn på lokal(e) kontaktperson(er) fra elveeierlag eller lignende som kan kontaktes hvis det oppstår ytterligere spørsmål om organisering av fiske eller beskatning i vassdraget (gjerne med telefon nr, e-postadresse og/eller postadresse):

SPØRSMÅL OM REGULERING AV FISKET I 2014:

Hvordan var fisket faktisk regulert, inkludert reguleringer som grunneierne selv bestemte? Det bør framkomme hva som er fiskeregler gitt i forskrift av fylkesmannen, og hva lokale aktører har vedtatt. Det bør også skilles mellom hovedelv og sidevassdrag hvis disse har ulike reguleringer. Hvis reguleringene ble endret i løpet av sesongen, så ønskes også informasjon om det.

1 Var fisket regulert (gjennom forskrift og lokale reguleringer) på samme måte i 2014 som i 2013?

Hvis endringer i reguleringene: besvar spørsmål 2-7, hvis ikke endringer: hopp over spørsmål 2-7 og gå videre til spørsmål 8.

2 Hva var faktisk fiskelesong for laks i vassdraget (x-x dato) i 2014 (inklusive lokale bestemmelser og eventuelle innkortinger bestemt underveis)?

3 Var det endring fra 2013 til 2014 i tidsmessige begrensninger på laksefisket i vassdraget (fredningsperioder og fiske kun mellom enkelte klokkeslett eller på bestemte dager)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

4 Ble nye fredningssoner innført i 2014? Hvis ja: var dette på tradisjonelt gode fiskeplasser hvor mye laks tidligere har blitt fanget?

5 Var det endring fra 2013 til 2014 i hva slags fiskeredskaper var tillatt å benytte i vassdraget? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

6 Var det endring fra 2013 til 2014 i kvotereguleringer av laksefisket i vassdraget (sesongkvoter, døgnkvoter etc.)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

7 Var det endring fra 2013 til 2014 i gjenutsetningspålegg (utsetting av stor laks, hunnlaks etc.)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte. Finnes informasjon om hvor mye laks som ble satt ut på grunn av gjenutsetningspålegg i 2014?

8 Ble det gjennomført endringer i reguleringen av fisket etter midtsesongevaluering i 2014? Hvis ja: spesifiser på hvilken måte.

9 Var det spesielle forhold som du tror påvirket beskatningsraten i 2014-sesongen (for eksempel uvanlig lange perioder med svært lav eller høy vannføring)?

10 Tror du antall solgte og innrapporterte kort i fangstrapp.no gir et godt bilde på kvaliteten på fangststatistikken i vassdraget (Ja/Nei)?

Hvis nei svar på spørsmål 11, hvis ja hopp over spørsmål 11 og gå videre til spørsmål 12.

11 Hvor god er fangststatistikken for vassdraget i 2014, målt i forhold til hvor stor andel av reell fangst som blir rapportert? Kryss av ett av alternativene nedenfor.

- Fangststatistikken for 2014 har svært store mangler
- Fangststatistikken for 2014 har store mangler
- Fangststatistikken for 2014 er god, men med noen mangler
- Fangststatistikken for 2014 er god
- Fangststatistikken for 2014 er svært god

Sett inn utfyllende kommentar om fangststatistikken, hvis ønskelig:

SPØRSMÅL OM KULTIVERING I VASSDRAGET I 2014:

12 Foregikk kultivering av laks, sjørret, eller sjørøye i vassdraget i 2014? I så fall, spesifiser hvilke(n) art(er) dette gjelder.

13 Gi nærmere opplysninger om kultiveringen som foregikk i 2014.

For laks, fyll ut tabell 1 (se nederst), og/eller svar på de to første kulepunktene nedenfor. Hvis kunnskapen om kultivering i vassdraget ikke passer inn i tabellen, så ønskes en så nøyaktig beskrivelse av kultiveringen som mulig.

- Hvilke livsstadier og antall ble satt ut (laks)?

- Hvor mange laks ble tatt opp gjennom stamfiske (opplysninger om eksakt antall hunner og hanner av ulike størrelsesgrupper ønskes).

- Foregår annen kultivering i vassdraget?

14 Er noe av stamfisken av laks registrert i fangststatistikken for vassdraget (for eksempel hvis noe av uttaket er gjort i løpet av ordinær fiskesesong), eller kommer stamfiskuttaket i tillegg til fisk registrert i fangststatistikken?

15 Hva er bakgrunnen for og formålet med kultiveringen i vassdraget i 2014 (frivillig utsetting for å styrke bestander, gjenoppbygging av reduserte eller truede bestander, reetablering hvor den opprinnelige bestanden har gått tapt eller annet, beskriv)?

Tabell 1. Fyll ut opplysninger om kultivering av laks i vassdraget i 2014 i høyre kolonne i tabellen.

LAKS	2014
Antall stamfisk totalt	
Antall stamfisk hunner < 3 kg	
Antall stamfisk hunner 3-7 kg	
Antall stamfisk hunner > 7 kg	
Antall stamfisk hanner < 3 kg	
Antall stamfisk hanner 3-7 kg	
Antall stamfisk hanner > 7 kg	
Planting av rogn (mengde)	
Utsetting yngel og settefisk (stadium og antall)	
Utsetting av smolt (alder og antall)	

Når fila er fylt ut, gi den gjerne navn som inneholder vassdragsnavn, forkortelse på fylke og eget navn: OrklaSTGuttvik.doc. Returner fila til Laila Saksgård, NINA: laila.saksgard@nina.no (tlf 73 80 14 00).

Har du spørsmål eller kommentarer til skjemaet, kontakt Torbjørn Forseth (torbjorn.forseth@nina.no, tlf 92 64 34 37), eller Eva Thorstad (eva.thorstad@nina.no, tlf 91 66 11 30), NINA.

Vedlegg 4. Notat om bestandsutvikling i norske bestander av sjørørret.

Notatet er utarbeidet av Arne J. Jensen etter forespørsel fra vitenskapsrådet. Utviklingen i sjørørretbestandene er basert på data fra tellinger av sjørørret med ulike metoder i gytebestandene fra vassdrag det finnes dataserier som er lengre enn tre år, samt informasjon om fangst i vassdragene. Fangst av sjørørret på sportsfiskeredskap i sjøen registreres ikke av noen offentlig statistikk. Fangster av sjørørret i sjøen er derfor ikke inkludert i disse analysene.

Bestandsutvikling i norske bestander av sjørørret

Notat til Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, mai 2015

Arne J. Jensen, NINA

Sammendrag

Mange norske bestander av sjørørret har gått betydelig tilbake i løpet av de siste 15 årene. For å unngå overbeskatning er det innført begrensinger i fisket etter sjørørret i form av kortere fiskesesong, innføring av kvoter eller fredning av bestandene. Dette har gjort at den offisielle fangststatistikken, som tidligere var retningsgivende for forvaltningene av bestandene, ikke lenger egner seg like godt til dette formålet.

Data om antall oppvandrende sjørørret fra tellinger i trapper eller andre telleanordninger (f. eks. videotellinger) og tellinger av gytebestandene om høsten er viktig tilleggsinformasjon for å få et mer reelt bilde av størrelsen på innsiget av voksen sjørørret til vassdragene. I dette notatet er slike data benyttet som et supplement til fangststatistikken til å beskrive innsiget av sjørørret til vassdragene på en sikrere måte enn ved bare å studere fangststatistikken. Mengden av data fra tellinger av voksen sjørørret varierer mye fra fylke til fylke, med mange datasett fra Troms, Nordland, Sogn og Fjordane, Hordaland og Rogaland, og betydelig færre data fra de andre fylkene.

Det ble innrapportert fangst av sjørørret i 517 norske vassdrag i perioden 1993-2014. Halvparten av disse vassdragene ligger i Nord-Norge, og de fleste andre på Vestlandet. Det ble innrapportert fangst fra bare 18 vassdrag på Østlandet.

Vassdragene er behandlet fylkesvis, og vurderingene for hvert enkelt fylke er som følger:

Finnmark: Sjørørretbestanden i Tanavassdraget har gått betydelig tilbake siden 1990-tallet, mens de øvrige bestandene generelt er på samme nivå eller høyere i dag enn på 1990-tallet.

Troms: Fangststatistikken på 1990-tallet synes å ha vært noe ufullstendig i mange vassdrag i fylket, men er forbedret de siste årene. Det gjør at det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner om utviklingen av sjørørretbestandene i Troms. I enkelte vassdrag tyder dataene på at bestanden har gått noe tilbake de siste årene, men i andre vassdrag har den derimot å ha økt. Generelt for Troms synes det som om sjørørretbestandene har ligget på omtrent samme nivå fra 2000 til i dag.

Nordland: Utviklingen av mange av sjørørretbestandene i Nordland synes å være i en negativ trend, mens andre bestander synes å holde seg godt.

Nord-Trøndelag: Det foreligger få andre data enn fangststatistikken for Nord-Trøndelag. Fangsten har gått kraftig ned i mange bestander, inkludert de tre største i fylket (Namsenvassdraget, Stjørdalsvassdraget og Verdalsvassdraget), siden slutten av 1990-tallet. I fangststatistikken er nedgangen sannsynligvis forsterket av redusert fangst på grunn av betydelige innskrenkinger og til dels stopp i fisket de siste årene.

Sør-Trøndelag: Det foreligger ingen tidsserier med tilfredsstillende tellinger av sjørørret i fylket. Fangststatistikken er fortsatt den viktigste kilden til å vurdere bestandsutviklingen, til tross for svakheter i statistikken de siste årene. Fangsten av sjørørret har gått betydelig tilbake de siste 15 årene. Sjørørrebestandene i vassdrag som drenerer til Trondheimsfjorden synes å ha gått kraftigere tilbake enn mange bestander på kysten.

Møre og Romsdal: Det er få data fra Møre og Romsdal utover fangststatistikken. Fangststatistikken viser betydelig nedgang i rapporterte fangster av sjørørret i alle de viktigste sjørørrevassdragene i fylket. Gytefisktellinger og estimert innsig i Auravassdraget viser det samme.

Sogn og Fjordane: Det har generelt vært en nedgang i sjørørrebestandene i Sogn og Fjordane, men de fleste bestandene synes å ha holdt seg bedre utover 2000-tallet enn i nabofylkene i nord og sør. Mange bestander i Sognefjorden har holdt seg bedre enn bestander ellers i fylket.

Hordaland: Det har generelt vært betydelig nedgang i sjørørrebestandene i Hordaland siden 1990-tallet. Enkelte bestander i Hardanger har imidlertid økt noe de siste årene og i Eidfjordvassdraget er fangstene nå på samme nivå som på 1990-tallet.

Rogaland: Det har vært en sterk nedgang i fangstene av sjørørret i Rogaland de siste 15 årene. Nedgangen har vært mer markert i Ryfylke enn på Jærkysten. Samlet innsig til mange elver i Ryfylke har ligget betydelig under innrapportert fangst på 1990-tallet, og lav eggtehet viser at de fleste gytebestandene er svake.

Vest-Agder: Det har vært en nedgang i fangstene av sjørørret de siste årene, men nedgangen har ikke vært så sterk som i Rogaland og Hordaland.

Aust-Agder: Det har vært en moderat nedgang i fangstene i perioden 1993-2014.

Telemark: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå gjennom hele perioden 1993-2014.

Buskerud: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå gjennom hele perioden 1993-2014.

Vestfold: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå gjennom hele perioden 1993-2014.

Akershus/Oslo: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå gjennom hele perioden 1993-2014.

Østfold: Fangstene synes å ha holdt seg på samme nivå gjennom hele perioden 1993-2014.

Innledning

Tradisjonelt har rapportert fangst av laks og sjørøret vært retningsgivende for reguleringene av fisket i vassdragene. Tanken har vært at fangstinnstans og dermed beskatningsrate har vært noenlunde sammenliknbare fra år til år, og god fangst i et gitt år er blitt tatt som et signal på stort innsig av fisk. I de siste årene har det imidlertid av ulike årsaker vært nedgang i mange laks- og sjørøretbestander, og det har ført til strengere fiskeregler, innføring av kvoter eller total fredning av bestander. Dermed er fangststatistikken mindre egnet til å fange opp svingninger i bestandene enn tidligere, og det er behov for andre måter å beskrive variasjoner i innsig og gytebestandens størrelse på.

Den ideelle måten å registrere innsiget av laksefisk til et vassdrag på, er å registrere oppvandringen av fisk så langt nede i vassdraget som mulig, enten ved videoovervåking eller i ei felle. Betingelsen er at hvert individ identifiseres til art, størrelse og kjønn. Kombineres dette med god fangstrapportering, så har man også oversikt over gytebestandens størrelse. Slike dataserier er det imidlertid svært få av.

En annen måte å skaffe informasjon om innsiget til et vassdrag på, er å telle antall gytefisk i gyteperioden, og kombinere dette med fangstdata. Summen av fangst og antall gytefisk tilsvarer innsiget. Tellingene av gytefisk kan enten foretas ved drivtelling eller ved observasjoner fra land. Telling fra land har vært utført i enkelte vassdrag helt siden 1960-tallet, men de kan bare utføres i noen få vassdrag med spesielt klart vann. De siste årene har drivtelling blitt gjennomført, der én eller flere personer iført dykkerdrakt, maske og snorkel har drevet i parallell formasjon nedover elva, og fortløpende registrert og stedfestet all fisk. Slike gytefisketelling har vært utført i en rekke vassdrag de siste årene, men også ved denne metoden kreves god sikt i vannet, og metoden egner seg ikke overalt.

Intensjonen med denne rapporten er å gå igjennom så mye tilgjengelig nyere materiale som mulig om oppvandring av sjørøret og tellinger av gytefisk av sjørøret i norske vassdrag. Imidlertid er bare serier der det foreligger tellinger fra tilnærmet hele anadrom strekning i minst fire år inkludert. Disse dataene er koplet sammen med offisiell fangststatistikk, for på den måten å skaffe et bedre grunnlag for å vurdere utviklingen av sjørøretbestandene enn fangststatistikken alene kan gjøre. Materialet er behandlet fylkesvis.

Metoder og materiale

Fangststatistikk

Statistikk over rapporterte fangster av sjørørret i norske elver i perioden 1993-2014 er hentet fra Statistisk sentralbyrås nettsider (<https://www.ssb.no/statistikkbanken>). Denne statistikken må behandles med varsomhet, fordi all fangst neppe er rapportert inn til myndighetene, og fiskereglene har variert i perioden. Generelt antas at rapporteringen har blitt bedre med årene, men dette har variert fra vassdrag til vassdrag. Videre har fisket etter sjørørret blitt mer begrenset i mange vassdrag de siste årene, og i en rekke vassdrag har sjørørretbestanden blitt fredet.

Telling i fiskefelle

Det foregår telling av laksefisk i en rekke vassdrag i Norge, oftest i fisketrapper eller andre steder der fiskene presses sammen av innsnevninger av elva, men også ved videoovervåking av hele elvetverrsnitt. I denne oversikten er det bare tatt med tellinger der det har vært mulig å skille sjørørret fra laks og sjørøye, enten ved videobilder eller ved manuell sjekking av hver enkelt fisk.

Drivtelling

Drivtellingene er utført ved at én, to, tre eller flere personer iført tdykkerdrakt, maske og snorkel har svømt i parallell formasjon nedover vassdraget, og fortløpende registrert og stedfestet all laks og sjørørret. Antall personer som har deltatt i drivtellingene har variert med bredden på elva og sikten i vatnet, slik at hele elvebredden har blitt kontrollert. Sjørørretene ble sortert i vektgrupper, oftest < 1 kg, 1-3 kg og > 3 kg, men inndelingen har variert noe mellom vassdrag og utførende institusjon. I tillegg ble det skilt mellom moden og umoden sjørørret. I noen tilfeller synes det imidlertid som om en del av fiskene oppgitt i størrelsesgruppen < 1 kg kan ha vært umodne.

Det vil alltid være usikkerhet om hvor stor andel av gytebestanden som blir observert. Erfaringer med telling av gytefisk i elver, der antall oppvandrende laks er kjent fra fiskefeller eller videotelling, tilsier at en normalt ser 80 % eller mer dersom en har egnede forhold for gjennomføring (Skoglund mfl. 2014). Generelt antas det imidlertid at en vil få en større underestimering av bestandene i større vassdrag med mange dype områder og stort vannvolum (Skoglund mfl. 2014).

I rapportene fra mange av tellingene er det gitt ei vurdering av hvor stor andel av bestanden som antas å ha blitt registrert. På grunn av at slike vurderinger ikke finnes for alle drivtelling, så er det i denne rapporten ikke gjort korreksjoner for å justere for dette. Tallene for antall gytefisk er derfor minimumstall, og sannsynligvis underestimert.

Visuell telling av fisk fra land

Registreringer av gytefisk fra land har blitt utført ved å gå oppover langs elva fra munningen til enden på den lakseførende strekningen om høsten. Feltutstyret har vært polaroide solbriller, kikkert i de større elvene og vadebukser i de elver der det lot seg gjøre å krysse elva. Registreringene ble gjort på vindstille dager med godt lys (Sættem 1995).

Utvalgskriterier

Kriteriene som er brukt for å inkludere data fra enkeltbestander er at det foreligger data fra minimum fire år, og at estimert innsig var på minimum 50 gytemodne individer av sjøørret i minst ett av disse årene.

Estimater for innsig av voksen sjøørret

Med få unntak, så er årlig innsig av voksen sjøørret til vassdragene ukjent. I tilfeller der det foreligger tellinger av gytebestanden (ved drivtelling eller tellinger fra land), er summen av antall voksen fisk observert i gytetida og antall fisk rapportert fra fisket i denne rapporten benyttet som et grovt estimat for innsiget av sjøørret. Dette er i de fleste tilfeller et underestimat, i og med at både drivtelling og oppgitt fangst er minimumstall. En usikkerhet i beregningene er at fangsten utgjør all sjøørret større enn minstemålet (30 cm i Nord-Norge, 35 cm lenger sør), dvs. både umoden og voksen fisk, mens det for gytefisktellinger er etterstrebet å bare ta med voksen sjøørret.

De fleste tellingene av gytefisk er utført etter 2005. For å kunne sammenlikne innsiget i disse årene med tall fra tidligere år, er det behov for å vite hvor hard beskatningen var på sjøørret før 2005. Gjennomsnittlig beskatningsrate for sjøørret > 0,75 kg i ti vassdrag i Sogn og Fjordane på 1980- og 1990-tallet ble av Sættem (1995) beregnet til 51 %. Andre studier har vist noe lavere beskatning, men disse er av nyere dato. Som eksempler estimerte Kanstad-Hanssen mfl. (2015a) beskatningsrater på 7-26 % i Beiarelva i årene 2009-2014 og Lamberg mfl. (2013) beregnet beskatningsrater på 13-68 % (median 27 %) i Skjoma i perioden 2002-2012. I Laukhellevassdraget estimerte Lamberg mfl. (2015) beskatningsrater på 11-33 % (gjennomsnitt 19 %) i årene 2008-2013. I Saltdalselva ble det i årene 2009-2014 beregnet beskatningsrater på 8-18 % (Kanstad-Hanssen mfl. 2015c).

På bakgrunn av disse tallene er det antatt at beskatningen tidligere lå på mellom 33,3 og 50 %, og i mangel på et bedre estimat, så har derfor gjennomsnittlig innsig for periodene 1993-2000 og 2001-2005 antatt å ligge mellom det dobbelte og det tredobbelte av innrapportert fangst i periodene. De to periodene er holdt adskilt i figurene på grunn av til dels stor forskjell i oppgitt fangst i de to periodene. Generelt synes det som om fangstrapporteringen har vært dårligere på 1990-tallet enn senere i enkelte deler av landet.

Beregning av eggtetthet

Eggtetthet ble beregnet på samme måte som av Skoglund mfl. (2014). Det er antatt at andelen hunnfisk blant alle størrelsesgrupper av gytefisk var 50 %. Videre er det antatt at gjennom-snittsvekta for de tre standard størrelsesgruppene < 1 kg, 1-3 kg og > 3 kg er henholdsvis 0,75 kg, 2 kg og 4 kg. Ved enkelte gytefisktellinger er andre størrelsesgrupper benyttet, og da er gjennomsnittsvekta for hver enkelt størrelsesgruppe benyttet (f. eks. er gjennomsnittsvekta satt til 1,5 kg der intervallet 1-2 kg er benyttet). Antall egg pr. kg hunnfisk er antatt å være 1900 (Sættem 1995). Eggtetthetene er i denne sammenhengen beregnet ut fra de elvearealene som er blitt undersøkt. Det er ikke tatt med eventuelle innsjøareal og elvestrekninger/sideelver som ikke er undersøkt.

Resultater

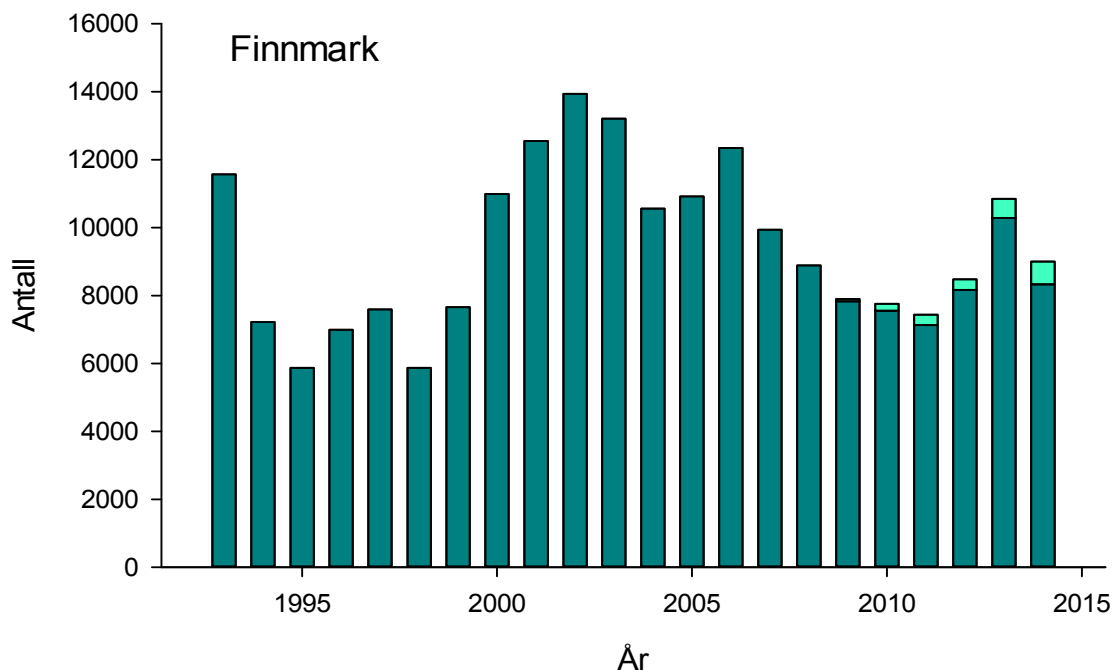
Finnmark

Rapportert fangst av sjøørret i ferskvann i Finnmark varierte i perioden 1993-2014 mellom 5871 og 13941 individer pr. år (**figur F1**), men det var ingen signifikant endring i perioden ($R^2 = 0.016$, $F_{1,20} = 0.319$, $p = 0.578$).

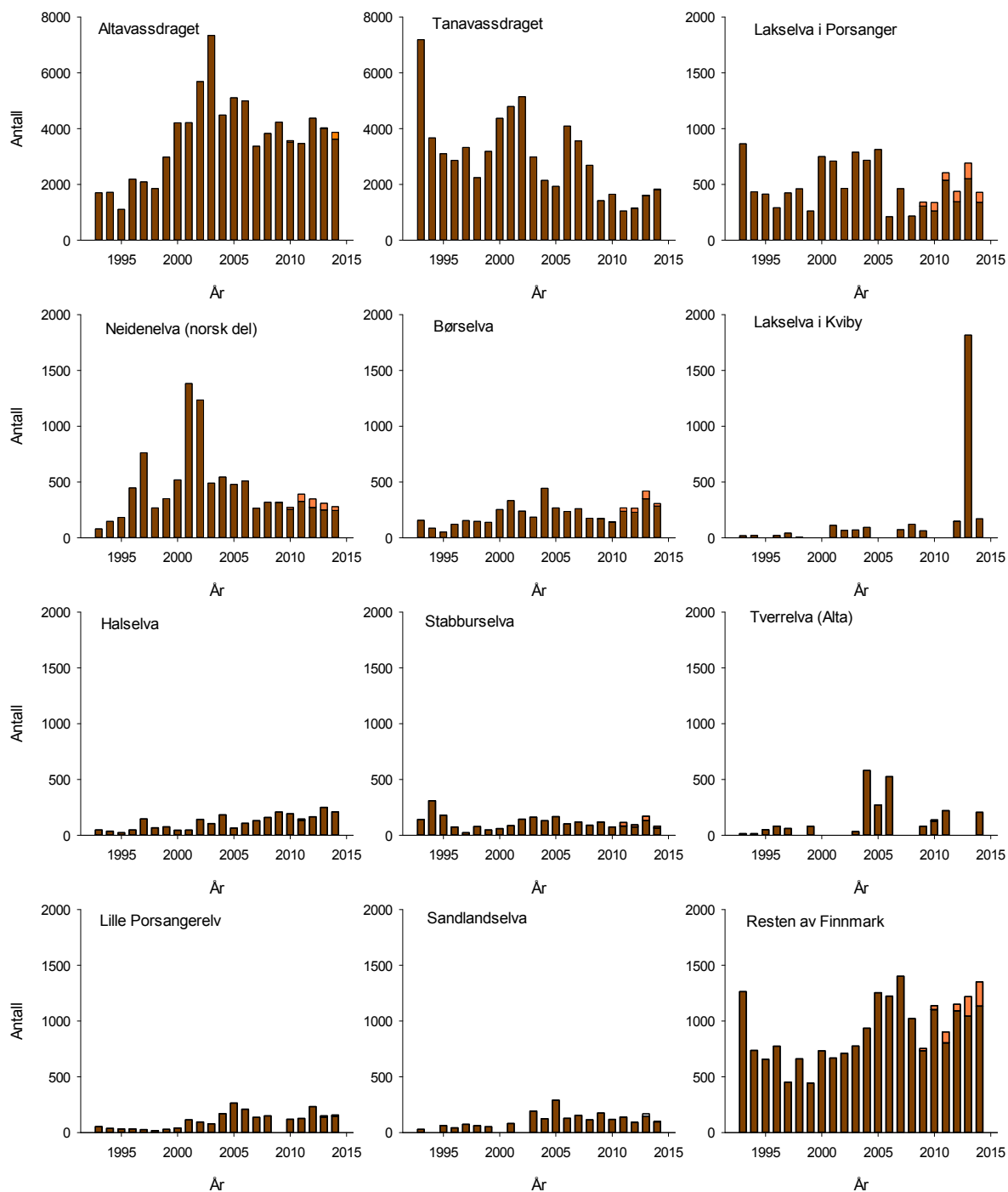
Det er oppført 81 vassdrag i Finnmark i Norges offisielle statistikk, men det er rapportert om fangst av sjøørret i bare 56 av disse vassdragene i perioden 1993-2014. Av de 56 vassdragene er det 4 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 7 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 21 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 24 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

Fangstene i Altavassdraget og Tanavassdraget (norsk del) har dominert fullstendig i fangststatistikken for Finnmark, med gjennomsnittsfangster på henholdsvis 3660 og 3004 individer pr. år. Andre betydelige vassdrag er Lakselva i Porsanger (507 individer pr. år), Neidenelva (norsk del, 451 individer pr. år) og Børselva (220 individer pr. år). Videre er det rapportert et gjennomsnitt på mer enn 100 sjøørret pr. år i Lakselva i Kviby, Halselva, Lakselva i Kviby, Stabburselva, Tverrelva, Lille Porsangerelv og Sandlandselva (**figur F2**).

De rapporterte fangstene av sjøørret i Tanavassdraget har avtatt signifikant i perioden 1993-2014 ($R^2 = 0.430$, $F_{1,20} = 15,10$, $p < 0.001$), mens rapporterte fangster i Altaelva ($R^2 = 0.269$, $F_{1,20} = 7,38$, $p = 0.013$) og resten av Finnmark utenom Altavassdraget og Tanavassdraget ($R^2 = 0.328$, $F_{1,20} = 9,78$, $p = 0.005$) har økt signifikant (**figur F2**).

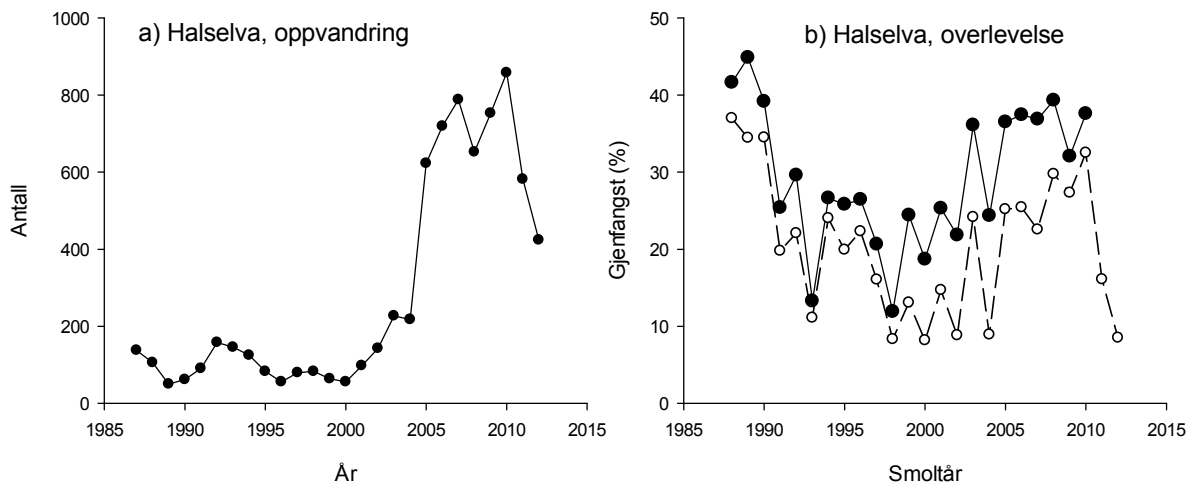


Figur F1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Finnmark i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.



Figur F2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørøret i de 11 vassdragene i Finnmark med størst fangst, og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Finnmark i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene. Merk at det er forskjellig y-skala for Altavassdraget og Tanavassdraget enn for de øvrige figurene.

I ett av vassdragene i Finnmark (Halselva) har all opp- og nedvandrende anadrom fisk blitt registrert i ei felle nederst i vassdraget (200 m fra sjøen) i 26 år. All smolt ble merket med Carlin-merker, og deretter registrert hver gang de passerte fella på opp- eller nedvandring. Gjenfangster utenom fella ble dessuten registrert. Fella var operativ i perioden 1987-2012. Årlig antall oppvandrende sjørørret over 0,75 kg er vist i **figur F3a**. Antallet holdt seg noenlunde stabilt i årene 1987-2003, men økte deretter kraftig, for så å avta litt i 2011 og 2012. Dersom hele perioden sees under ett, så var det en stor signifikant økning av gytebestanden av sjørørret i perioden ($r^2 = 0.604$, $F_{1,24} = 36,6$, $p < 0.001$). Gjenfangstene av merket smolt var høye på slutten av 1980-tallet, noe lavere på 1990-tallet, for så å øke igjen på 2000-tallet (**figur F3b**). Tilbakevandringen til fella første sommeren var lav i 2012, men ikke lavere enn flere av de tidligere årene.

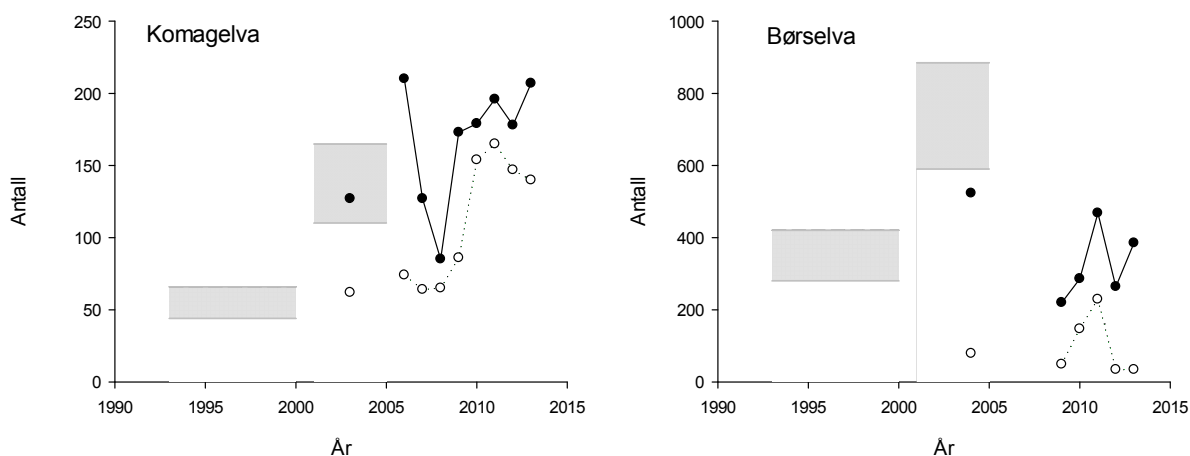


Figur F3. Sjørørret i Halselva. a) oppvandring av sjørørret større enn 0,75 kg i Halselva i perioden 1987-2012, og b) tilbakevandring (%) til fella første sommer (åpne sirkler) og total gjenfangstprosent (fylte sirkler) av sjørørret som vandret ut fra vassdraget som smolt i årene 1988-2012 (inntil fella ble demontert høsten 2012, kilde: NINA, upublisert).

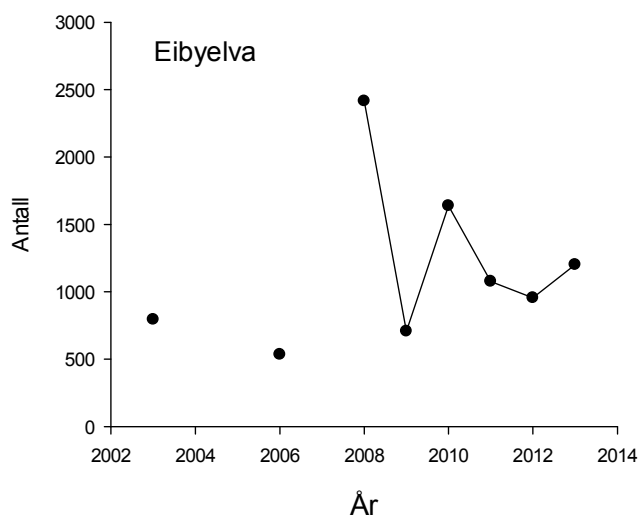
Drivtelling av gytefisk har blitt gjennomført i ei rekke vassdrag i Finnmark i løpet av den siste tiårsperioden (Muladal 2011, Muladal 2014), men i bare to av de vassdragene der hele lakseførende strekning ble undersøkt (Komagelva og Børselva) var det sjørørretbestander av betydning (**figur F4**). Med forbehold om at fangstene var underreportert tidligere, så synes det som om gytebestanden av sjørørret i Komagelva er av samme størrelsesorden i dag som på 1990-tallet og tidlig på 2000-tallet, eller større. I Børselva ligger dagens innsig i underkant av estimert innsig fra tidlig på 2000-tallet.

I Eibyelva (sideelv til Altaelva) ble gytefiskbestanden av sjørørret talt de fleste år mellom 2003 og 2013 (**figur F5**, Muladal 2011, Muladal 2014). Det var til dels store variasjoner fra år til år, og ingen signifikant trend i perioden ($r^2 = 0.037$, $F_{1,6} = 0,229$, $p = 0.649$).

Oppsummert synes det som om sjørørretbestanden i Tanavassdraget har gått betydelig tilbake siden 1990-tallet, mens de øvrige bestandene i Finnmark generelt er på samme nivå eller høyere i dag enn på 1990-tallet.



Figur F4. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjøørret til Komagelva og Børselva i Finnmark perioden 2003-2013, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (grå felt) (drivtellingsdata er hentet fra Muladal 2011, Muladal 2014).



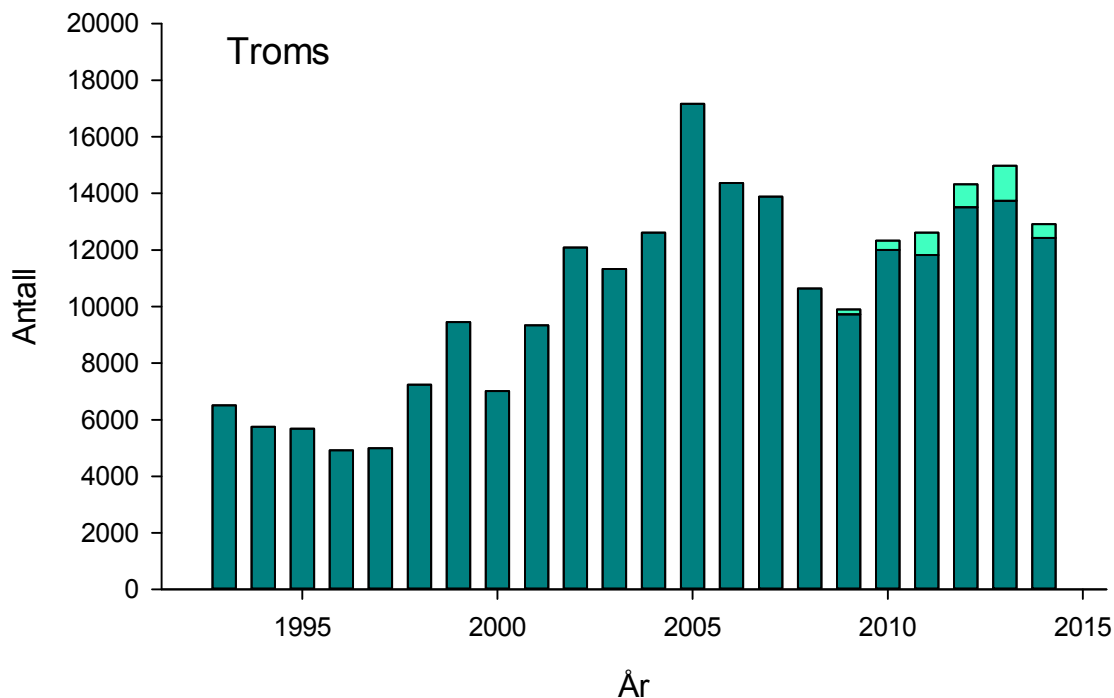
Figur F5. Antall gytefisk av voksen sjøørret til Eibyelva (sideelv til Altaelva) i perioden 2003-2013 (Muladal 2011, Muladal 2014).

Troms

Rapportert fangst av sjøørret i ferskvann i Troms varierte i perioden 1993-2014 mellom 4920 og 17163 individer pr. år (**figur T1**), og det var en signifikant økning i perioden ($R^2 = 0.651$, $F_{1,20} = 37,3$, $p < 0.001$). Det kan ikke utelukkes at deler av oppgangen skyldes forbedret rapportering i løpet av perioden.

Det er rapportert om fangst av sjøørret i 57 vassdrag i Troms i perioden 1993-2014. Av de 57 vassdragene er det 7 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 10 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 26 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 14 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

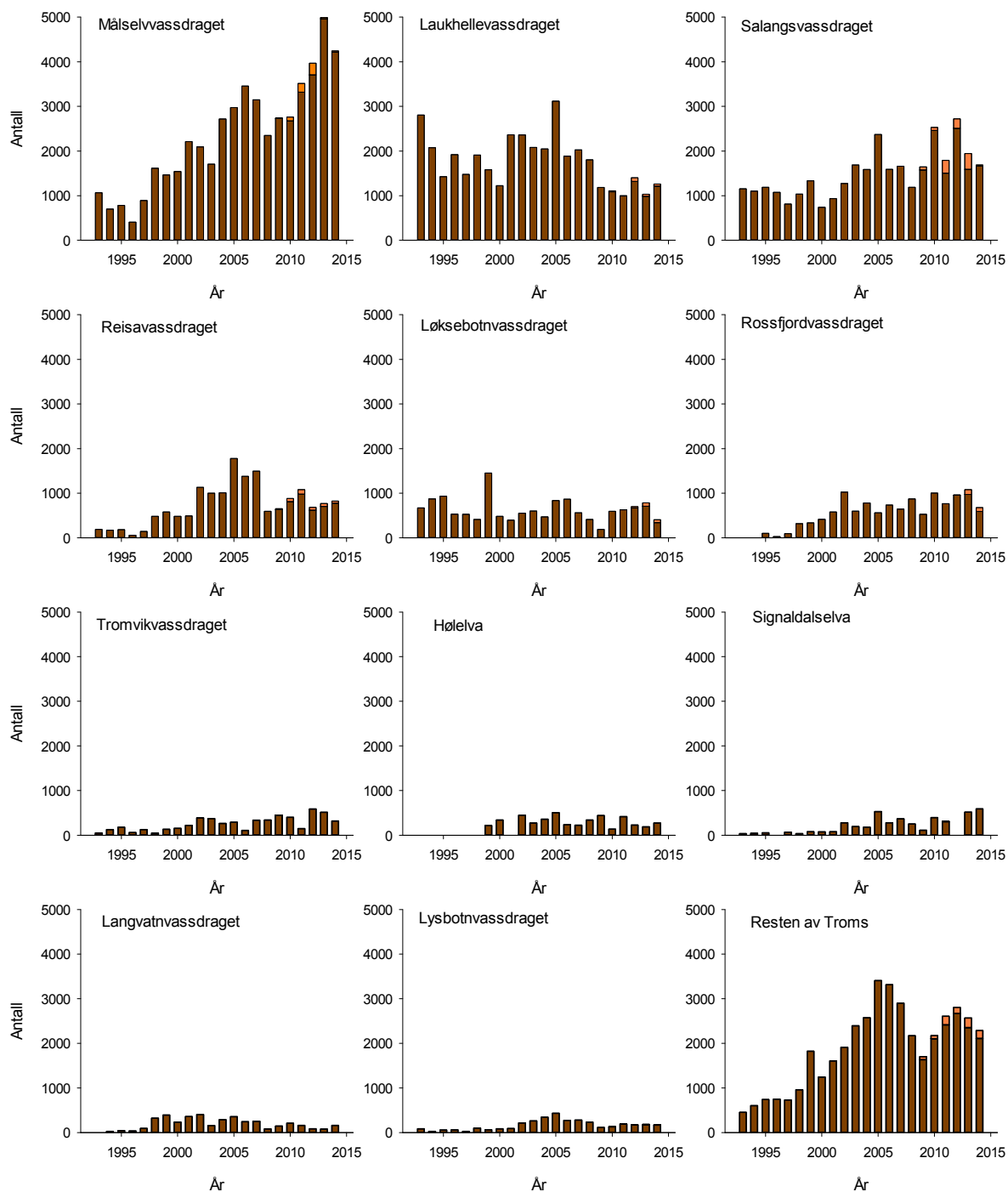
De vassdragene der det har blitt rapportert flest sjøørret i fangstene, er Målselvvassdraget (gjennomsnitt på 2350 individer pr. år), Laukhelle (Lakselvvassdraget) (1777 individer pr. år), Salangsvassdraget (1502 individer pr. år) og Reisavassdraget (730 individer pr. år). Andre betydningsfulle vassdrag er vist i **figur T2**.



Figur T1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Troms i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Blant de fem vassdragene med størst fangst (**figur T2**), var det signifikant økning av fangstene i Målselvvassdraget ($R^2 = 0.851$, $F_{1,20} = 113,8$, $p < 0.001$), Salangsvassdraget ($R^2 = 0.429$, $F_{1,20} = 15,0$, $p < 0.01$) og Reisavassdraget ($R^2 = 0.292$, $F_{1,20} = 8,24$, $p = 0.009$),

mens det var nedgang i Laukhellevassdraget i den aktuelle perioden ($R^2 = 0.228$, $F_{1,20} = 5,89$, $p = 0,025$). Det var ingen signifikant trend i fangstene av sjørret i Løksebotnvassdraget ($R^2 = 0.057$, $F_{1,20} = 1,21$, $p = 0,284$). Den massive økningen i innrapporterte fangster i resten av vassdragene i Troms gjennom 1990-tallet (**figur T2**), tyder på at fangststatistikken i mange vassdrag var svært ufullstendig på 1990-tallet, og er forbedret siden. Data fra fangststatistikken for sjørret i Troms bør derfor brukes med varsomhet, spesielt når det gjelder 1990-tallet.

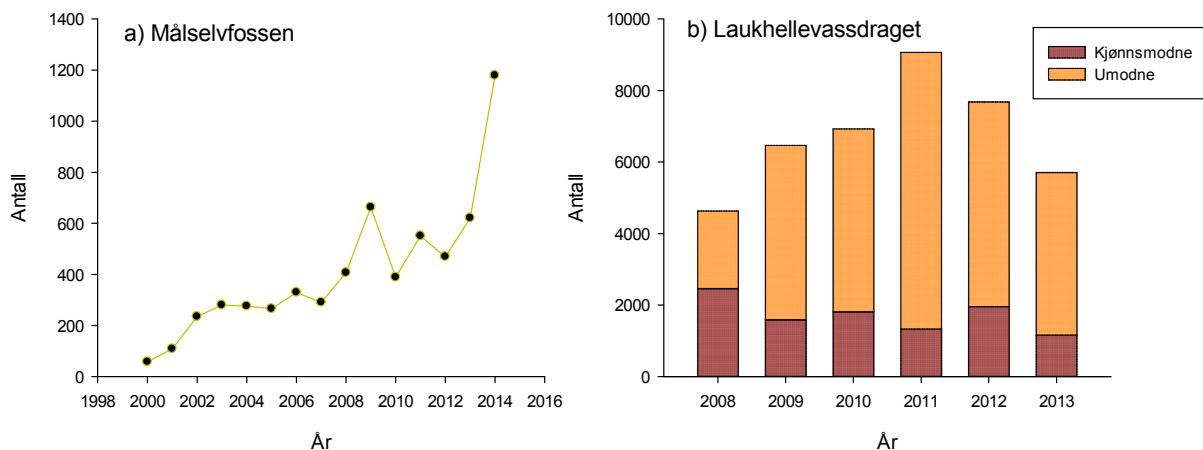


Figur T2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørret i de 11 vassdragene i Troms med størst fangst, og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Troms i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

I Troms har antall oppvandrende laksefisk blitt registrert gjennom flere år i to vassdrag, Målselvvassdraget (Kanstad-Hanssen 2015) og Laukhellevassdraget (Lakselva på Senja) (Lamberg mfl. 2015).

Tellingene i trappa i Målselvfossen i Målselvvassdraget har foregått lengst (fra 2000 til 2014, **figur T3a**), og det har vært en signifikant økning av voksen sjørørret ($R^2 = 0.707$, $F_{1,13} = 31,4$, $p < 0.001$). Doblingen i antall sjørørret fra 2013 til 2014 antas i første rekke å ha sammenheng med at det ble montert et nytt og bedre overvåkingssystem i trappa i siste halvdel av sesongen 2014 (Kanstad-Hanssen 2015). Uavhengig av dette har det imidlertid vært en økning av antall sjørørret i trappa i perioden. Dette samsvarer svært godt med rapportert fangst i perioden (**figur T2**).

I Laukhellevassdraget ble det i årene 2008-2013 gjennomført videoregistrering av utvandrende og oppvandrende laksefisk ca. 600 m fra munningen (Lamberg mfl. 2015). Antall oppvandrende voksen sjørørret (> 40 cm) i perioden varierte mellom 1166 og 2469 individer, med en negativ, ikke signifikant trend ($R^2 = 0.451$, $F_{1,4} = 3,29$, $p = 0,144$, mørke søyler i **figur T3b**). Umodne individer utgjorde et klart flertall, og i 2011 ble det registrert at så mange som 7736 umodne individer passerte videokameraene på tur oppover elva.



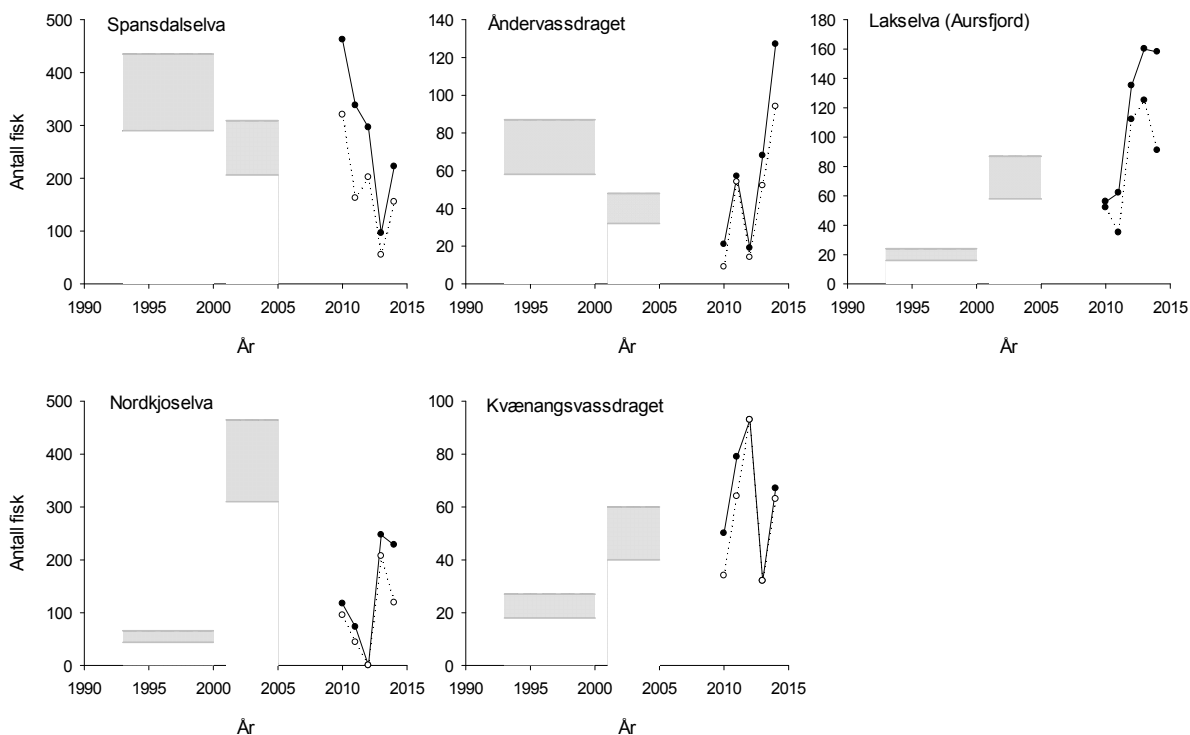
Figur T3. Oppvandring av voksen sjørørret i a) Målselvfossen i Målselvvassdraget i perioden 2000-2014 (Kanstad-Hanssen 2015), og b) i felle 600 m ovenfor sjøen i Laukhellevassdraget (Lakselva på Senja) i perioden 2008-2013 (Lamberg mfl. 2015). I figur b) er det skilt mellom gytemodne og umodne individer.

I fem vassdrag i Troms er det talt gytefisk på hele den anadrome strekningen i minst fire år (**figur T4**). Det gjelder Spansdalselva, Åndervassdraget, Lakselva (Aursfjord), Nordkjøselva og Kvænangsvassdraget (Kanstad Hanssen 2010, Kanstad Hanssen 2012, Kanstad Hanssen 2013a, Kanstad Hanssen 2013b, Kanstad-Hanssen mfl. 2014). Gytefisketellingene og estimert innsig i perioden 2010-2014 viser en avtakende tendens i Spansdalselva, mens det har vært en økning eller bare små endringer i de fire andre vassdragene. I Nordkjøselva

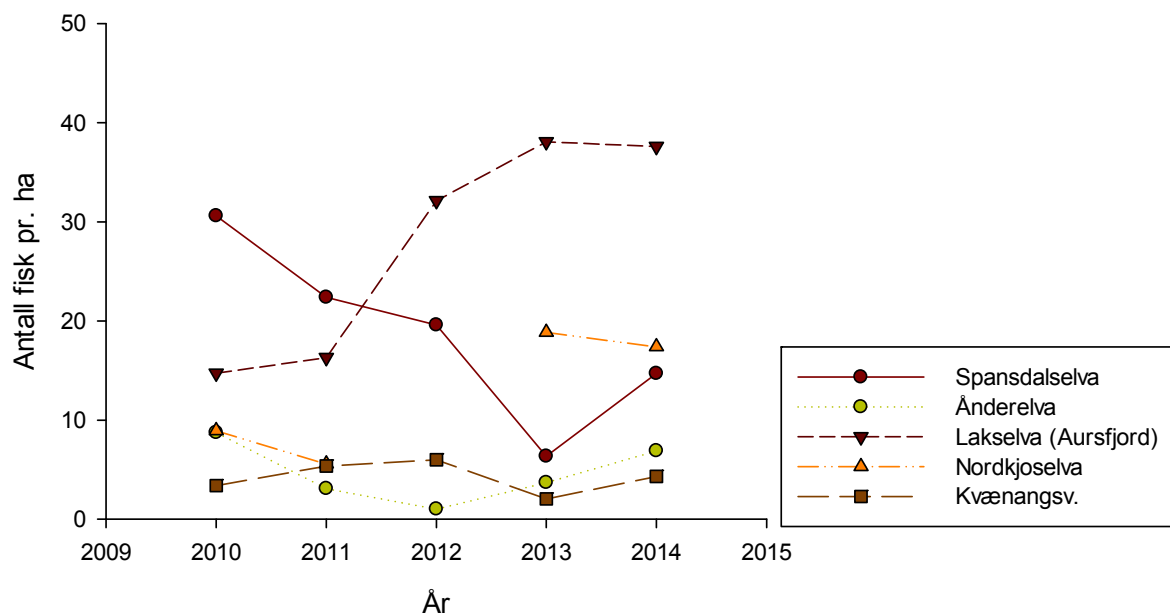
har innsiget de siste årene vært lavere enn estimert innsig tidlig på 2000-tallet, mens det i de øvrige vassdragene har vært omtrent på samme nivå som tidligere.

Estimert innsig av sjørret til de samme fem vassdragene, omregnet til antall fisk pr. ha, er vist i **figur T5**. Det er betydelig forskjell mellom vassdragene, med høyest tetthet av fisk i Lakselva (Aursfjord) og Spansdalselva, og lavest tetthet i Kvænangsvassdraget og Ånderelva. Gjennomsnittlig egg tetthet varierte mellom 0,3 og 2,8 egg pr. m² (**tabell T1**).

Det synes som om fangststatistikken for mange vassdrag i Troms var spesielt ufullstendig på 1990-tallet, og at den er forbedret senere. Dette gjør at det er vanskelig å trekke klare konklusjoner om utviklingen av sjørretbestandene i dette fylket. I enkelte vassdrag, slik som i Laukehellevassdraget og Spansdalselva, tyder dataene på at bestanden har gått noe tilbake de siste årene. I andre vassdrag, slik som Måselvvassdraget og Lakselva i Aursfjorden, synes bestanden derimot å ha økt. Generelt for Troms synes det som om sjørretbestandene har ligget på omtrent samme nivå fra 2000 til i dag. Imidlertid ble det registrert svært lav egg tetthet i et par av vassdragene (Åndervassdraget og Kvænangsvassdraget).



Figur T4. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjørret til fem vassdrag i Troms i perioden 2010-2014, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (grå felt) (drivtellingsdata hentet fra Kanstad Hanssen 2010, Kanstad Hanssen 2012, Kanstad Hanssen 2013a, Kanstad Hanssen 2013b, Kanstad-Hanssen mfl. 2014).



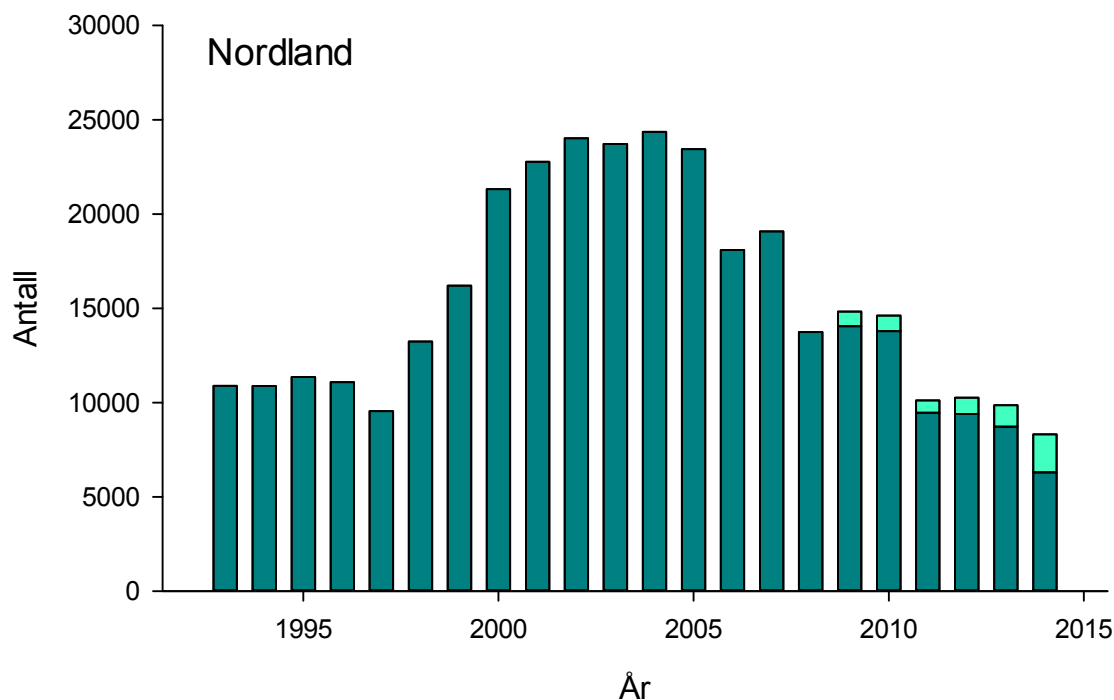
Figur T5. Estimert innsig (antall fisk pr. ha) av voksen sjørørret til fem vassdrag i Troms i perioden 2010-2014. Innsiget er beregnet som summen av antall gytefisk observert ved gytefisktelling og total fangst av sjørørret i hvert vassdrag. Vassdragene er de samme som i figur T4, og arealene som er benyttet er hentet fra de refererte publikasjonene.

Tabell T1. Oversikt over gytefisktelinger i vassdrag i Troms, med periode for gjennomføring, antall år, og gjennomsnittlig innsig, gytebestand og antall egg gytt pr. år.

Troms	Periode	Antall år	Innsig pr. ha	Gytebestand pr. ha	Egg pr. m ²
Spansdalselva	2010-2014	5	18,7	11,8	2,0
Åndervassdraget	2010-2014	5	3,7	2,9	0,3
Lakselva (Aursfjord)	2010-2014	5	27,8	20,2	2,8
Nordkjoselva	2010-2014	5	12,7	8,9	1,4
Kvænavsvassdraget	2010-2014	5	4,2	3,8	0,3

Nordland

Rapportert fangst av sjøørret i ferskvann i Nordland varierte i perioden 1993-2014 mellom 8330 og 24358 individer pr. år (**figur N1**). Fangsten lå på ca. 10000 individer pr. år på 1990-tallet, økte til 20000-24000 tidlig på 2000-tallet, for deretter å synke til under 11000 de siste fire årene. Samme mønster går igjen i mange enkeltvassdrag (**figur N2**), og har trolig forklaring i en reell nedgang i mange sjøørretbestander de siste ti årene. Det kan ikke utelukkes at deler av oppgangen fra 1990-tallet til 2000-tallet skyldes forbedret rapportering i løpet av perioden.



Figur N1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Nordland i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

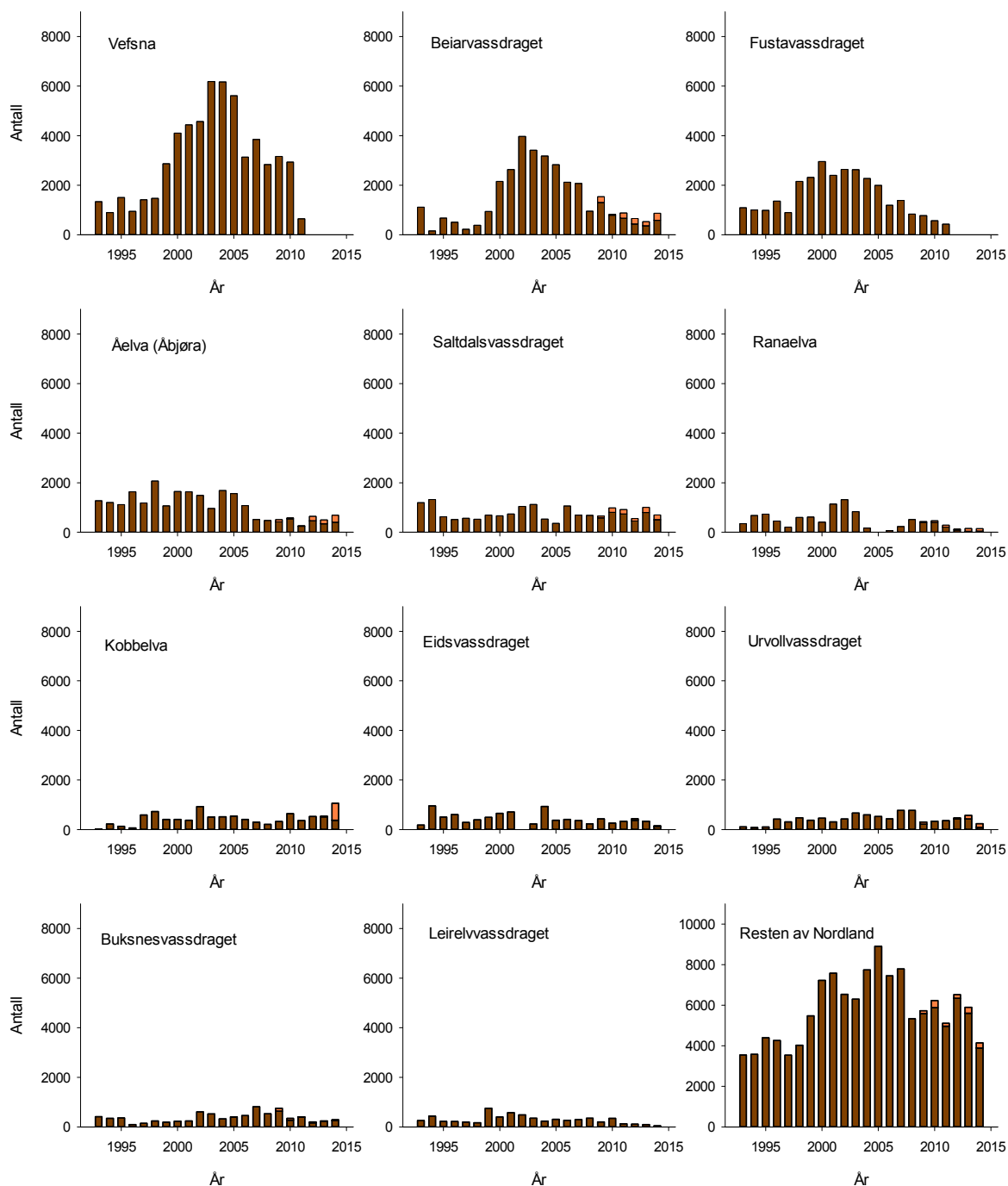
Det er rapportert om fangst av sjøørret i 141 vassdrag i Nordland i perioden 1993-2014. Av de 141 vassdragene er det 14 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 16 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 63 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 48 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

Vefsnvassdraget er det vassdraget i Nordland der det er rapportert størst fangst av sjøørret (gjennomsnitt på 2641 individer pr. år i perioden 1993-2014, men ingen fangst de tre siste årene på grunn av aksjonen for å fjerne parasitten *Gyrodactylus salaris* fra Vefsnaregionen, og påfølgende reetablering av fiskebestandene).

Andre viktige sjørretvassdrag er Beiarvassdraget (1485 individer pr. år), Fustavassdraget (1360 individer pr. år, men ingen fangst de tre siste årene av samme grunn som for Vefsnvassdraget), Åelva (Åbjøra) (1083 individer pr. år) og Saltdalsvassdraget (781 individer pr. år).

De neste vassdragene på lista er Ranaelva (454), Kobbelva (446), Eidevassdraget (421), Urvollvassdraget (413), Buksnesvassdraget (371), Leirelvvassdraget (292), Flostrandvassdraget (281), Lommervassdraget (279) og Spildervassdraget (262). Årlig rapportert fangst i de 11 vassdragene med størst fangst er vist i **figur N2**, sammen med samlet fangst for øvrige vassdrag i Nordland.

I mange av vassdragene økte rapportert fangst fra 1990-tallet til 2000-tallet, for så å avta igjen de siste årene. Flere av vassdragene har vært påvirket av smitte av parasitten *Gyrodactylus salaris*, med påfølgende bekjempelsesaksjoner (rotenonbehandlinger) for å bli kvitt parasitten, inkludert noen av de viktigste sjørretvassdragene i fylket (Vefsnvassdraget, Beiarvassdraget, Fustavassdraget, Ranaelva).

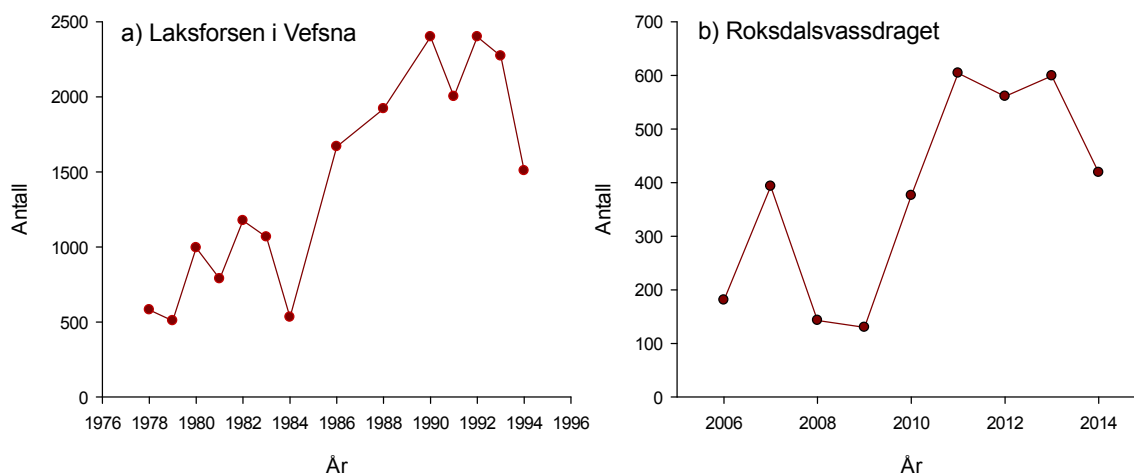


Figur N2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørret i de 11 vassdragene i Nordland med størst fangst, og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Nordland i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

De eneste kjente seriene med tellinger av sjørret i Nordland på varighet av 4 år eller mer, er fra fisketrappa i Laksforsen i Vefsna (Johnsen & Jensen 1999) og i Roksdalsvassdraget

på Andøya (Lamberg mfl. 2014). Serien i Vefsna er fra perioden 1978-1994, og den viser en betydelig økning i antall sjørret som vandret opp trappa i perioden (**figur N3**). Det er ikke mulig for fisk å passere fossen utenom trappa. Som en del av bekjempelsen av parasitten *G. salaris* ble trappa stengt i 1995.

I Roksdalsvassdraget har all opp- og nedvandrende laksefisk blitt registrert med en serie videokamera plassert 400 m fra utløpet i sjøen siden 2006. Roksdalsvassdraget er først og fremst et laksevassdrag, med årlige innsig av laks på mer enn 1000 individer. Oppgangen av sjørret (både umoden og voksen fisk) har variert mellom 130 og 604 individer, med en klart økende trend i perioden (**figur N3**, Lamberg mfl. 2014).



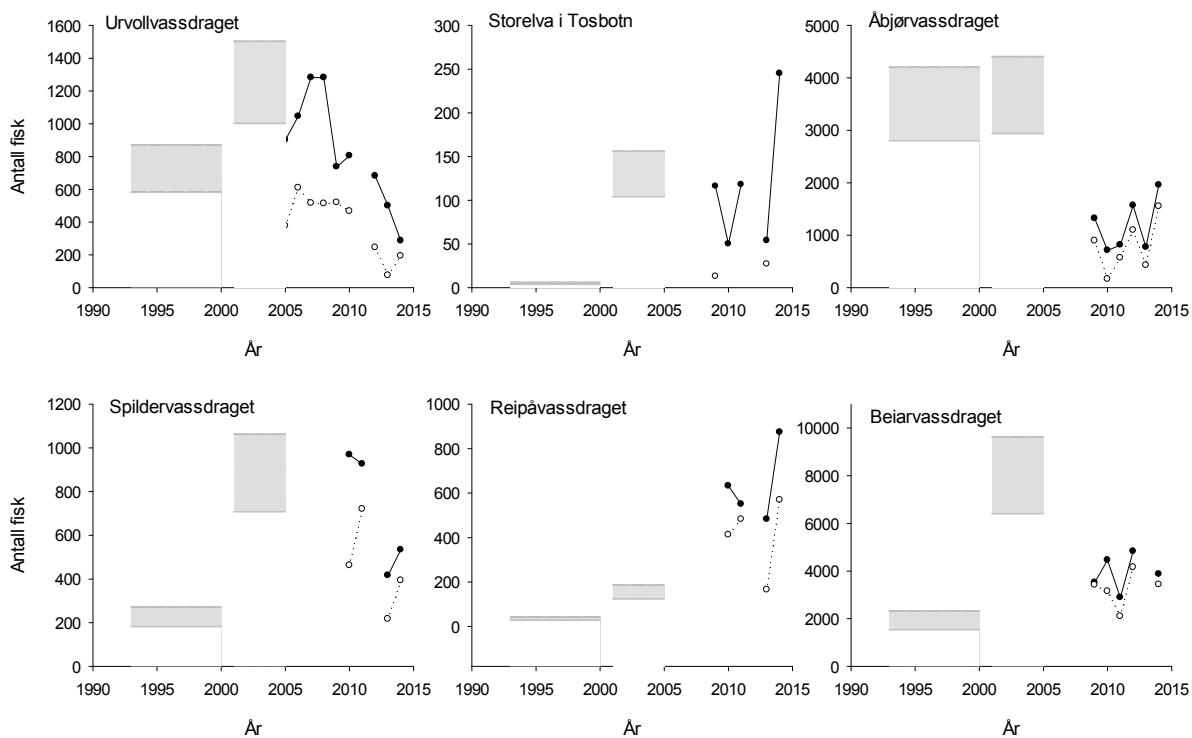
Figur N3. Registrering av oppvandrende sjørret i a) Laksforsen i Vefsnavassdraget i perioden 1978-1994 (Johnsen & Jensen 1999) og i b) Roksdalsvassdraget på Andøya i perioden 2006-2014 (Lamberg mfl. 2014, Lamberg mfl., unpubl.).

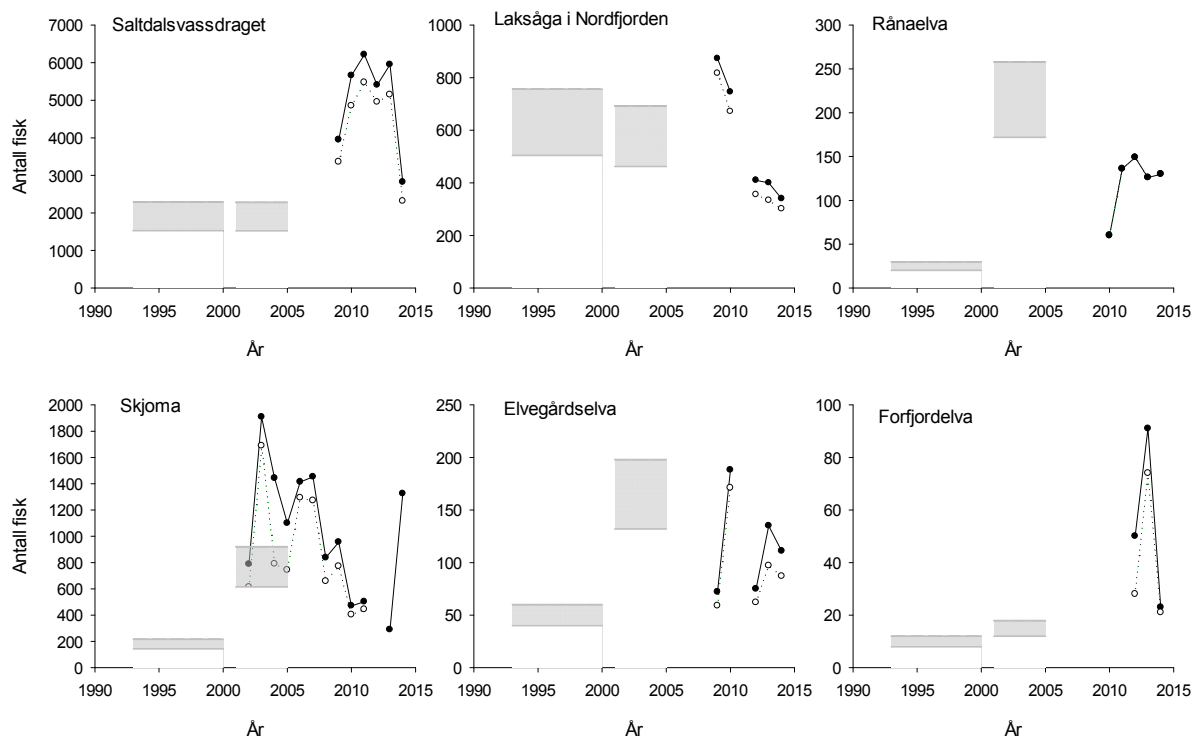
Drivtelling er utført i en rekke vassdrag i Nordland, spesielt siden 2009 (Kanstad Hanssen & Lamberg 2010b, Kanstad Hanssen & Lamberg 2010a, Kanstad Hanssen & Lamberg 2011, Kanstad Hanssen mfl. 2012, Kanstad Hanssen & Lamberg 2013, Kanstad-Hanssen mfl. 2015b). I 12 av disse vassdragene foreligger tellinger fra hele anadrom strekning i 4 år eller mer (**figur N4**).

Estimert innsig av voksen sjørret i de samme 12 vassdragene, oppgitt som antall individer pr. ha, er vist i **figur N5**. I noen av disse vassdragene, spesielt noen små vassdrag, er estimert tetthet av voksen sjørret betydelig. Det var stor variasjon mellom vassdragene i tettheten av egg som ble gytt, fra 1,0 til 15,4 egg pr. m² (**tabell N1**).

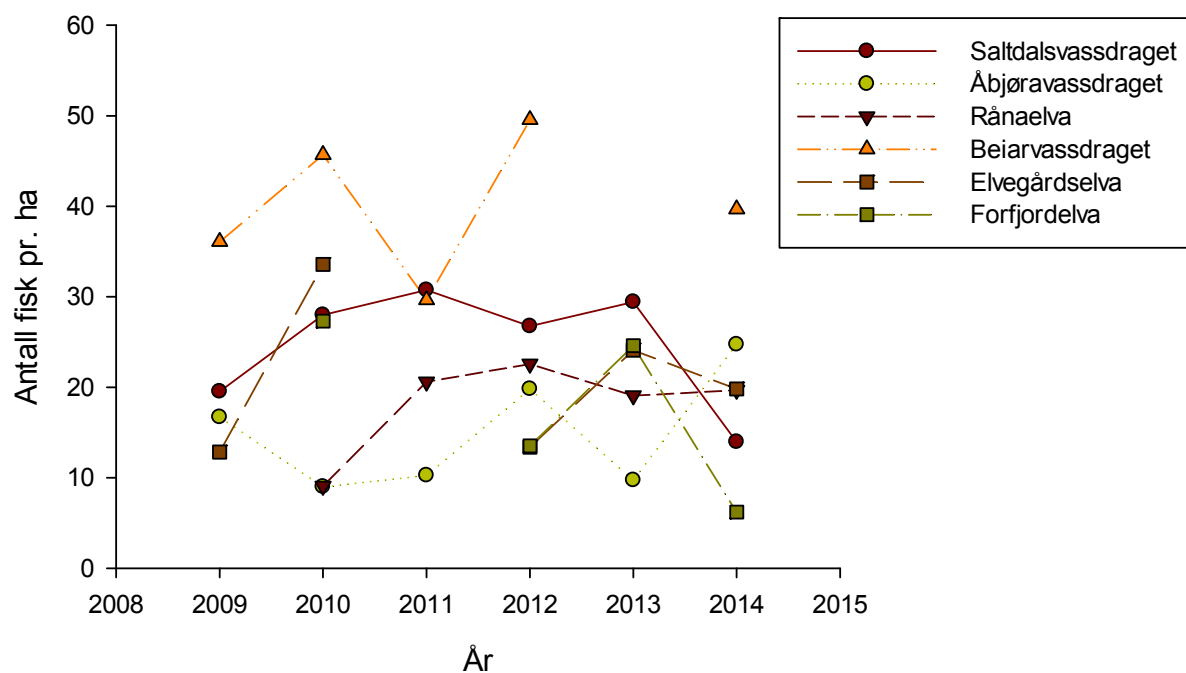
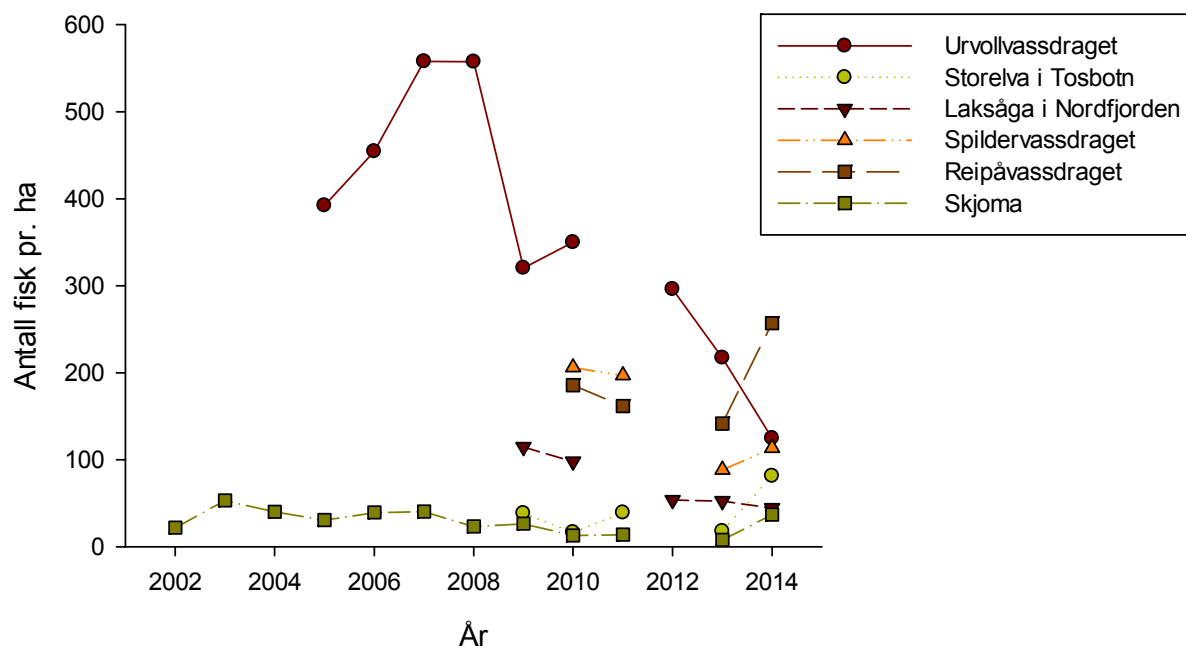
I flere vassdrag har antallet voksen sjørret avtatt i løpet av undersøkelsesperioden. Det gjelder f. eks. Urvollvassdraget, Spildervassdraget, Laksåga i Nordfjorden og Skjoma (**figur N4**, **figur N5**). I andre vassdrag, som Åbjøravassdraget, Saltdalsvassdraget og Elvegårdselva har bestandene holdt seg på samme nivå i perioden.

I årsrapporten om drivtellingar i Beiarelva i 2014 uttrykte Kanstad-Hanssen mfl. (2015a) bekymring for en negativ utvikling av sjørretbestanden i Beiarelva. Selv om det ble registrert et betydelig antall små sjørret (< 1 kg), så har antall sjørret større enn 1 kg avtatt jevnt i perioden 2009-2014, og biomassen av gytefisk var i 2014 det laveste som er registrert siden 2009. De mener at det skyldes for hard beskatning av sjørretbestanden tidlig på 2000-tallet.





Figur N4. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjørret til 12 vassdrag i Nordland i perioden 2002-2014, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (grå felt) (drivtellingsdata hentet fra Kanstad Hanssen & Lamberg 2010b, Kanstad Hanssen & Lamberg 2010a, Kanstad Hanssen & Lamberg 2011, Kanstad Hanssen mfl. 2012, Kanstad Hanssen & Lamberg 2013, K.Ø. Gjelland, NINA, upublisert, Kanstad-Hanssen mfl. 2015b).



Figur N5. Innsig av voksen sjøørret til 12 vassdrag i Nordland i perioden 2002-2014, oppgitt som antall individer pr. ha. Innsiget er beregnet som summen av antall voksen sjøørret observert ved gytefisktelling og total fangst av sjøørret i hvert vassdrag. Vassdragene og dataene er de samme som i **figur N4**, og arealene som er benyttet er hentet fra de refererte publikasjonene. Merk at det er forskjellig skala på aksene i de to figurene.

Tabell N1. Oversikt over gytefisktelinger i vassdrag i Nordland, med periode for gjennomføring, antall år, og gjennomsnittlig innsig, gytebestand og antall egg gytt pr. år.

Nordland	Periode	Antall år	Innsig pr. ha	Gytebestand pr. ha	Egg pr. m ²
Urvollvassdraget	2005-2014	9	363,4	169,9	*10,8
Storelva i Tosbotn	2009-2014	5	38,9	230,2	4,7
Åbjøravassdraget	2009-2014	6	15,0	9,9	1,0
Spildervassdraget	2010-2014	4	151,3	95,4	15,2
Reipåvassdraget	2010-2014	4	186,6	119,7	14,5
Beiarvassdraget	2009-2014	5	40,1	33,3	5,8
Saltdalsvassdraget	2009-2014	6	25,8	22,5	4,9
Laksåga i Nordfjorden	2009-2014	5	72,9	65,2	10,7
Rånaelva	2010-2014	5	18,2	18,2	3,7
Skjoma	2002-2014	12	29,1	24,0	4,4
Elvegårdselva	2009-2014	5	20,8	17,0	3,2
Forfjordelva	2010-2014	4	17,9	15,1	1,5

*Ikke alle år.

Oppsummert synes utviklingen av mange av sjørretbestandene i Nordland å være i en negativ trend, mens andre bestander synes å holde seg godt.

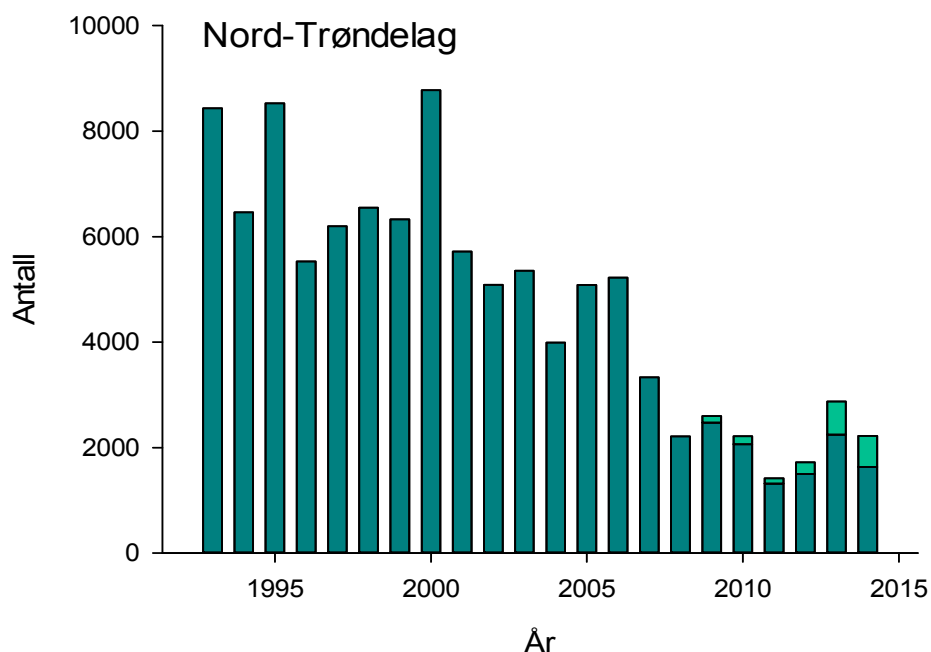
Nord-Trøndelag

Rapportert fangst av sjørret i ferskvann i Nord-Trøndelag varierte i perioden 1993-2014 mellom 1319 og 8777 individer pr. år (**figur NT1**). Fangsten lå på ca. 6000-8000 individer pr. år på 1990-tallet, men har siden avtatt jevnt fram til ca. 2000 individer, inkludert gjenutsatt fisk, de siste fem årene. Samme mønster går igjen i mange enkeltvassdrag, inkludert Namsen-vassdraget, som er det største sjørretvassdraget i fylket (**figur NT2**).

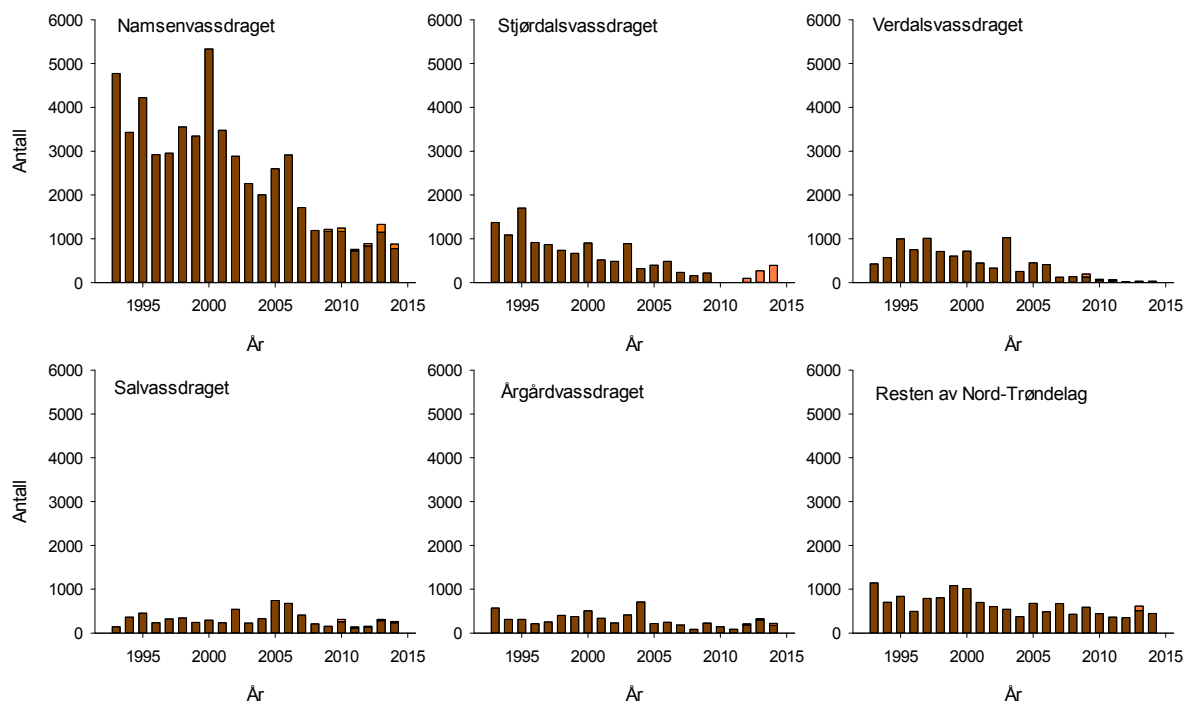
Det er rapportert om fangst av sjørret i 23 vassdrag i Nord-Trøndelag i perioden 1993-2014. Av de 23 vassdragene er det 5 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 2 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 10 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 6 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

Namsenvassdraget er det vassdraget i Nord-Trøndelag der det er rapportert størst fangst av sjørret (gjennomsnitt på 2541 individer pr. år i perioden 1993-2014). Andre viktige vassdrag er Stjørdalsvassdraget (1579 individer pr. år), Verdalsvassdraget (428 individer pr. år), Salvassdraget (323 individer pr. år) og Årgårdvassdraget (299 individer pr. år).

Årlig rapportert fangst i de fem vassdragene med størst fangst er vist i **figur NT2**, sammen med samlet fangst for øvrige vassdrag i Nord-Trøndelag. I alle de tre største vassdragene har fangstene gått kraftig ned siden 2000, mens nedgangen synes å ha vært mindre ellers i fylket. De siste årene er nedgangen sannsynligvis en kombinasjon av reell nedgang i bestandene og betydelige innskrenkninger og til dels stopp i fisket.

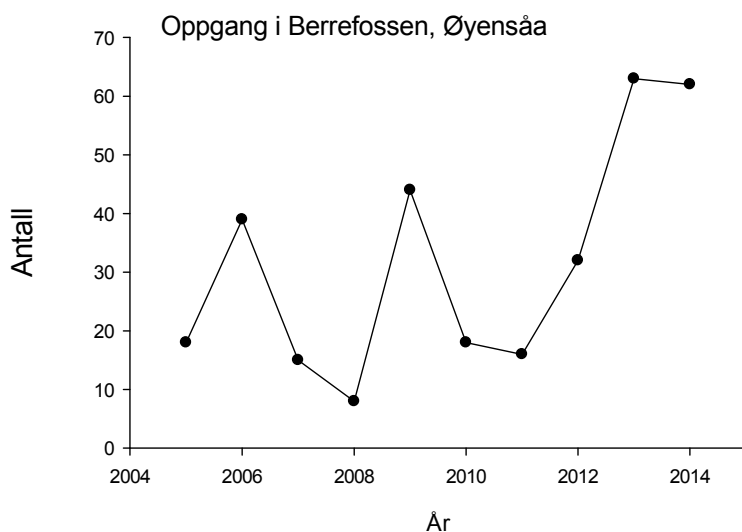


Figur NT1. Elvefangst (antall) av sjørret i Nord-Trøndelag i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.



Figur NT2. Rapportert elvefangst (antall) av sjøørret i de fem vassdragene i Nord-Trøndelag med størst fangst og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Nord-trøndelag i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Det foreligger svært få tellinger av sjøørret i Nord-Trøndelag. Den eneste serien som er funnet er videotellinger i Berrefossen i Øyensåa i Årgårdsvassdraget i perioden 1997-2014 (Gjertsen & Lamberg 2015). Data fra 2005-2014 er presentert i **figur NT3**. Tidligere data ligger på samme nivå, i og med at det aldri har vært registrert mer enn 70 individer av sjøørret i trappa (Gjertsen & Lamberg 2015). Antallet var noe høyere i 2013 og 2014 enn tidligere, men tallene er små, og gir ikke grunnlag for å si noe om eventuelle trender i bestandsutvikling.



Figur NT3. Oppgang av sjørret i trappa i Berrefossen i Øyensåa, Årgårdsvassdraget i perioden 2005-2014 (Gjertsen & Lamberg 2015).

Oppsummert så foreligger det få andre data enn fangststatistikken for Nord-Trøndelag som kan bidra til å vurdere bestandsutviklingen av sjørret. Fangsten har gått kraftig ned i mange vassdrag, inkludert de tre største i fylket, siden slutten av 1990-tallet. I fangststatistikken er nedgangen sannsynligvis forsterket av redusert fangst på grunn av betydelige innskrenkninger og til dels stopp i fisket de siste årene.

Sør-Trøndelag

Rapportert fangst av sjøørret i ferskvann i Sør-Trøndelag varierte i perioden 1993-2014 mellom 1032 og 8157 individer pr. år (**figur ST1**). Fangsten lå på ca. 3000-8000 individer pr. år på 1990-tallet, men har siden avtatt jevnt fram til ca. 1000-2000 individer, inkludert gjenutsatt fisk, de siste fem årene. Samme mønster går igjen i flere enkeltvassdrag, inkludert Gaula-vassdraget, som er det største sjøørretvassdraget i fylket (**figur ST2**).

Det er rapportert om fangst av sjøørret i 23 vassdrag i Sør-Trøndelag i perioden 1993-2014. Av de 23 vassdragene er det 4 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 2 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 10 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 7 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

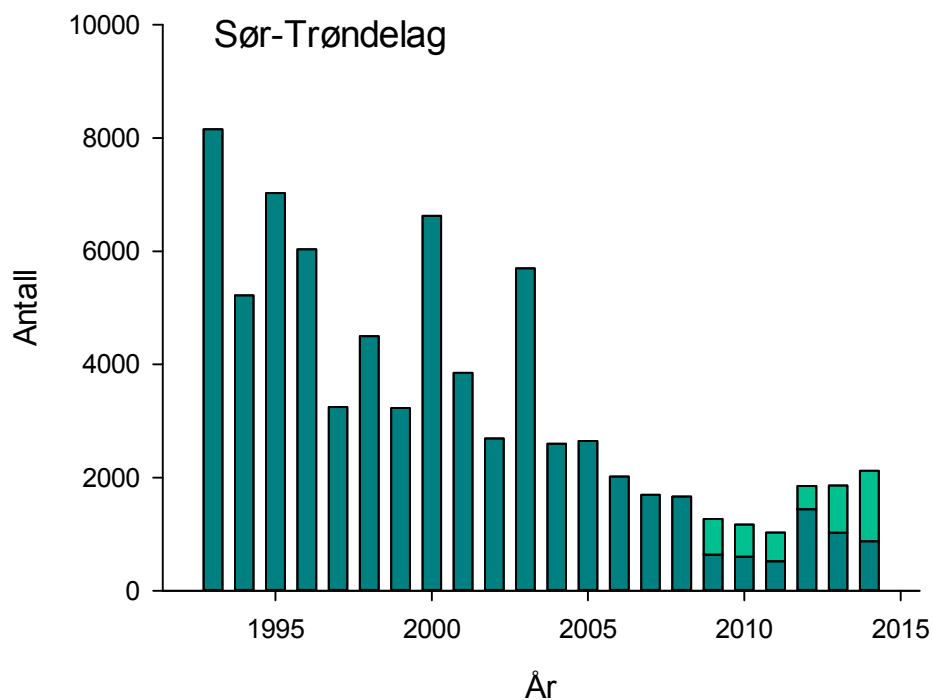
Gaulavassdraget er det vassdraget i Sør-Trøndelag der det er rapportert størst fangst av sjøørret (gjennomsnitt på 1499 individer pr. år i perioden 1993-2014). Andre viktige vassdrag er Orkla (546 individer pr. år), Stordalselva i Åfjord (453 individer pr. år), Nidelva (260 individer pr. år) og Steinsdalselva (196 individer pr. år).

Årlig rapportert fangst i de fem vassdragene med størst rapportert fangst er vist i **figur ST2**, sammen med samlet fangst for øvrige vassdrag i Sør-Trøndelag. Gaula hadde uten sammenlikning de høyeste fangstene på 1990-tallet (**figur ST2**), og den kraftige nedgangen i dette vassdraget dominerer den negative trenden for fylket under ett (**figur ST1**). Imidlertid er det registrert betydelig tilbakegang også i andre vassdrag, spesielt vassdrag som drenerer til Trondheimsfjorden (Nidelva, Orkla, Skauga, Vigda, Børse). I vassdrag på kysten synes nedgangen å ha vært mindre (Stordalselva og Norddalselva i Åfjord, og Steinsdalselva, **figur ST2**).

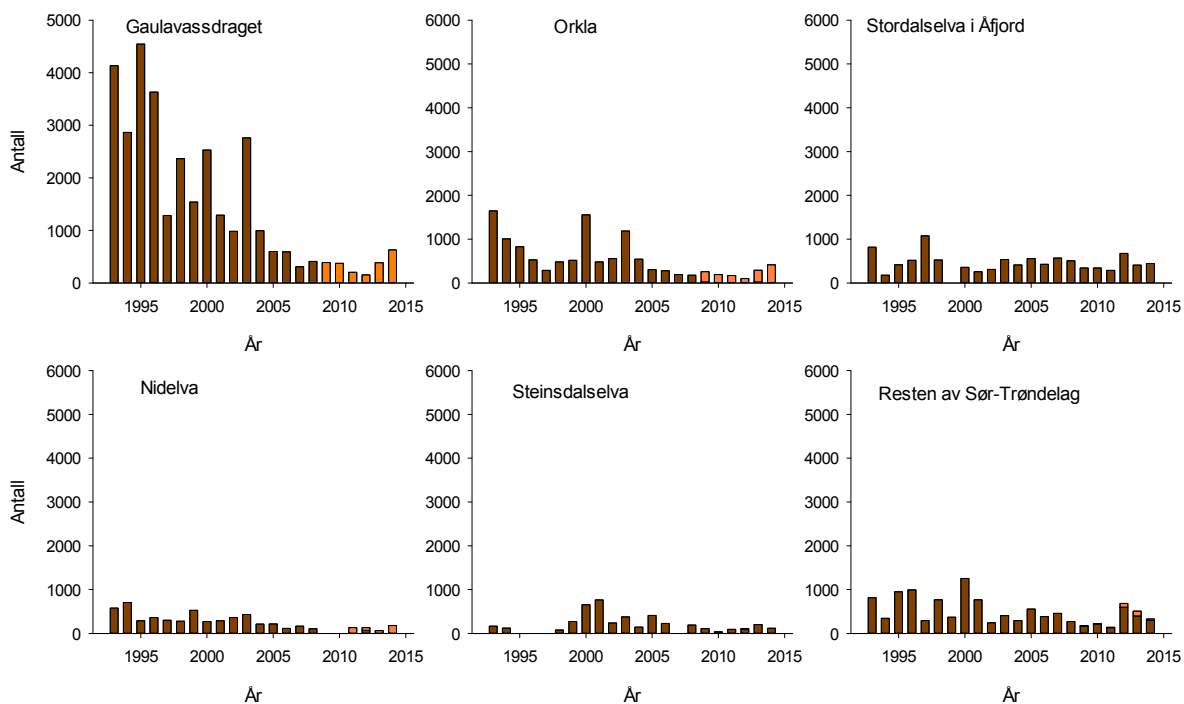
Nedgangen i Gaula og andre vassdrag er sannsynligvis en kombinasjon av reell nedgang i bestandene og betydelige innskrenkinger og til dels stopp i fisket de siste årene. I Gaula, Orkla og Nidelva er all sjøørret satt ut igjen de siste 6 årene.

Det har ikke lyktes å finne tidsserier med tilfredsstillende tellinger av sjøørret fra Sør-Trøndelag. Den lange tidsserien med tellinger av fisk ved Bjørsetdammen i Orkla (Hvidsten mfl. 2012) skiller ikke mellom laks og sjøørret, og er derfor ikke egnet i denne sammenhengen. Det er utført gytefisketellinger i flere vassdrag i Sør-Trøndelag (f. eks. Vigda, Børse, Nidelva, Homla, Skauga, Norddalselva), men ingen steder mer enn et år eller to.

Det synes som om fangststatistikken fortsatt er den viktigste kilden til å vurdere bestandsutviklingen for sjøørretbestandene i Sør-Trøndelag, til tross for svakheter i statistikken de siste årene. Sjøørretbestandene i vassdrag som drenerer til Trondheimsfjorden synes å ha gått kraftigere tilbake enn mange bestander på kysten.



Figur ST1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Sør-Trøndelag i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.



Figur ST2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørret i de fem vassdragene i Sør-Trøndelag med størst fangst og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Sør-Trøndelag i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

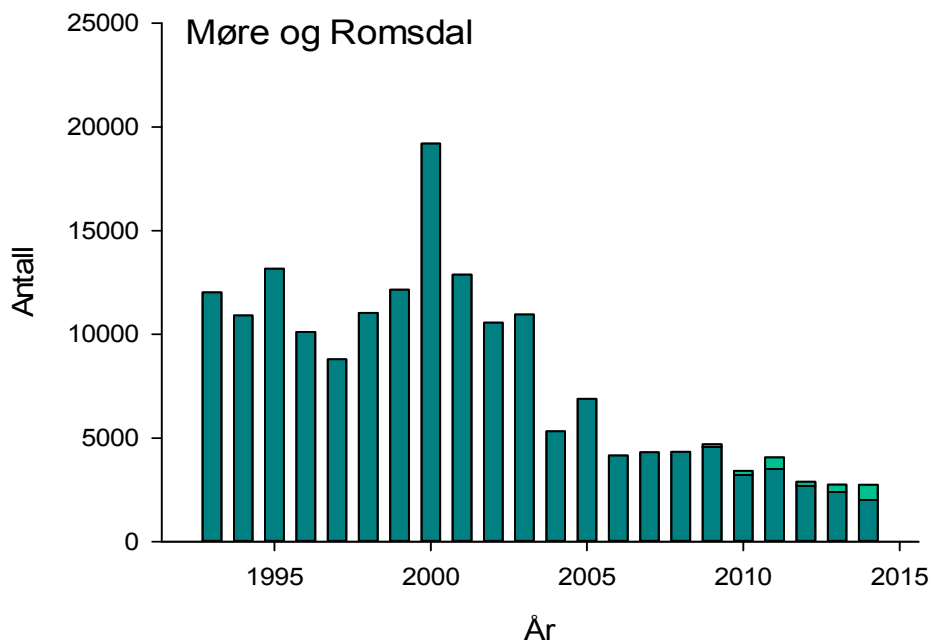
Møre og Romsdal

Rapportert fangst av sjøørret i ferskvann i Møre og Romsdal varierte i perioden 1993-2014 mellom 2853 og 19209 individer pr. år (**figur MR1**). Med unntak av år 2000 (19209 individer), så lå fangsten i perioden 1993-2003 på mellom 9000 og 13000 individer. I 2004 sank fangsten til vel 5000 fisk, og sank senere enda mer. De siste seks årene har fangsten ligget på 3000-4000 individer, inkludert gjenutsatt fisk (**figur MR1**). En liknende utvikling går igjen i de fleste vassdragene (**figur MR2**).

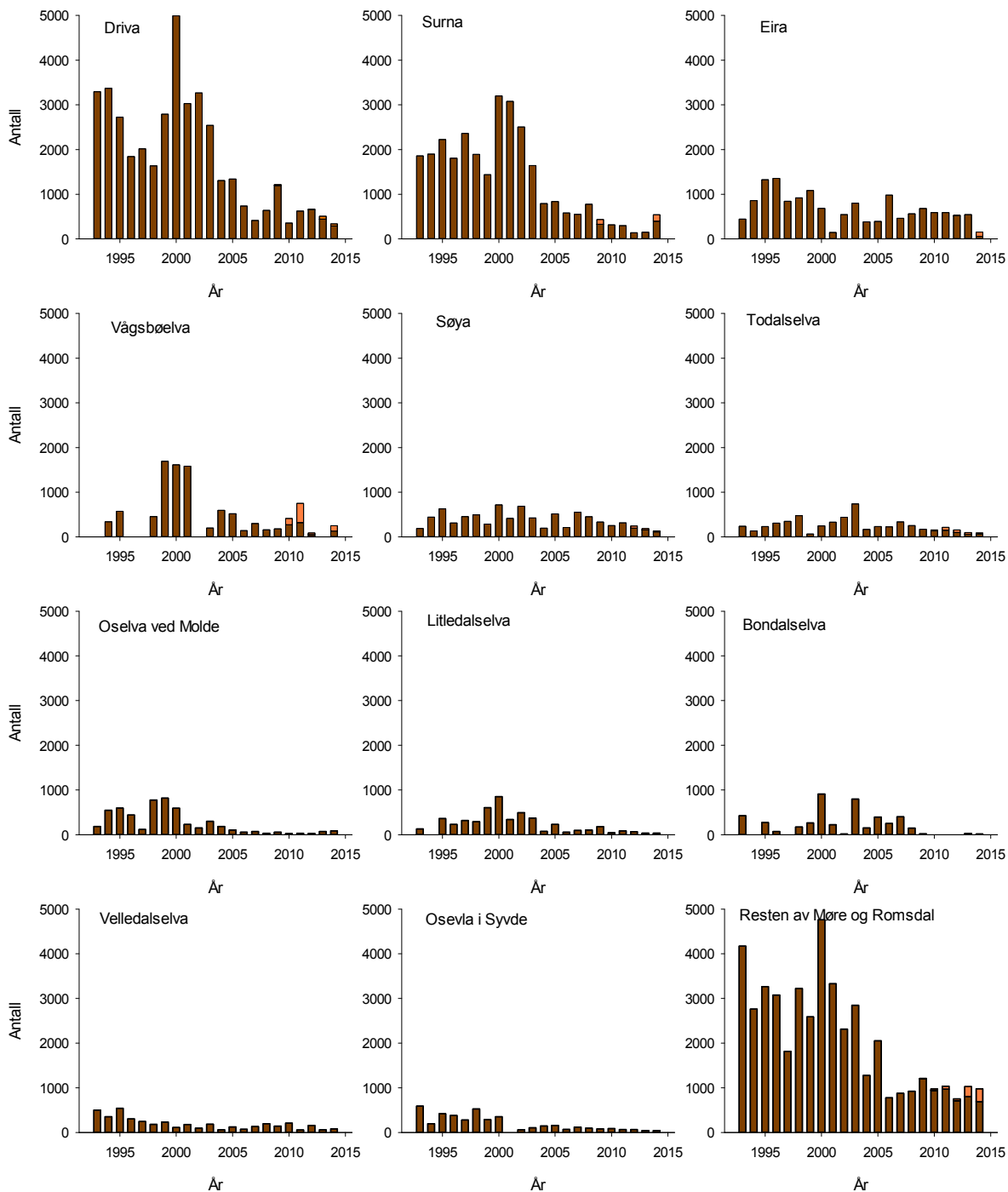
Det er rapportert om fangst av sjøørret i 72 vassdrag i Møre og Romsdal i perioden 1993-2014. Av de 72 vassdragene er det 6 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 13 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 25 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 28 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

Drivavassdraget er det vassdraget i Møre og Romsdal der det er rapportert størst fangst av sjøørret (gjennomsnitt på 1810 individer pr. år i perioden 1993-2014). Andre viktige vassdrag er Surna (1333 individer pr. år), Eira (676 individer pr. år), Vågsbøelva (448 individer pr. år) og Søya (384 individer pr. år).

Årlig rapportert fangst i de 11 vassdragene med størst fangst er vist i **figur MR2**, sammen med samlet fangst for øvrige vassdrag i Møre og Romsdal. I samtlige av de 11 største vassdragene har fangstene gått ned siden 1990-tallet, og i noen av vassdragene har nedgangen vært alvorlig. Nedgangen de siste årene er sannsynligvis en kombinasjon av reell nedgang i bestandene og betydelige innskrenkinger og til dels stopp i fisket.



Figur MR1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Møre og Romsdal i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.



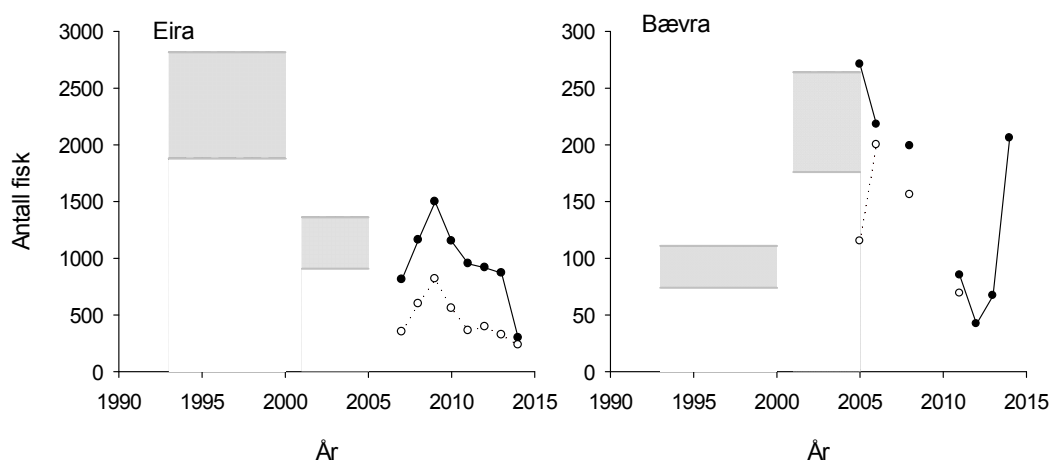
Figur MR2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørørret i de 11 vassdragene i Møre og Romsdal med størst fangst, og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Møre og Romsdal i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Det er ikke utført tellinger av oppvandrende sjørørret i noen vassdrag i Møre og Romsdal, men drivtelling er utført langs hele anadrom strekning i to vassdrag (Eira og Bævra) (Ugedal mfl. 2014b, Jensen mfl. 2015). Det er også utført drivtelling i Surna i flere år, men hele vassdraget ble ikke undersøkt (Ugedal mfl. 2014a).

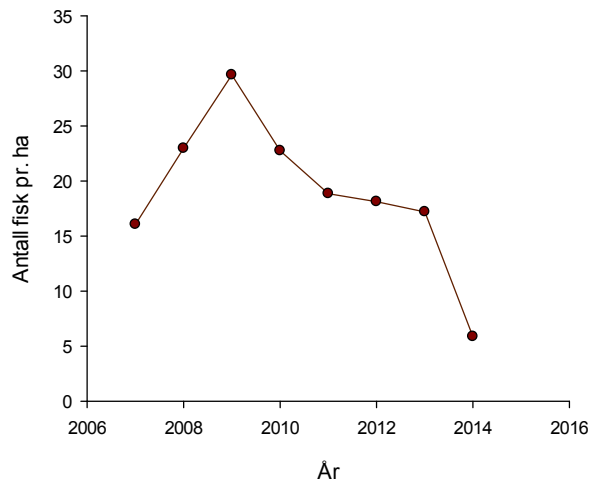
Drivtellingene viser nedgang i sjørørretbestanden i Eira, både på lang sikt og de siste årene (**figur MR3**). Med unntak av det siste året, så har tettheten av voksen sjørørret i Eira ligget mellom 15 og 30 individer pr. ha (**figur MR4**). Gjennomsnittet for perioden var 18,9 individer pr. ha, mens tilsvarende tall for gytebestanden var 9,0 individer pr. ha. Estimert egg tetthet var 1,3 egg pr. m² i perioden.

Tallene fra Bævra (**figur MR3**) er vanskeligere å tolke. Antallet gytefisk var i 2014 like stort som ti år tidligere, men de tre foregående årene var tallet lavt. Det ble ikke rapportert om fangst av sjørørret de siste tre årene.

Det er få data fra Møre og Romsdal å støtte seg til utover fangststatistikken. Fangststatistikken viser imidlertid betydelig nedgang i rapporterte fangster av sjørørret i alle de viktigste sjørørret-vassdragene i fylket, og gytefisktellingerne fra Eira viser det samme.



Figur MR3. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjørørret til Auravassdraget (Eira) og Bævra i Møre og Romsdal i perioden 2002-2014, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (grå felt) (drivtellingsdata hentet fra Ugedal mfl. 2014b, O. Ugedal, upubl., Jensen mfl. 2015).



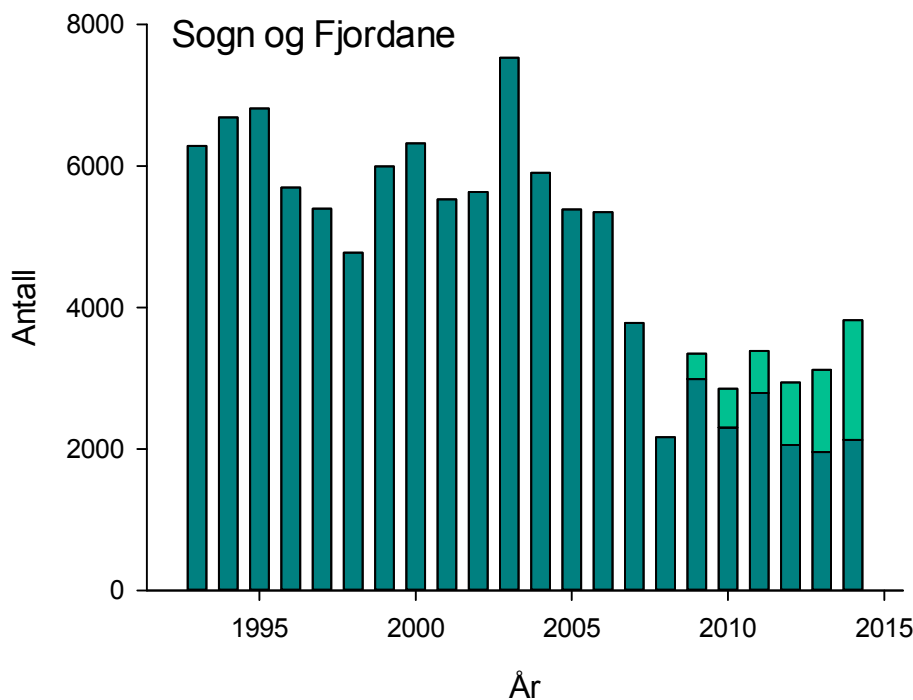
Figur MR4. Estimert innsig (antall fisk pr. ha) av voksen sjørret til Auravassdraget i Møre og Romsdal i perioden 2007-2014. Innsiget er beregnet som summen av antall gytefisk observert ved gytefisktelling og total fangst av sjørret.

Sogn og Fjordane

Rapportert fangst av sjørørret i vassdrag i Sogn og Fjordane varierte i perioden 1993-2014 mellom 2169 og 7530 individer pr. år (**figur SF1**). Fangsten lå på ca. 5000-7000 individer pr. år fra 1993 til 2006, men har deretter ligget på ca. 2000-4000 individer pr. år, inkludert gjenutsatt fisk. Samme negative trend går igjen i mange av vassdragene (**figur SF2**).

Det er rapportert om fangst av sjørørret i 38 vassdrag i Sogn og Fjordane i perioden 1993-2014. Av de 38 vassdragene er det 6 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 10 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 18 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 4 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

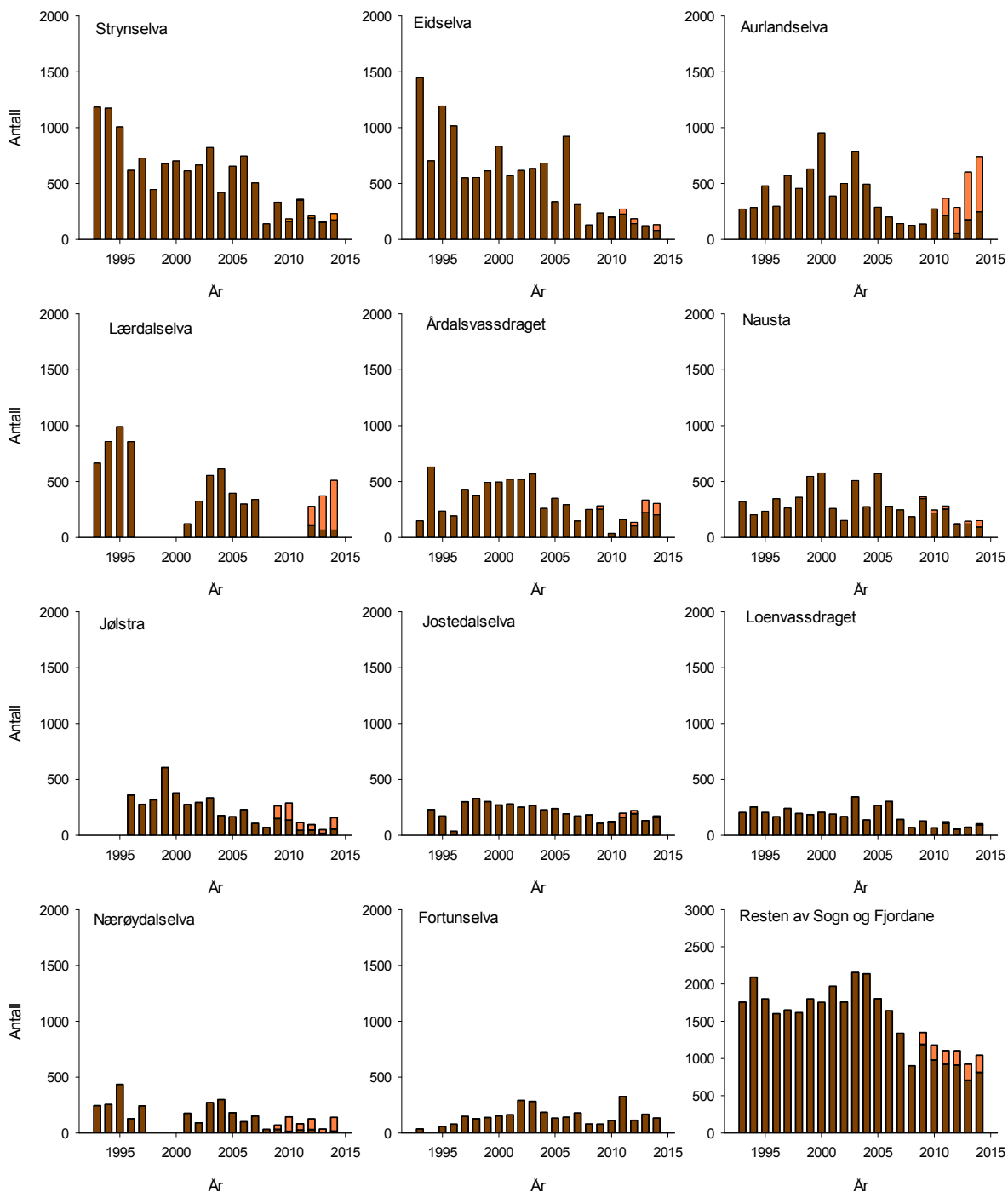
Strynselva, Eidselva, Aurlandselva og Lærdalselva er de fire vassdragene i Sogn og Fjordane med de største bestandene av sjørørret, med årlige gjennomsnittsfangster i perioden 1993-2014 på henholdsvis 573, 558, 423 og 327 fisk. Andre betydelige sjørørretvassdrag er Årdalsvassdraget, Nausta, Jølstra og Jostedalselva.



Figur SF1. Elvefangst (antall) av sjørørret i Sogn og Fjordane i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Årlig rapportert fangst i de 11 vassdragene med størst rapportert fangst er vist i **figur SF2**, sammen med samlet fangst for resten av vassdragene i Sogn og Fjordane. De fleste av disse vassdragene viser en negativ trend i fangstene i perioden. I Aurlandselva og Lærdalselva har imidlertid fangstene økt de siste årene, og det skyldes omfattende

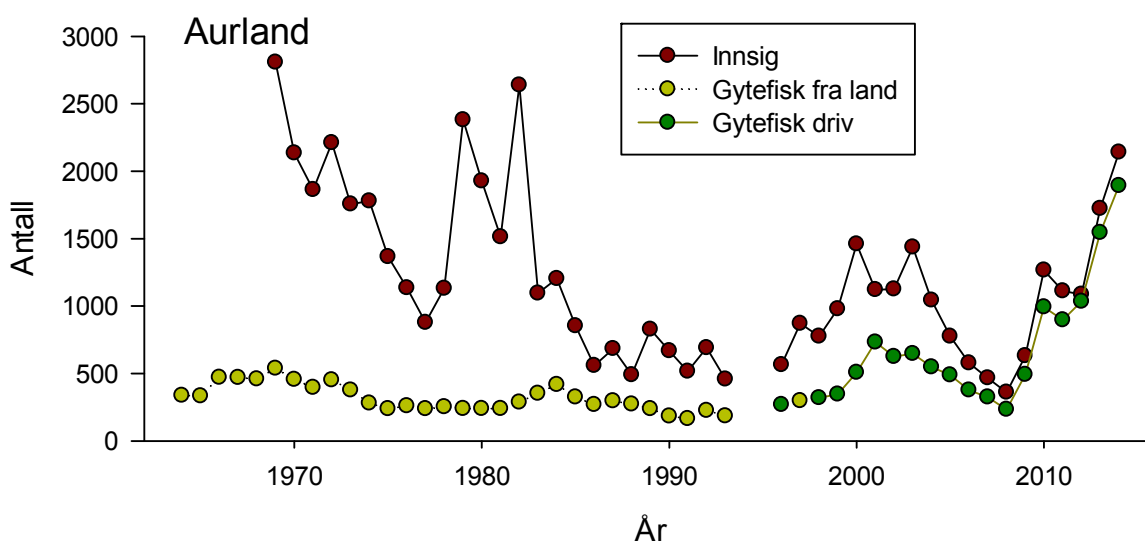
habitatforbedrende tiltak i Aurlandselva (Pulg mfl. 2013) og aktiv reetablering av fiskebestandene i Lærdalselva for å bygge opp bestandene igjen etter aksjonene for å fjerne parasitten *G. salaris* fra vassdraget (Sættem 2014b).



Figur SF2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørrett i de 11 vassdragene i Sogn og Fjordane med størst fangst, og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Sogn og Fjordane i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

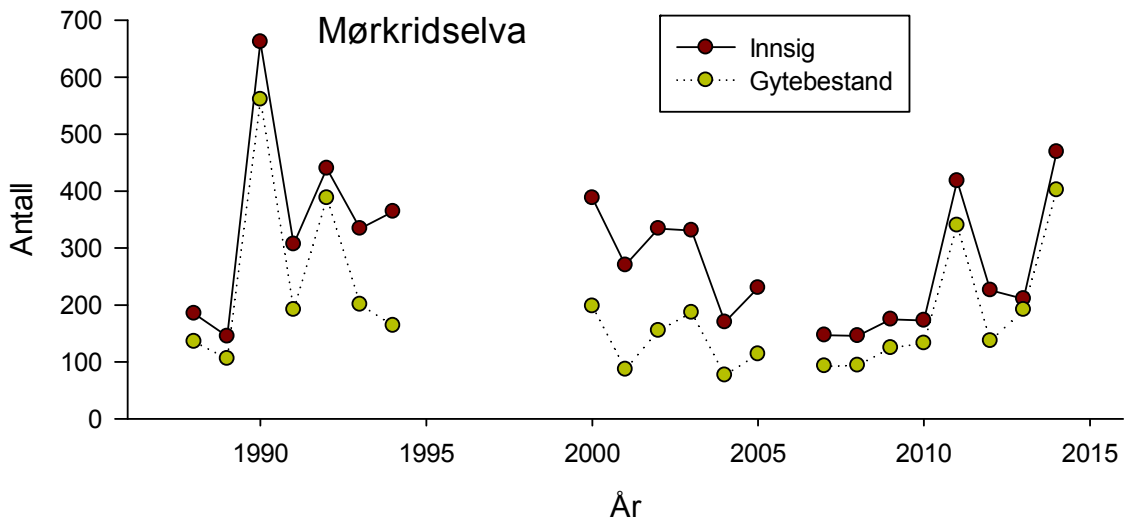
Fra flere vassdrag i Sogn og Fjordane finnes det lange tidsserier med telling av gytefisk fra land, vesentlig utført av Leiv Rosseland og Leif Magnus Sættem. Disse dataene er oppsummert av Sættem (1995). I flere av disse elvene er det de siste årene også talt gytefisk ved drivtellinging.

Den lengste dataserien er fra Aurlandselva, og den dekker perioden 1964-2014 (**figur SF3**). Opplysninger om fangst mangler før 1969, og dermed er det heller ingen estimat for innsig i den perioden. Figuren viser god overensstemmelse mellom antall gytefisk talt fra land og ved drivtellinging. Figuren viser at det var relativt stabil størrelse på gytebestanden på 1970- og 1980-tallet, noe lavere antall på 1990-tallet. Fangstene varierte imidlertid betydelig i denne perioden. Både gytebestanden og totalt innsig økte fra 1990-tallet til år 2000, for så å avta kraftig igjen. Fra ca. 2008 og utover har bestanden økt kraftig, sannsynligvis delvis på grunn av omfattende tiltak for å forbedre gyte- og oppveksthabitat i elva (Pulg mfl. 2013).



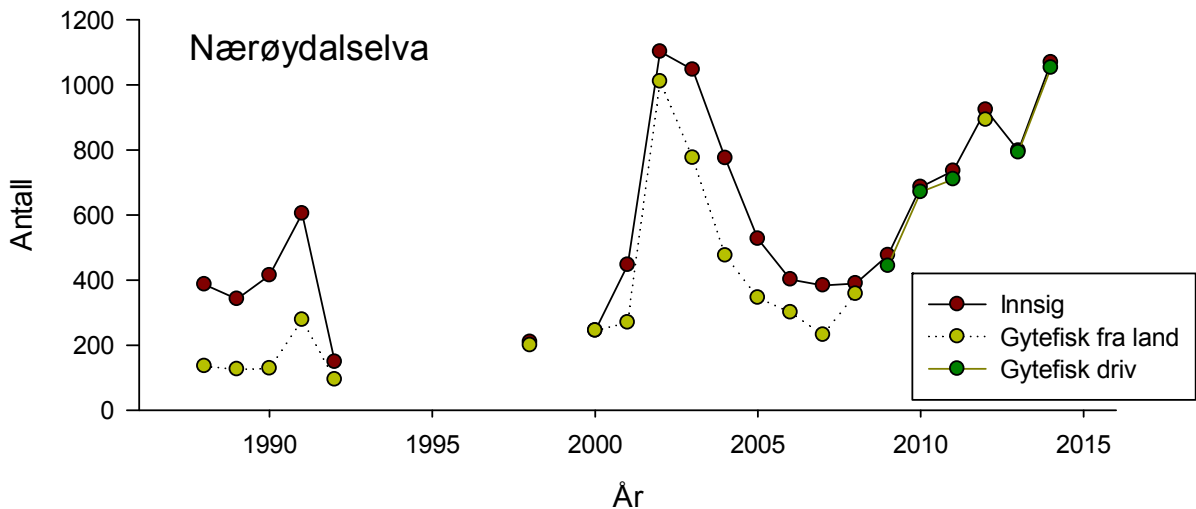
Figur SF3. Telling av voksen sjøørret i Aurlandselva ved observasjoner fra land (1964-1993, 1997) og ved drivtellinging (1996, 1998-2014). Innsiget av voksen sjøørret er estimert ved å legge årlig fangst til antallet gytefisk (Sættem 1995, Sægrov mfl. 2007, Hellen mfl. 2008, Hellen mfl. 2009, Pulg mfl. 2013, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, unpubl.).

Gytebestanden i Mørkridselva er talt ved observasjon fra land nesten hvert eneste år i perioden 1988-2014 (Sættem 1995, Sættem 2014a), og innsiget er estimert i samme periode ved å legge rapportert fangst til antall gytefisk (**figur SF4**). Det var ingen signifikant endring i hverken gytebestand eller innsig i perioden for denne sjøørretbestanden ($p > 0,05$).



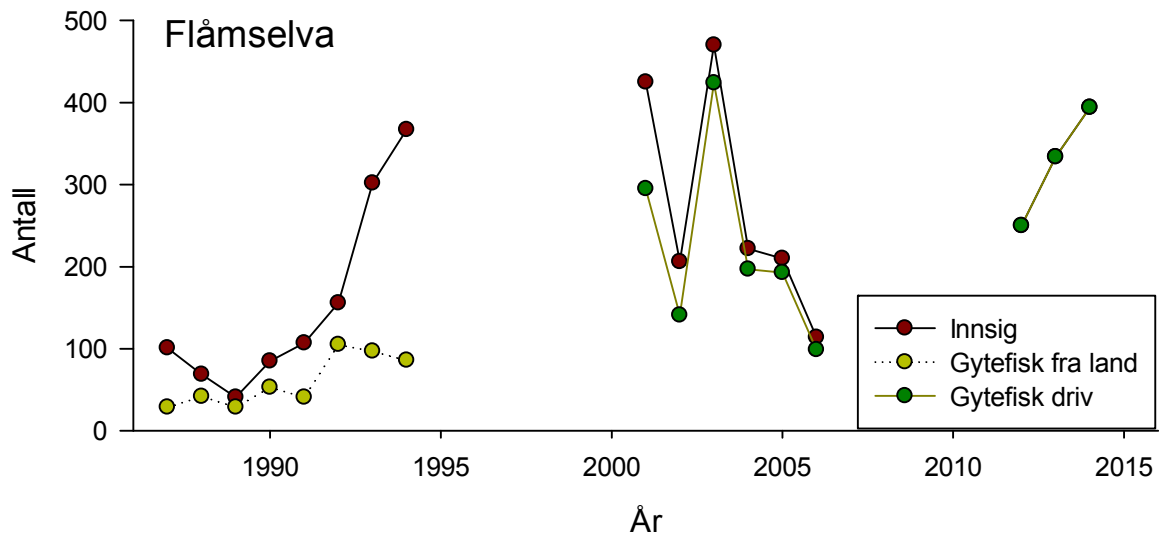
Figur SF4. Telling av voksen sjørret i Mørkridselva ved observasjoner fra land (gytebestand) og estimert innsig (gytebestand + fangst) i perioden 1988-2014 (Sættem 1995, Sættem 2014a).

I Nærøydalselva er gytebestanden av laks og sjørret talt fra land i perioden 1988-1991, 1998 og 2000-2012 (Sættem 1995, Sættem 2009, Bremset mfl. 2010, Sættem 2010, Sættem 2011, L.M. Sættem, unpubl.) og ved drivtelling i årene 2009-2014 (Skoglund mfl. 2014). Både gytebestanden og estimert innsig av voksen sjørret har økt signifikant i perioden ($r^2 = 0.274$, $F_{1,19} = 7,18$, $p = 0.015$ for innsiget, **figur SF5**).



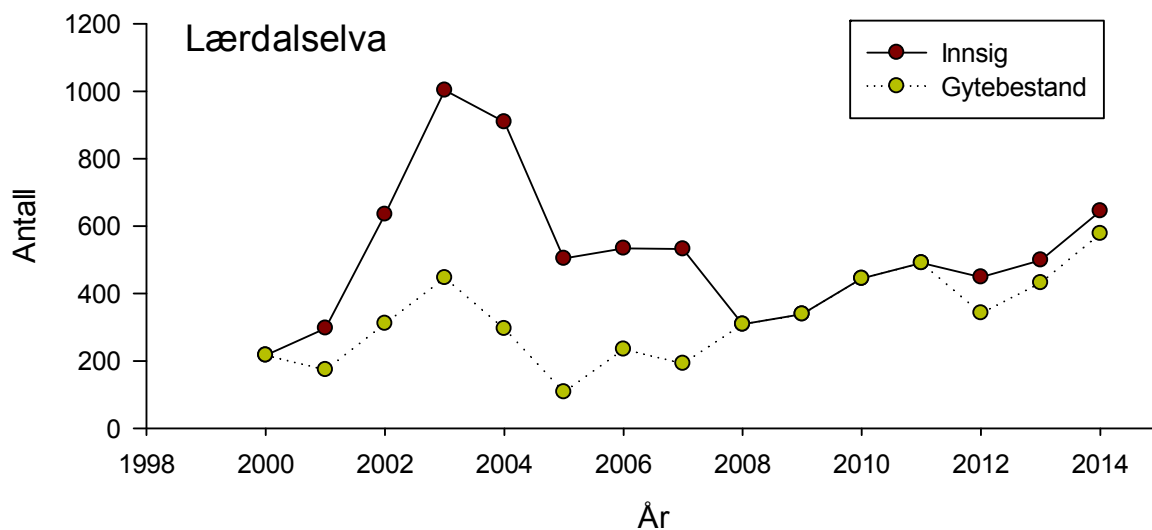
Figur SF5. Telling av voksen sjørret i Nærøydalselva ved observasjoner fra land (1988-2012) og ved drivtelling (2009-2014), og estimert innsig av voksen sjørret, beregnet ved å summere gytebestand og rapportert fangst (Sættem 1995, Sættem 2009, Bremset mfl. 2010, Sættem 2010, Sættem 2011, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, unpubl., L.M. Sættem, unpubl.). I år der det er gjennomført både observasjoner fra land og drivtelling, er det høyeste tallet benyttet.

I Flåmselva er det talt fisk fra land i perioden 1987-1994 og ved drivtelling i periodene 2001-2006 og 2012-2014 (**figur SF6**). Det var signifikant økning i antall gytefisk av sjørørret i perioden ($r^2 = 0.523$, $F_{1,20} = 21,9$, $p < 0.001$), men ikke signifikant endring i innsiget ($p < 0,05$).



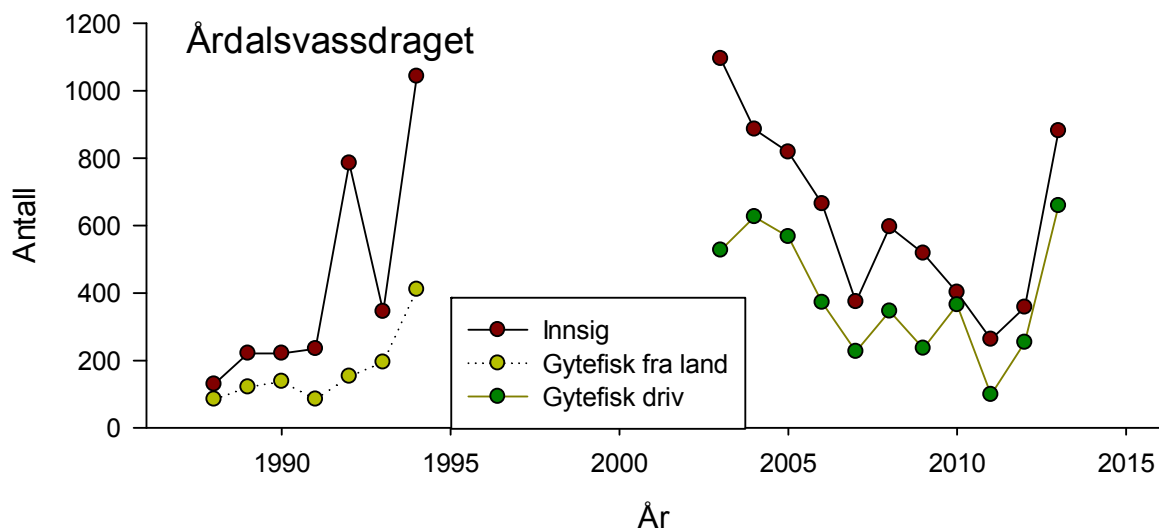
Figur SF6. Tellinger av voksen sjørørret i Flåmselva ved observasjoner fra land (1987-1994) og ved drivtelling (2001-2014), og estimert innsig av voksen sjørørret, beregnet ved å summere gytebestand og rapportert fangst (Sættem 1995, Hellen mfl. 2002, Hellen mfl. 2003, Hellen mfl. 2004, Hellen mfl. 2005, Hellen mfl. 2006, Hellen mfl. 2007, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, unpubl.).

I Lærdalselva har laksebestanden blitt talt fra land hvert år siden 1964, men først i 2000 ble antall sjørørret også registrert (Sættem 1995, Sættem 2014b). Antall gytefisk har økt signifikant i perioden ($r^2 = 0.430$, $F_{1,13} = 9,82$, $p = 0.008$), mens det ikke har vært noen signifikant endring i innsiget av sjørørret til vassdraget ($p > 0,05$, **figur SF7**). Sjørørreten var fredet i perioden 2008-2011.



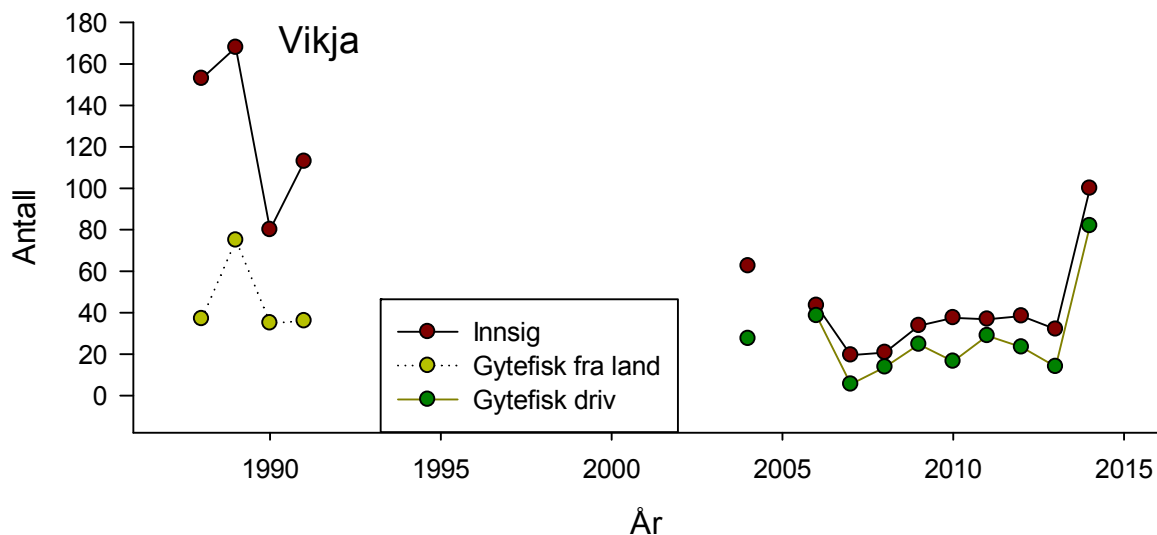
Figur SF7. Tellinger av voksen sjørret i Lærdalselva ved observasjoner fra land (gytebestand) og estimert innsig (gytebestand + fangst) i perioden 2000-2014 (Sættem 1995, Sættem 2014b).

I Årdalsvassdraget gikk bestanden av sjørret tilbake i store deler av 2000-tallet, men økte igjen i 2013 (**figur SF8**). Bestanden er i dag større enn på slutten av 1980-tallet.



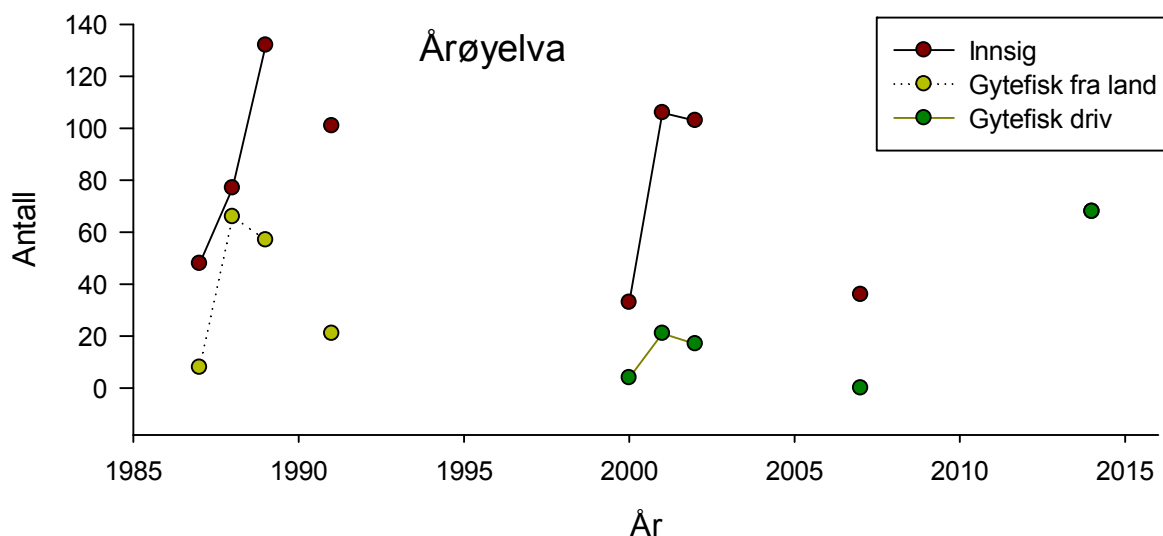
Figur SF8. Tellinger av voksen sjørret i Årdalsvassdraget ved observasjoner fra land (1988-1994) og ved drivtelling (2003-2013), og estimert innsig av voksen sjørret, beregnet ved å summere gytebestand og rapportert fangst (Sættem 1995, Sægrov & Urdal 2014).

I Vikja er det talt fisk fra land i perioden 1988-1991 (Sættem 1995), og ved drivtellinginger i perioden 2003-2014 (Skoglund mfl. 2014). Innsiget av voksen sjøørret synes å ha vært betydelig større rundt 1990 enn de siste årene (**figur SF9**). I 2014 ble det imidlertid registrert flere voksen sjøørret enn de foregående 10 årene.



Figur SF9. Telling av voksen sjøørret i Vikja ved observasjoner fra land (1988-1991) og ved drivtellinginger (2003-2014), og estimert innsig av voksen sjøørret, beregnet ved å summere gytebestand og rapportert fangst (Sættem 1995, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, unpubl.).

I Årøyelva ble det talt fisk fra land i årene 1987-1991 (Sættem 1995) og gjennomført drivtellinginger i enkelte år i perioden 2000-2014 (Urdal & Sægrov 2008, Uni Miljø, unpubl.). Bestanden av voksen sjøørret synes å ha gått noe tilbake i perioden (**figur SF10**), men utviklingen er usikker på grunn av få data.

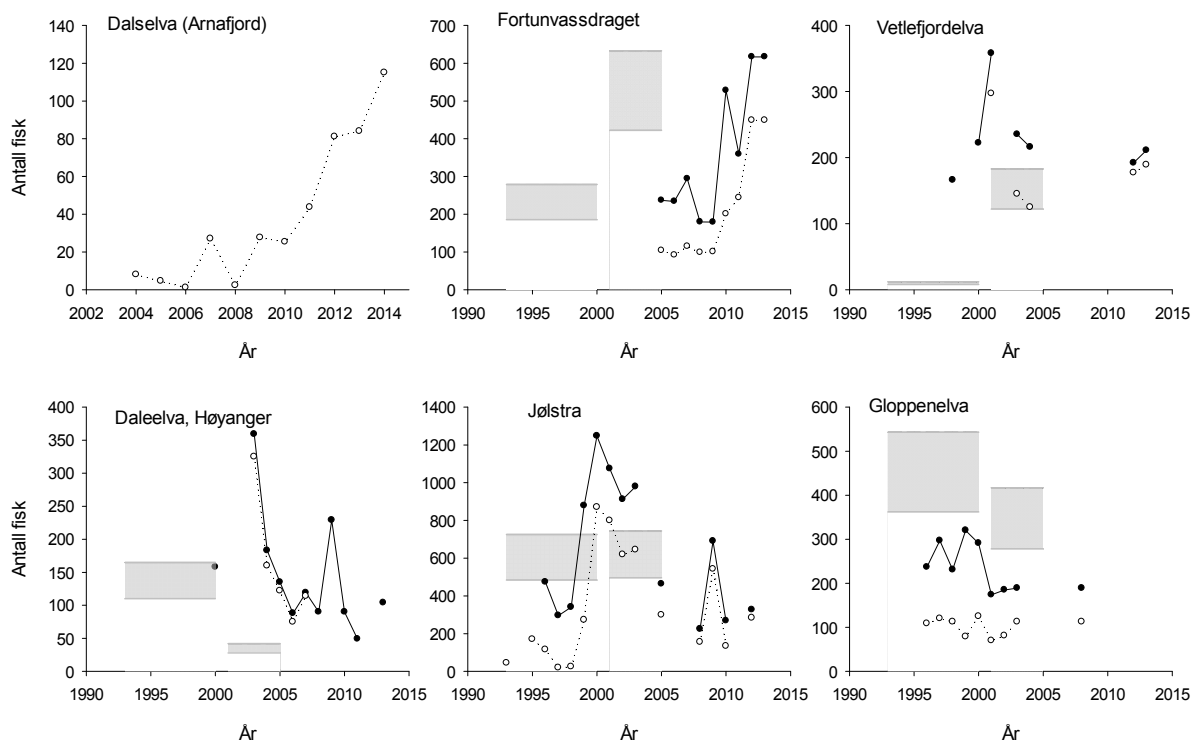


Figur SF10. Tellinger av voksen sjørret i Årøyelva ved observasjoner fra land (1987-1991) og ved drivtelling (enkeltår i perioden 2000-2014), og estimert innsig av voksen sjørret, beregnet ved å summere gytebestand og rapportert fangst (Sættem 1995, Urdal & Sægrov 2008, Uni Miljø, unpubl.).

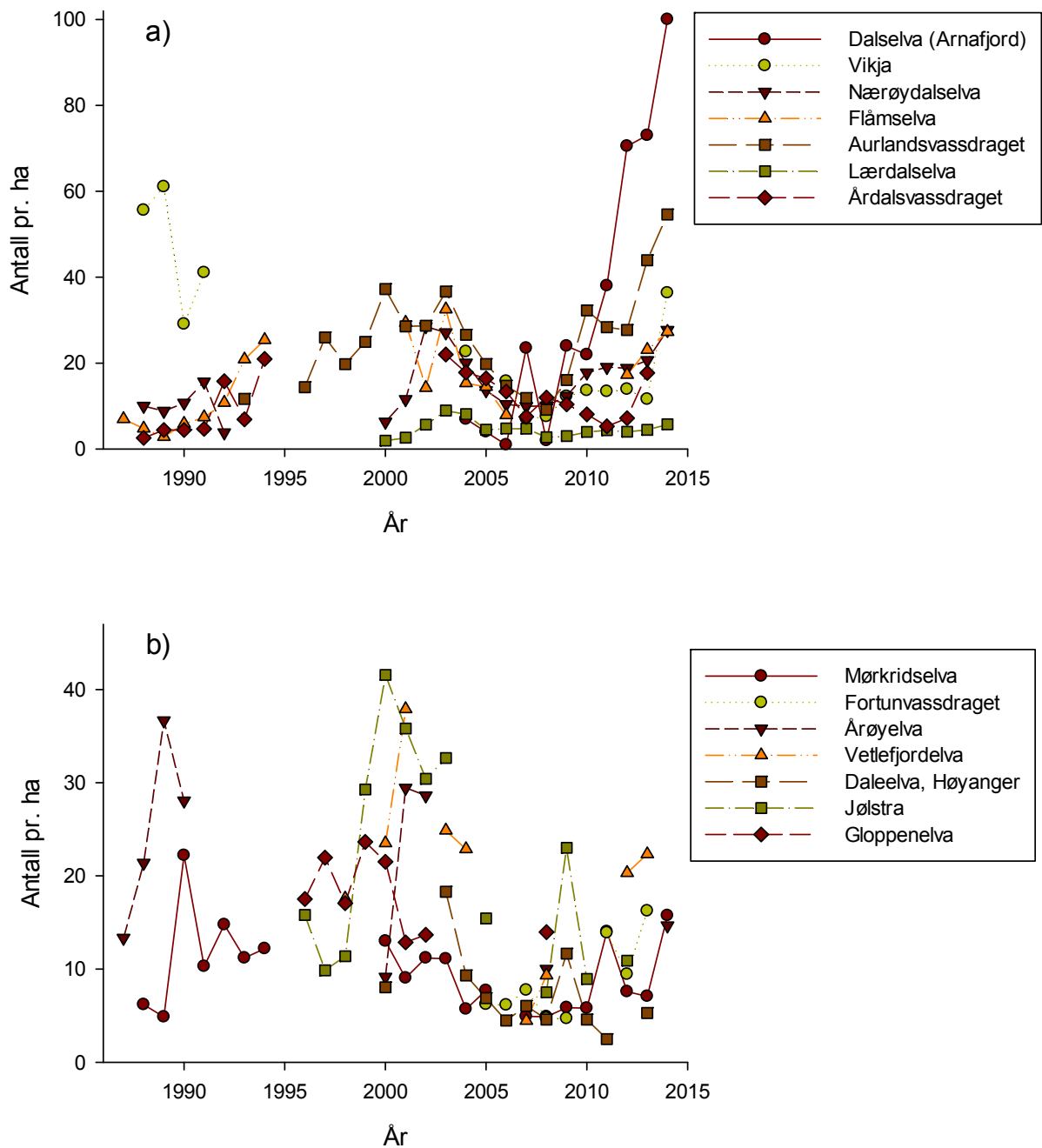
I seks andre vassdrag er det også utført gytefisktellinger i perioden 1993-2014, med varierende utvikling av bestandene (**figur SF11**). I Dalselva (Arnafjord) og Fortunvassdraget har bestanden økt i perioden, i Daleelva, Høyanger har den gått ned, i Vettefjordelva og Glommenelva har bestandene vært omtrent på samme nivå hele perioden, mens det i Jølstra har vært en betydelig oppgang rundt år 2000, og deretter en nedgang igjen.

I 14 vassdrag i Sogn og Fjordane er tettheten av voksen sjørret beregnet, og tallene oppgitt som antall individer pr. ha (**figur SF12**). De fleste verdiene har ligget i området 0-40 individer pr. ha. Det er en gjennomgående trend med økende tetthet av fisk gjennom 1990-tallet, en topp rundt år 2000, deretter en nedgang til ca. 2007, og deretter en oppgang igjen. Gjennomsnittsverdier er vist i **tabell SF1**. Tabellen viser også estimert gjennomsnittlig egg tetthet, som varierte mellom 0,7 og 4,2 egg pr. m², med unntak av Daleelva, der tettheten var 12,2 egg pr. m².

Det har generelt vært en nedgang i sjørretbestandene i Sogn og Fjordane, men de fleste bestandene synes å ha holdt seg bedre utover 2000-tallet enn i nabofylkene i nord og sør. Mange bestander i Sognefjorden har holdt seg bedre enn bestander ellers i fylket.



Figur SF11. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjørret til seks vassdrag i Sogn og Fjordane i perioden 1993-2014, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (Sægrov & Urdal 2011, Skoglund mfl. 2014).



Figur SF12. Innsig av voksen sjørret til 14 vassdrag i Sogn og Fjordane i perioden 1987-2014, oppgitt som antall individer pr. ha. Innsiget er beregnet som summen av antall voksen sjørret observert ved gytefisktelling og total fangst av sjørret i hvert vassdrag. For Dalselva (Arnafjord) er antall gytefisk oppgitt i stedet for innsig fordi fangstdata mangler. Vassdragene og dataene er de samme som i **figurene SF3-SF11**, og arealene som er benyttet er hentet fra de refererte publikasjonene. Merk at det er forskjellig skala på aksene i de to figurene.

Tabell SF1. Oversikt over gytefisktellinger i vassdrag i Sogn og Fjordane, med periode for gjennomføring, antall år, og gjennomsnittlig innsig, gytebestand og antall egg gytt pr. år.

Sogn og Fjordane	Periode	Antall år	Innsig pr. ha	Gytebestand pr. ha	Egg pr. m ²
Dalselva (Arnafjord)	2004-2014	11	-	33,2	*12,2
Vikja	2004-2014	10	15,4	10,0	*2,7
Nærøydalselva	2009-2014	6	19,4	18,9	*3,9
Flåmselva	2001-2014	9	20,2	17,9	**4,2
Aurlandsvassdraget	1996-2014	18	26,4	17,4	3,9
Årdalsvassdraget	2003-2014	11	12,5	7,8	1,8
Fortunvassdraget	2005-2013	8	8,6	4,6	**0,8
Årøyelva	2000-2014	5	18,4	5,3	0,8
Vetlefjordelva	2000-2013	7	24,2	20,0	2,9
Daleelva, Høyanger	2000-2013	11	7,4	7,0	0,7
Jølstra	1993-2012	15	18,2	11,1	*1,2
Gloppenelva	1996-2008	8	17,8	7,5	1,8

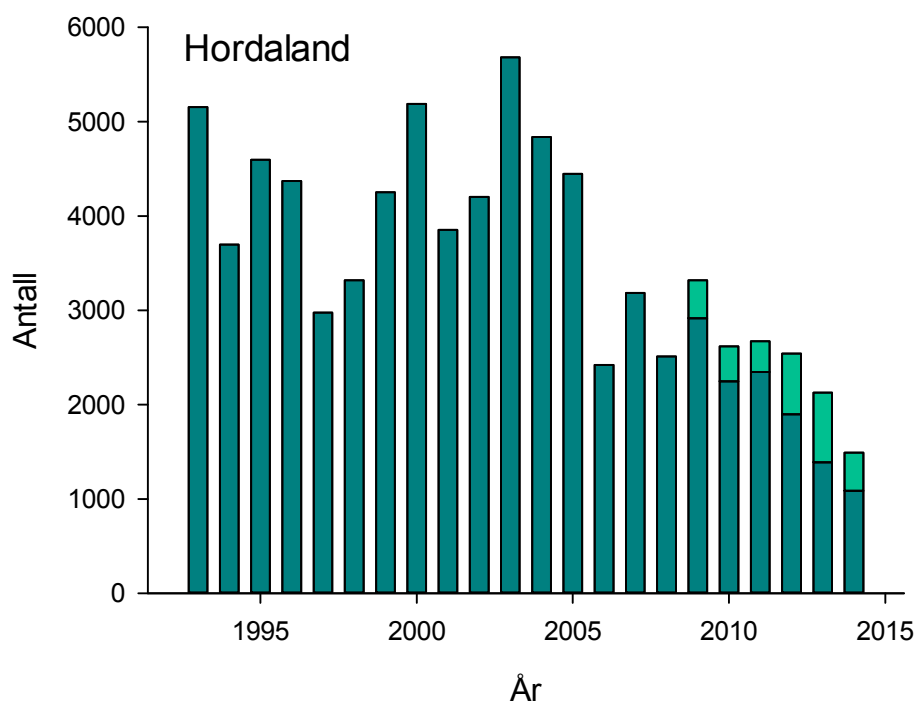
*Bare 2014. **Ikke alle år.

Hordaland

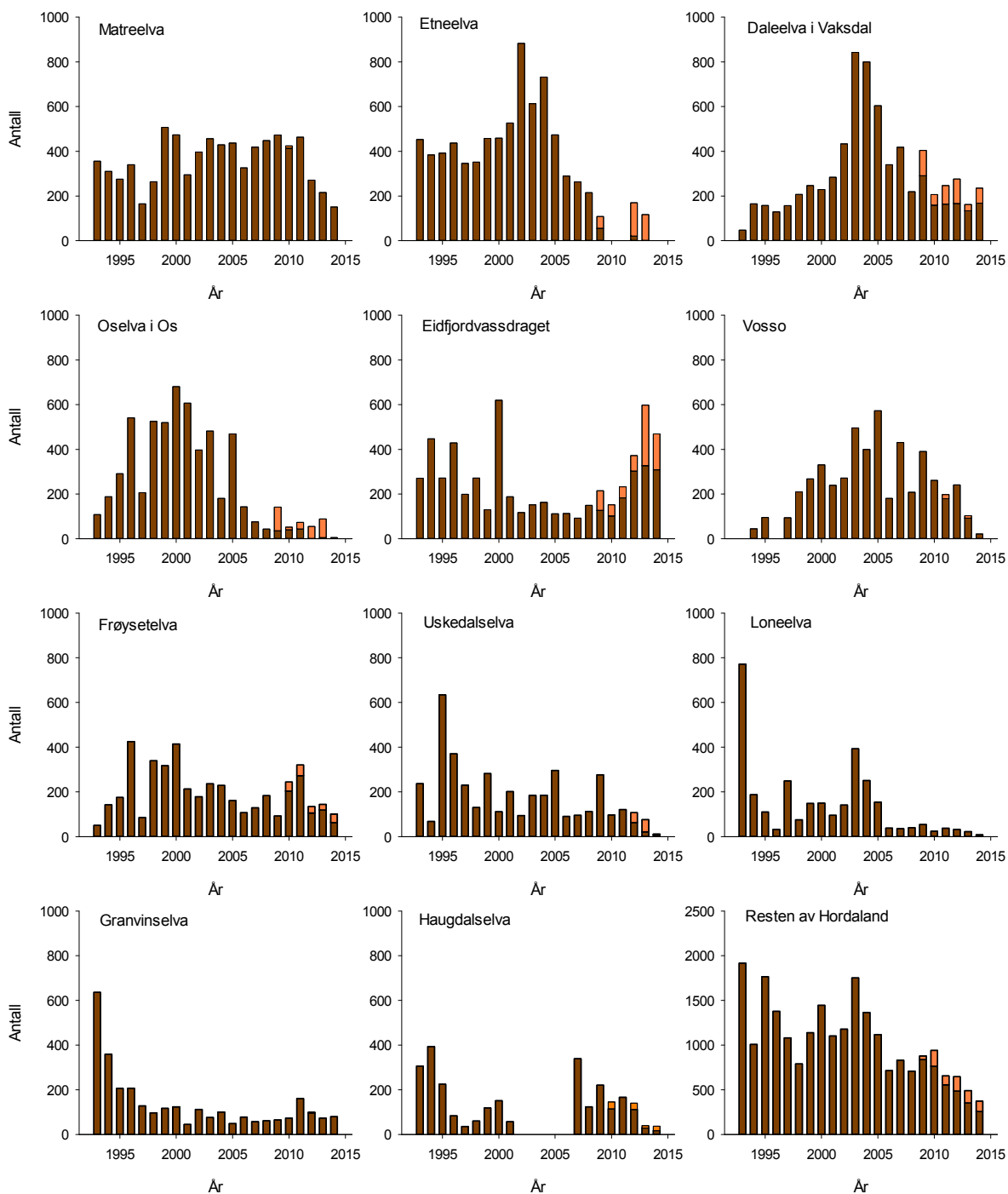
Rapportert fangst av sjøørret i vassdrag i Hordaland varierte i perioden 1993-2014 mellom 1492 og 5682 individer pr. år (**figur H1**). Fangsten lå på ca. 3000-5000 individer pr. år fra 1993 til 2005, men har deretter gått ned til ca. 1500-3000 individer pr. år, inkludert gjenutsatt fisk. Samme negative trend går igjen i mange av vassdragene (**figur H2**).

Det er rapportert om fangst av sjøørret i 44 vassdrag i Hordaland i perioden 1993-2014. Av de 44 vassdragene er det 5 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 9 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 18 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 12 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

De fem vassdragene med de største bestandene av sjøørret i Hordaland er Matreelva, Etnelva, Daleelva i Vaksdal, Oselva i Os og Eidfjordvassdraget, med årlige gjennomsnittsfangster i perioden 1993-2014 på henholdsvis 359, 349, 310, 267 og 262 fisk. Vassdrag med gjennomsnittsfangster på mellom 100 og 250 individer pr. år er Vosso, Frøysetelva, Uskedalselva, Loneelva, Granvinselva, Haugdalselva, Storelva (Arnaelva), Moelva og Hopedalsvassdraget.

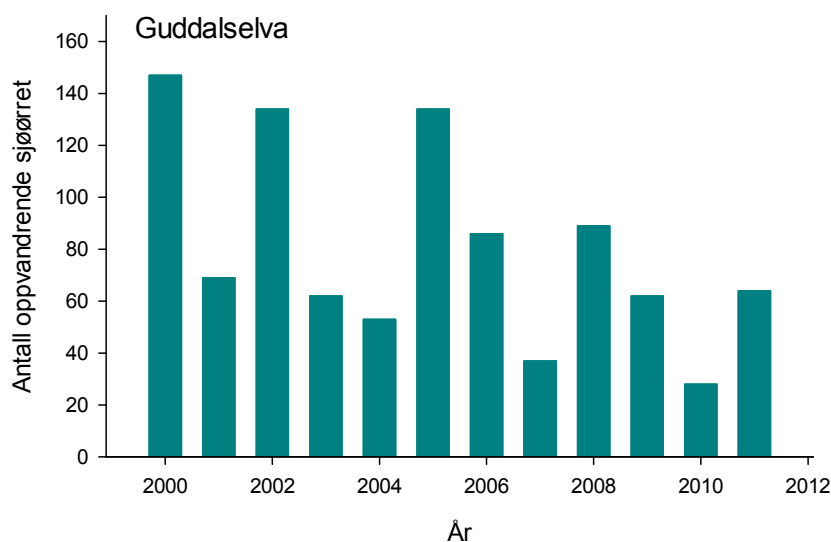


Figur H1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Hordaland i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.



Figur H2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørret i de 11 vassdragene i Hordaland med størst fangst, og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Hordaland i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Det har vært utført tellinger av oppvandrende sjørørret i Guddalselva i Hordaland i perioden 2000-2011 (Skaala mfl. 2014). Fella var plassert 100 m ovenfor tidevannssonen. Antall fisk varierte mellom 28 og 147. Det var en nedgang i løpet av perioden (**figur H3**), men nedgangen var ikke signifikant ($r^2 = 0,319$, $F_{1,10} = 4,68$, $p = 0,056$). Nedgangen ble av Skaala mfl. (2014) satt i sammenheng med belastningen av lakselus i Hardangerfjorden.



Figur H3. Antall sjørørret som ble registrert i ei oppvandringsfelle plassert 100 m ovenfor tidevannssonen i Guddalselva i perioden 2000-2011 (Skaala mfl. 2014).

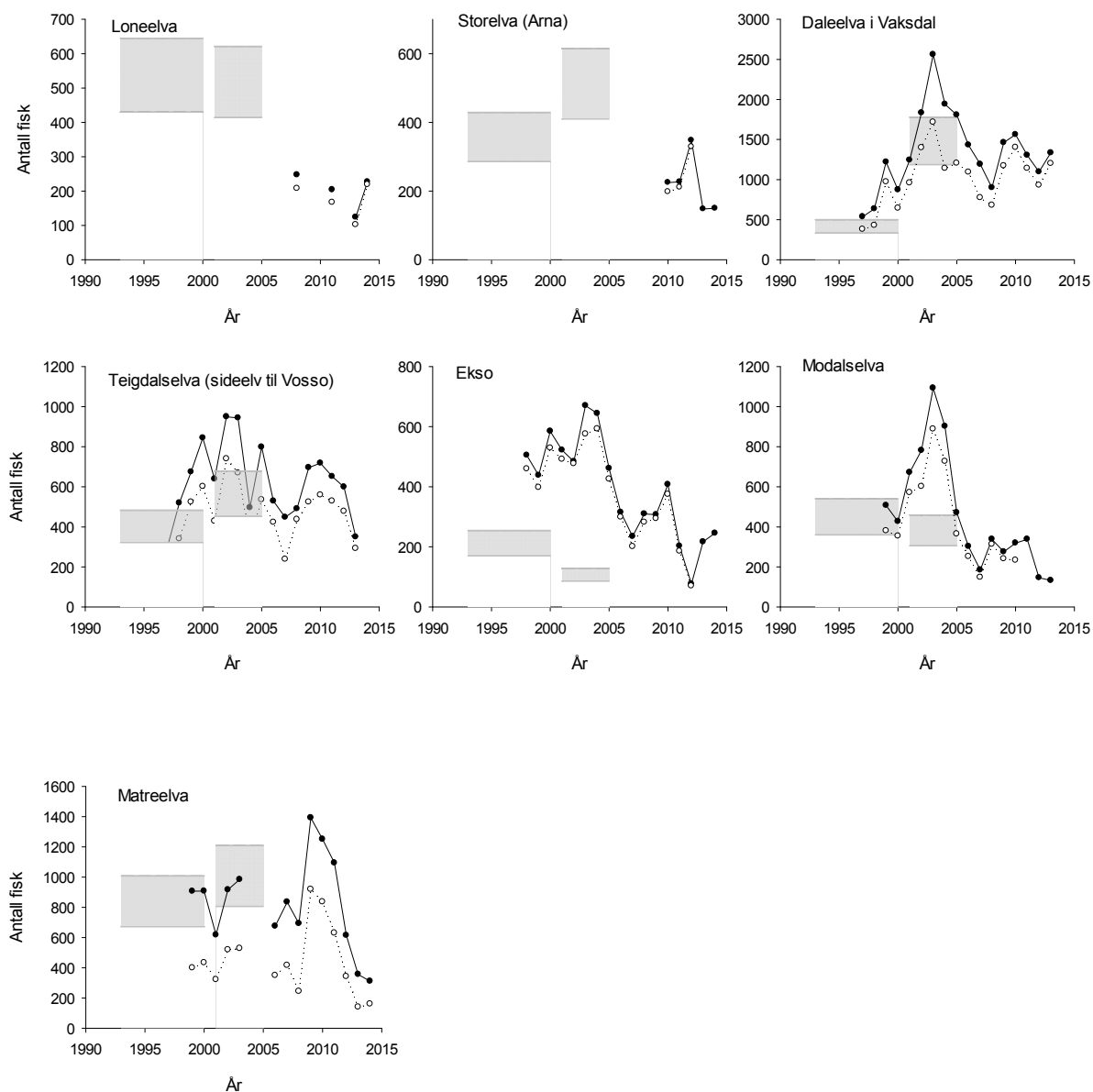
Drivtellinger av gytebestanden av sjørørret er utført i en rekke vassdrag i Hordaland de siste 10 årene. For 7 vassdrag i Nordhordland (**figur H4**) og 11 vassdrag i Hardangerfjorden (**figur H5**) foreligger tellinger fra (tilnærmet) hele anadrom strekning i minst 4 år. Publikasjonene som tellingene er hentet fra er referert i figurtekstene.

I alle de 7 vassdragene i Nordhordland er det en negativ trend i innsiget av voksen sjørørret de siste 10 årene (**figur H4**). På litt lengre sikt så har flere bestander (Daleelva i Vaksdal, Teigdalselva, Ekso, Modalselva) hatt en betydelig økning fra 1990-tallet til en topp på begynnelsen av 2000-tallet, for så å avta igjen (**figur H4**).

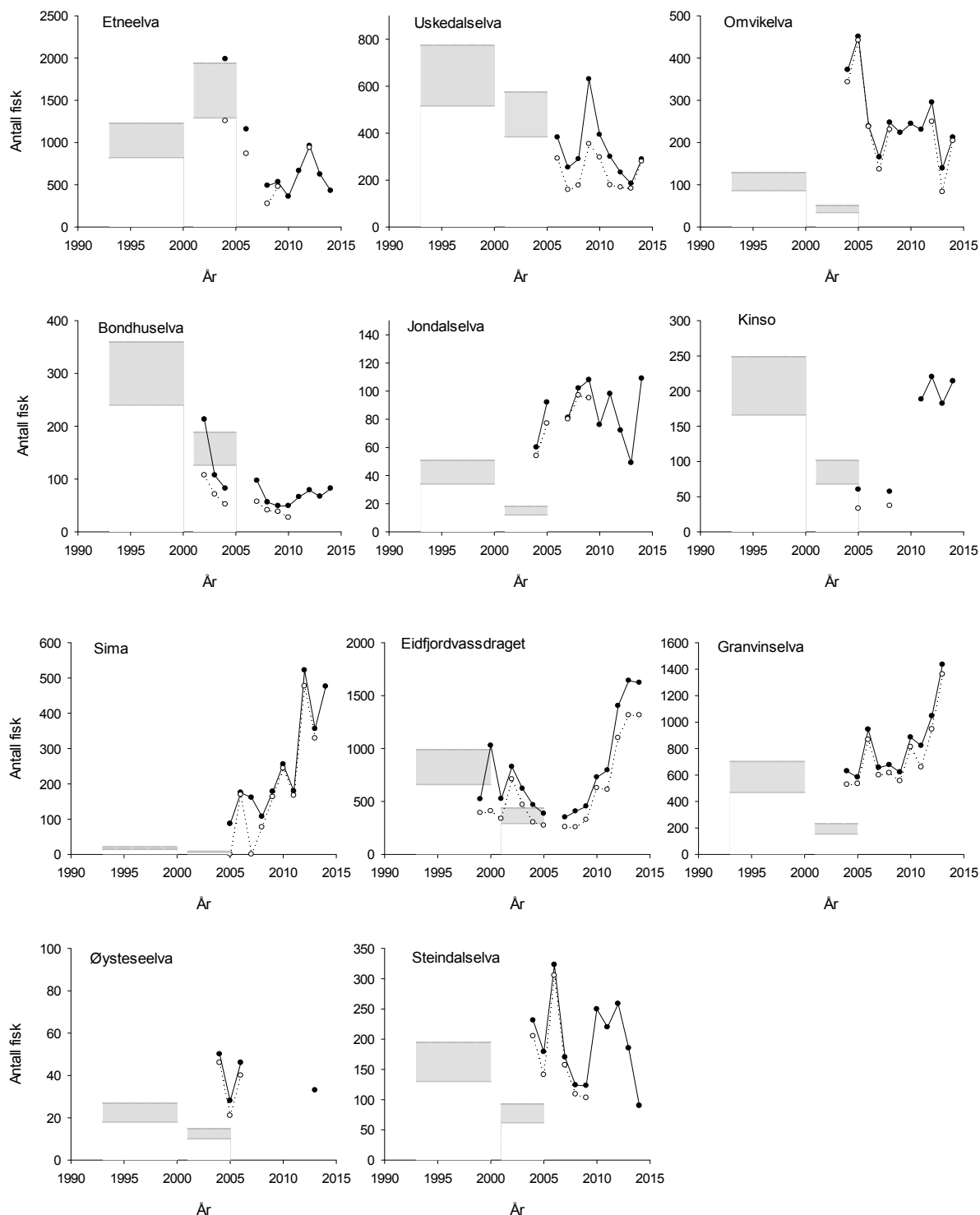
I vassdragene rundt Hardangerfjorden er det til dels sprikende utvikling av sjørørretbestandene de siste årene (**figur H5**). Flere bestander (Etneelva, Uskedalselva, Bondhuselva) har gått kraftig tilbake, mens andre har økt til dels betydelig de siste årene (Sima, Eidfjordvassdraget, Granvinvassdraget) (**figur H5**).

Estimert innsig i de samme 18 vassdragene, oppgitt som antall individer pr. ha, er vist i **figur H6** og **figur H7**, og egg tetthet i **tabell H1**. Egg tettheten varierte mellom 1,5 og 8,0 egg pr. m². Med noen få unntak (Daleelva, Omvikelva, Granvin selva), så var innsig og gytebestander svake. Bestanden i Matreelva holdt seg godt helt fram til ca. 2010, men har avtatt merkbart de tre siste årene.

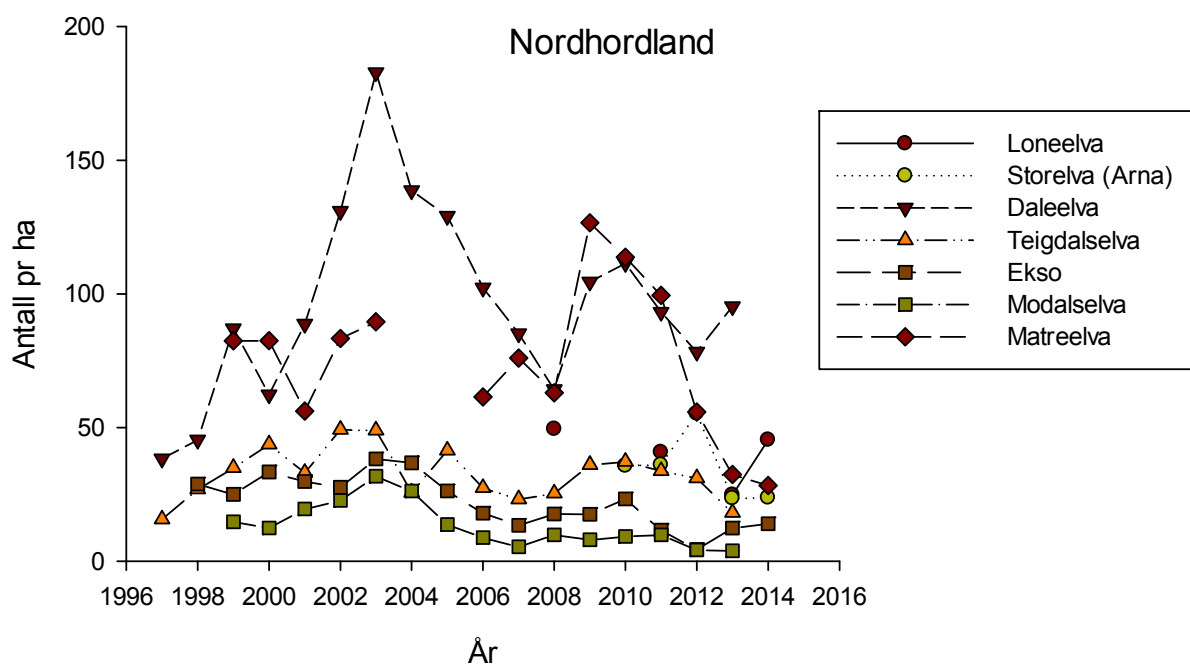
En oppsummering viser at det generelt har vært betydelig nedgang i sjørretbestandene i Hordaland siden 1990-tallet. Enkelte bestander i Hardanger har imidlertid vist en positiv trend de siste årene.



Figur H4. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjørret til 7 vassdrag i Nordhordland i perioden 1993-2014, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (grå felt) (gytefisktellingerne er utført av Gabrielsen mfl. 2011d, Gabrielsen mfl. 2011c, Gabrielsen mfl. 2011b, Gabrielsen mfl. 2011a, Gabrielsen mfl. 2011e, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, unpubl.).



Figur H5. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjørret til 11 vassdrag i Hardangerfjorden i perioden 1993-2014, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (grå felt) (drivtellingene er utført av Berger mfl. 2002, Jensen mfl. 2003, Jensen mfl. 2004, Skoglund mfl. 2009, Skoglund mfl. 2012, Skår mfl. 2013, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, unpubl.).

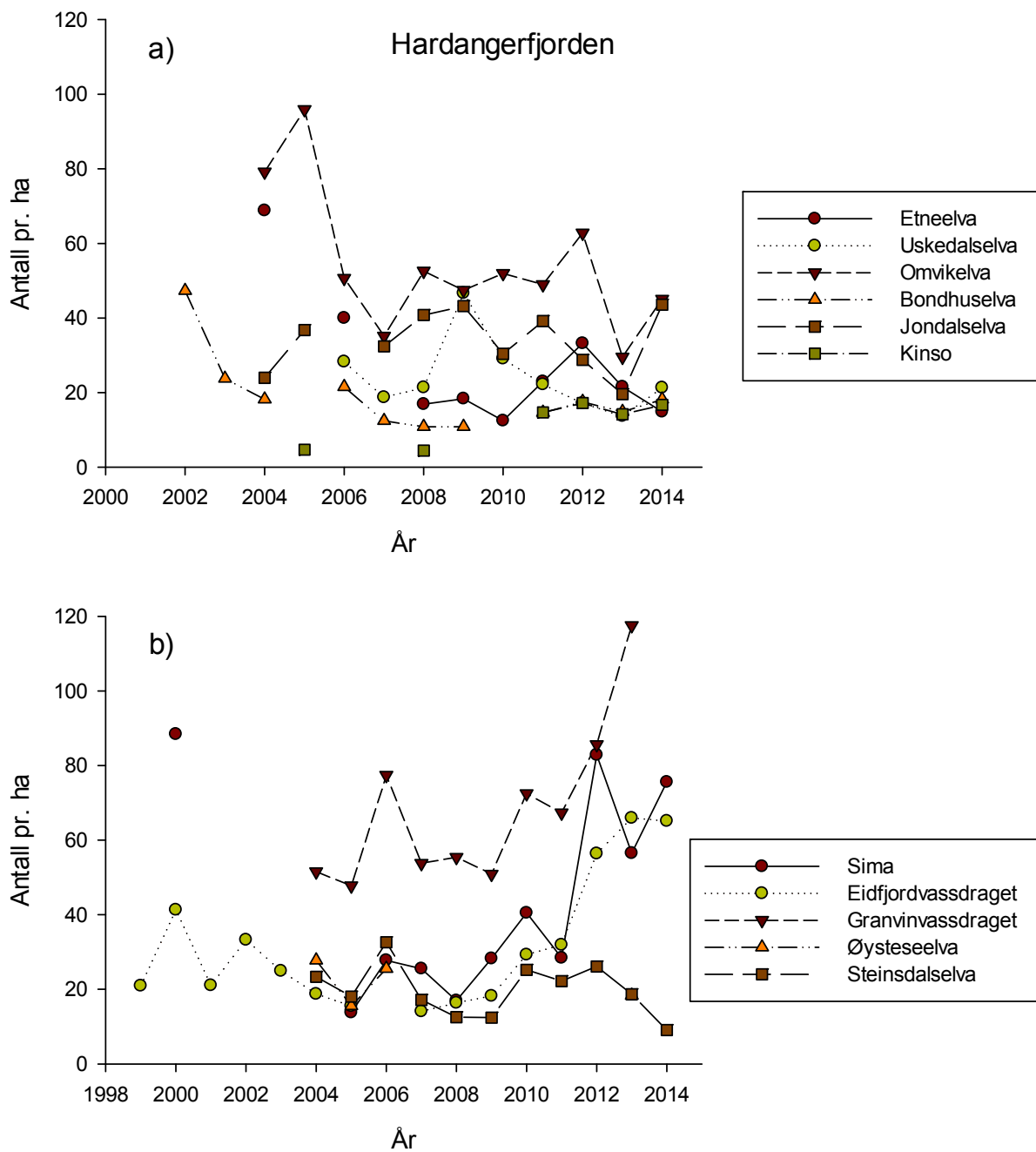


Figur H6. Innsig av voksen sjørret til sju vassdrag i Nordhordland i perioden 1987-2014, oppgitt som antall individer pr. ha. Innsiget er beregnet som summen av antall voksen sjørret observert ved gytefisktelling og total fangst av sjørret i hvert vassdrag. Vassdragene og dataene er de samme som i **figur H4**, og arealene som er benyttet er hentet fra de refererte publikasjonene.

Tabell H1. Oversikt over gytefisktellinger i vassdrag i Hordaland, med periode for gjennomføring, antall år, og gjennomsnittlig innsig, gytebestand og antall egg gytt pr. år.

Hordaland	Periode	Antall år	Innsig pr. ha	Gytebestand pr. ha	Egg pr. m ²
Etneelva	2004-2014	9	27,7	22,7	*1,8
Uskedalselva	2006-2014	9	24,3	17,0	2,2
Omvikelva	2004-2014	11	54,5	50,7	*5,2
Bondhuselva	2002-2014	11	19,1	13,9	**1,8
Øyreselva	2004-2014	11	-	11,8	**1,6
Jondalselva	2004-2014	10	33,9	32,3	**5,8
Kinso	2005-2014	6	12,0	11,1	*4,5
Sima	2004-2015	11	44,1	41,5	**4,9
Eidfjordvassdraget	2001-2014	13	31,5	23,3	**3,3
Osa	2000-2014	8	-	35,6	**3,7
Granvinvassdraget	2004-2013	10	68,0	61,3	-
Øysteseelva	2004-2013	4	21,8	19,4	-
Steinsdalselva	2004-2014	11	19,8	18,6	*1,5
Loneelva	2008-2014	4	40,1	34,8	*4,3
Storelva (Arna)	2010-2014	5	34,9	32,8	*2,3
Daleelva (Vaksdal)	1997-2013	17	96,4	72,4	**8,0
Teigdalselva	1997-2013	17	32,5	24,1	**2,7
Ekso	1998-2014	17	22,3	20,6	**2,7
Modalselva	1999-2013	15	13,4	11,0	**1,7
Matreelva	1999-2014	14	75,1	40,6	**4,6

*Bare 2014. **Ikke alle år.



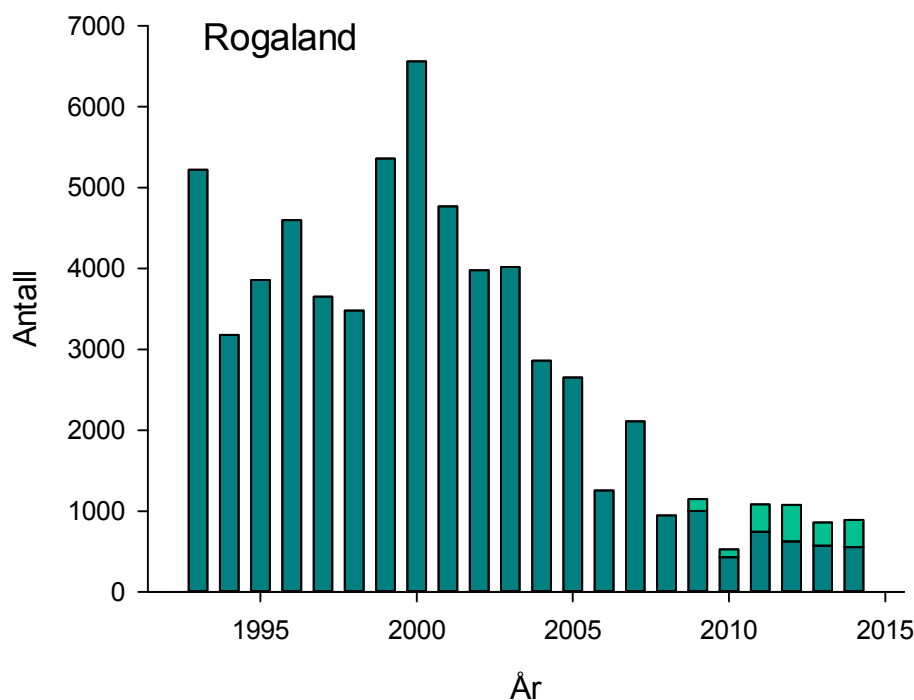
Figur H7. Innsig av voksen sjøørret til 11 vassdrag i Hardangerfjorden i perioden 1987-2014, oppgitt som antall individer pr. ha. Innsiget er beregnet som summen av antall voksen sjøørret observert ved gytefisktelling og total fangst av sjøørret i hvert vassdrag. Vassdragene og dataene er de samme som i figur H5, og arealene som er benyttet er hentet fra de refererte publikasjonene.

Rogaland

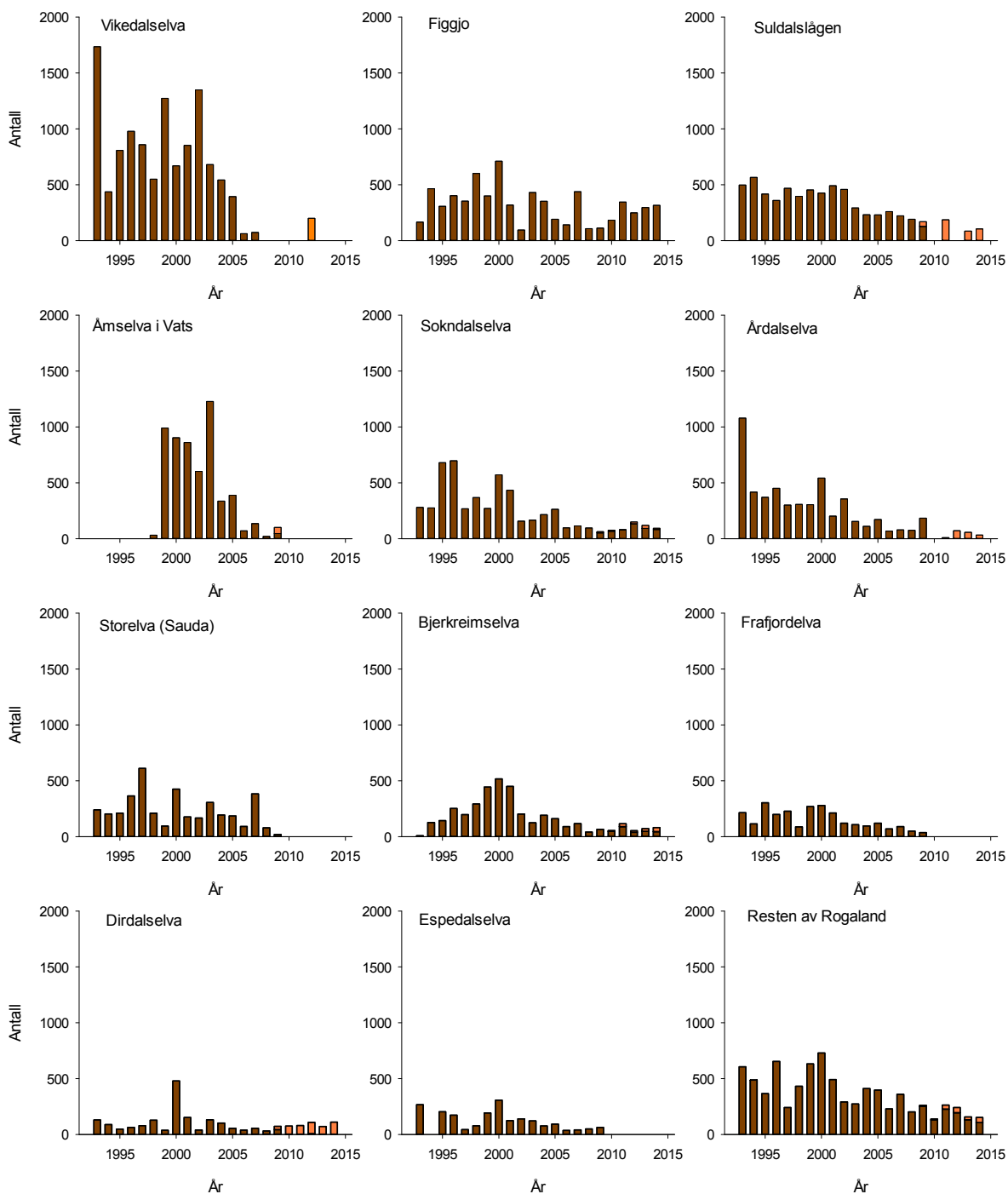
Rapportert fangst av sjøørret i vassdrag i Rogaland varierte i perioden 1993-2014 mellom 528 og 6563 individer pr. år (**figur R1**). Fangsten lå på ca. 3000-6000 individer pr. år fra 1993 til 2003, men har deretter gått kraftig ned til ca. 1000 individer pr. år de siste 7 årene, inkludert gjenutsatt fisk. Samme negative trend går igjen i mange av vassdragene (**figur R2**).

Det er rapportert om fangst av sjøørret i 31 vassdrag i Hordaland i perioden 1993-2014. Av de 31 vassdragene er det 5 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 4 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 13 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 9 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

De fem vassdragene med de største bestandene av sjøørret i Hordaland er Vikedalselva, Figgjo, Suldalslågen, Åmselva i Vats og Soknedalselva, med årlige gjennomsnittsfangster i perioden 1993-2014 på henholdsvis 522, 318, 297, 258 og 252 fisk. Vassdrag med gjennomsnittsfangster på mellom 100 og 250 individer pr. år er Årdalselva, Saudavassdraget, Bjerkreimselva og Frafjordelva. I mange av elvene i Ryfylke er det nesten ikke avlivet sjøørret de siste 5 årene, og sjøørreten er fredet (**figur R2**). Det tas fortsatt brukbare fangster i mange elver langs Jærkysten, og dette tyder på at disse bestandene har holdt seg bedre enn bestandene i Ryfylke.



Figur R1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Rogaland i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

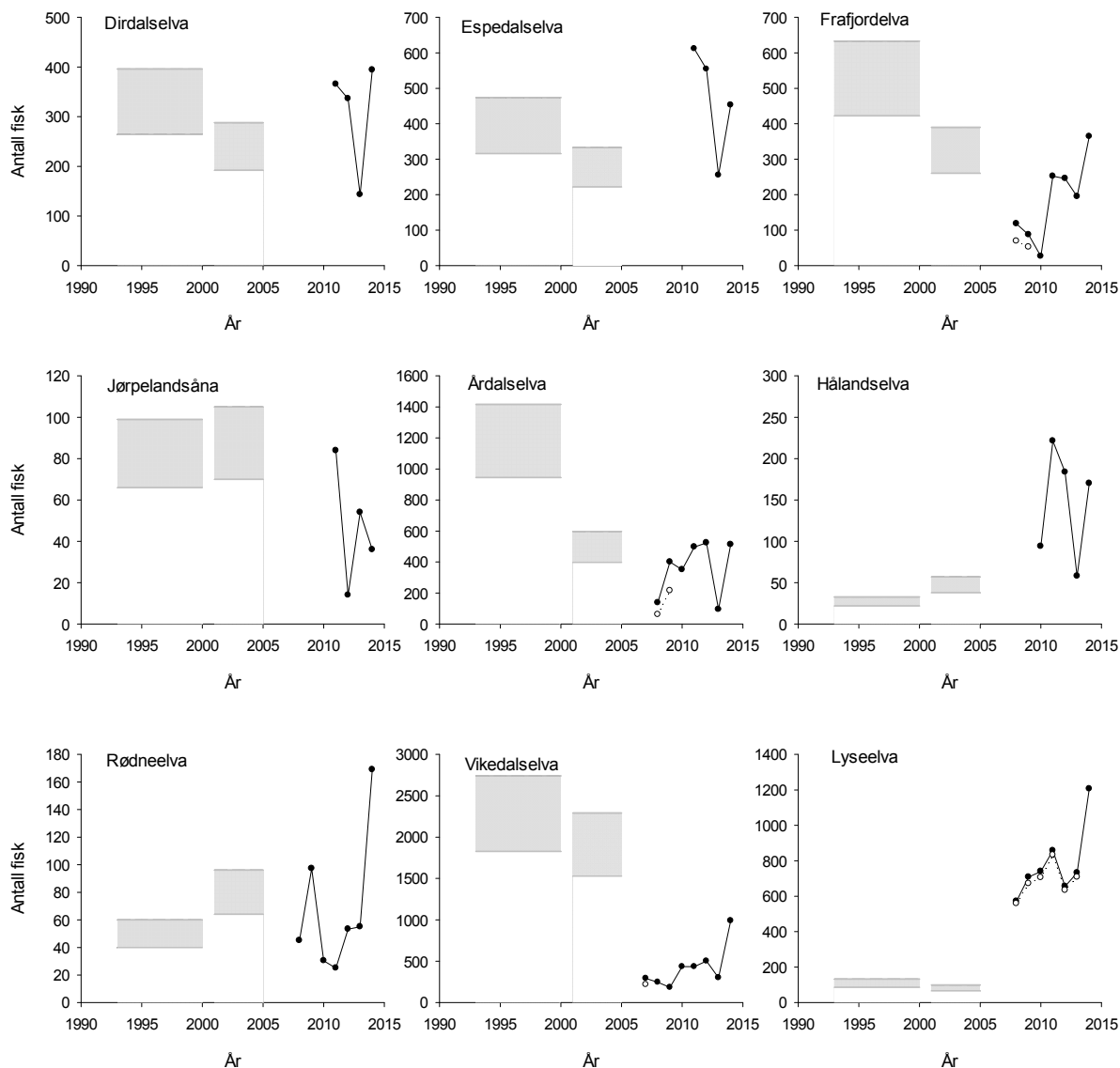


Figur R2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørret i de 11 vassdragene i Rogaland med størst fangst, og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Rogaland i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

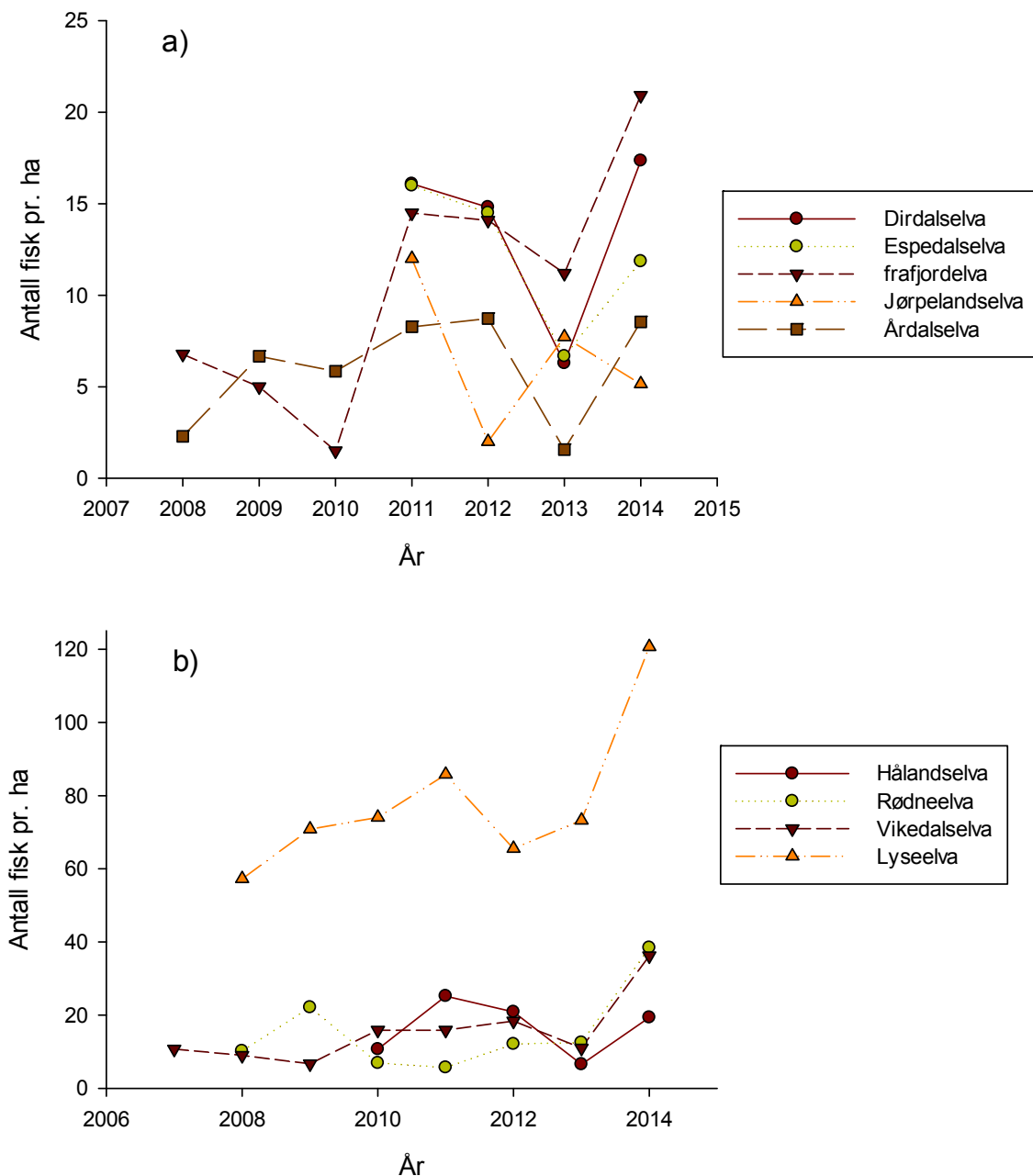
Drivtellingene av gytebestanden av sjøørret er utført i 14 vassdrag i Rogaland de siste 4-8 årene (Lyse 2014, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, upubl.), og for 9 av disse vassdragene foreligger tellinger fra hele anadrom strekning i minst 4 år (**figur R3**). I de fleste elvene er det ikke rapportert fangst av sjøørret i perioden. I Frafjordelva, Rødneelva, Vikedalselva og Lyseelva har antallet gytefisk økt i perioden, i Espedalselva har antallet gått ned, mens det ikke er spesielle trender i de andre elvene.

Sammenliknet med fangstene og estimert innsig på 1990-tallet og først på 2000-tallet, så har sjøørretbestanden holdt seg på omtrent samme nivå i Dirdalselva og Espedalselva. I Frafjordelva, Årdalselva og Vikedalselva har bestandene blitt sterkt redusert i løpet av de siste 20 årene. I Lyseelva og Hålandselva synes bestanden å ha økt i perioden (**figur R3**).

Estimert innsig av voksen sjøørret i de samme 9 vassdragene, oppgitt som antall individer pr. ha, er vist i **figur R4**, og gytefisk og egg tetthet i **tabell R1**. Med unntak av i Lyseelva så har tettheten av sjøørret i alle elvene de fleste år ligget mellom 5 og 40 individer pr. ha i perioden, og egg tettheten har vært mellom 0,4 og 3,5 egg pr. m². I Lyseelva ble det registrert 57-120 individer pr. ha og en gjennomsnittlig egg tetthet på 5,4 egg pr. m².



Figur R3. Antall gytefisk (åpne sirkler) og innsig (gytefisk pluss fangst, fylte sirkler) av voksen sjørret til åtte vassdrag i Rogaland i perioden 1993-2014, og estimert område for gjennomsnittlig innsig (estimert ved å benytte fangststatistikken og anta at beskatningen var mellom 33,3 og 50 %) i periodene 1993-2000 og 2001-2005 (grå felt) (drivtellingsdata hentet fra Lyse 2014, Skoglund mfl. 2014, Uni Miljø, unpubl.).

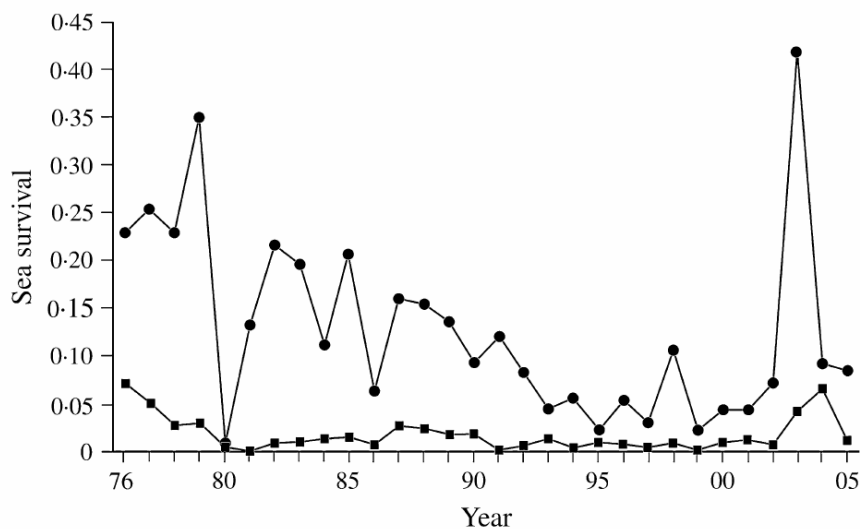


Figur R4. Innsig av voksen sjørret til 9 vassdrag i Rogaland i perioden 2007-2014, oppgitt som antall individer pr. ha. Innsiget er beregnet som summen av antall voksen sjørret observert ved gytefisktelling og total fangst av sjørret i hvert vassdrag. Vassdragene og dataene er de samme som i **figur R3**, og arealene som er benyttet er hentet fra de refererte publikasjonene.

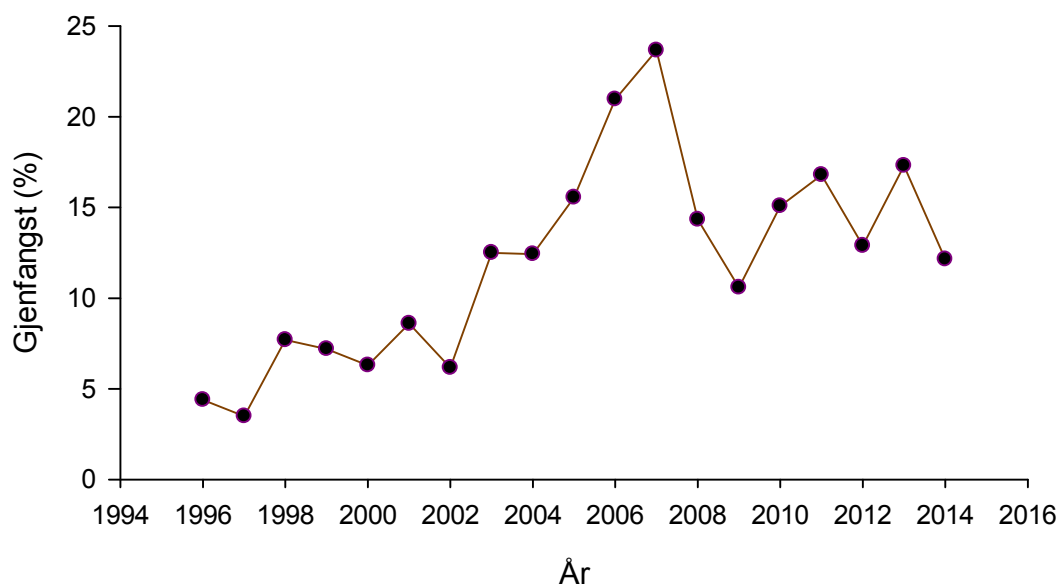
I ett av vassdragene i Rogaland (Imsa) har all opp- og nedvandrende anadrom fisk blitt registrert i felle nederst i vassdraget (100 m fra sjøen) siden 1976. Smolten ble merket med Carlin-merker, og all fisk ble deretter registrert hver gang de passerte fella på opp- eller

nedvandring. Jonsson & Jonsson (2009) presenterte sjøoverlevelsen for sjørørret i lmsa for perioden 1976-2005 (**figur R5**). Sjøoverlevelsen ble definert som andel fisk som returnerte til fella i lmsa etter å ha vært i sjøen, og det ble skilt mellom fisk som vandret ut som smolt i første og andre halvår. Sjøoverlevelsen var høyest blant fisk som vandret ut i første halvår. For denne gruppa lå sjøoverlevelsen stort sett på over 20 % fram til 1985, men sank deretter gradvis til lavere enn 5 % rundt år 2000.

Nyere data fra lmsa viser at sjøoverlevelsen økte igjen fra 1990-tallet til 2000-tallet, med en topp i 2006-2007. Den har deretter avtatt noe igjen, men er fremdeles høyere enn på 1990-tallet (**figur R6**).



Figur R5. Sjøoverlevelse for sjørørret som vandret ut fra lmsa som smolt mellom januar og juni (●) og juli-desember (■) i årene 1976-2005, estimert som antall fisk som returnerte til fella i lmsa (figur 7 i Jonsson & Jonsson 2009).



Figur R6. Sjøoverlevelse for sjøørret som vandret ut fra lmsa som smolt i årene 1996-2014, estimert som antall fisk som returnerte til fella i lmsa, samt gjenfangster rapportert fra andre vassdrag og fra sjøfiske. Individuer som oppholdt seg mindre enn 5 døgn i sjøen før de returnerte til lmsa er ikke inkludert (NINA, upublisert).

Tabell R1. Oversikt over gytefisktelinger i vassdrag i Rogaland, med periode for gjennomføring, antall år, og gjennomsnittlig innsig, gytebestand og antall egg gytt pr. år.

Rogaland	Periode	Antall år	Innsig pr. ha	Gytebestand pr ha	Egg pr. m ²
Dirdalselva	2011-2014	4	13,6	13,5	**1,1
Espedalselva	2011-2014	4	12,3	12,3	*1,3
Frafjordelva	2008-2014	7	10,6	9,9	*2,5
Jørpelandsåna	2011-2014	4	6,7	6,7	*0,4
Årdalselva	2008-2014	7	6,0	5,4	*0,9
Hålandselva	2010-2014	4	16,6	16,1	*2,0
Rødneelva	2008-2014	7	15,4	15,4	*3,5
Vikedalselva	2007-2014	8	15,5	15,1	*3,1
Lyseelva	2008-2014	7	78,2	75,8	5,4

*Bare 2014. **Ikke alle år.

En oppsummering viser at det har vært en sterk nedgang i fangstene av sjøørret i Rogaland de siste 15 årene. Nedgangen har vært mer markert i Ryfylke enn på Jærkysten. Samlet innsig til mange elver i Ryfylke har ligget betydelig under innrapportert fangst på 1990-tallet, og lav eggtetthet viser at de fleste gytebestandene er svake. For Jærkysten mangler gode data om størrelsen på innsig og gytebestand, og vurderingene om bestandsutvikling er bare basert på fangststatistikken.

Vest-Agder

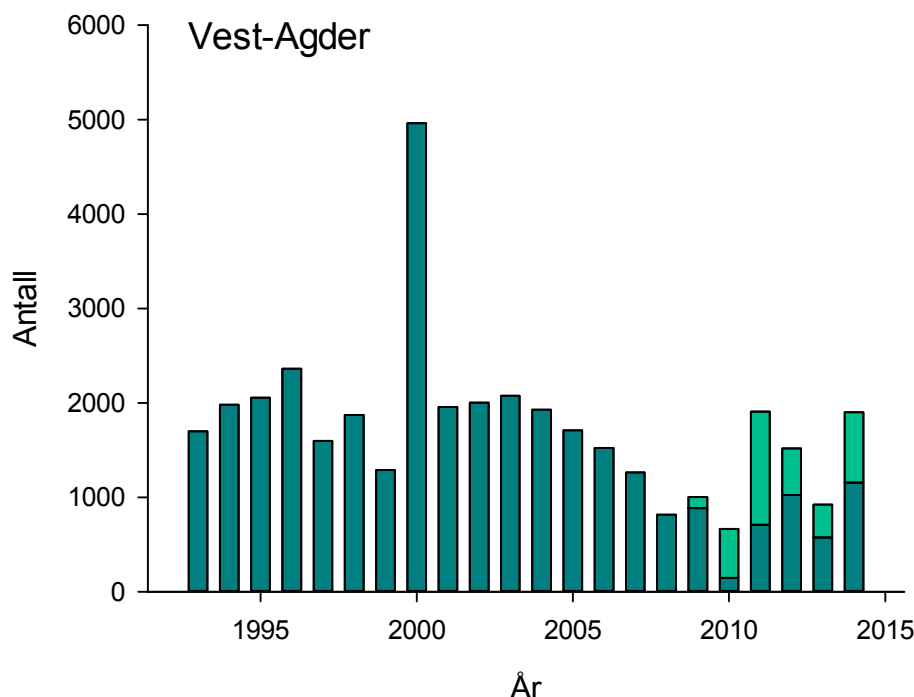
Rapportert fangst av sjørørret i vassdrag i Vest-Agder varierte i perioden 1993-2014 mellom 667 og 4963 individer pr. år (**figur VA1**). Med unntak av år 2000 (fangst på 4963 individer), så lå fangstene i hele perioden 1993-2014 på ca. 700-2300 individer pr. år, inkludert gjenutsatt fisk. Etter en svak periode rundt 2008-2010, så har fangstene de siste årene tatt seg opp til samme nivå som tidligere, men en betydelig del av fangstene etter 2009 er gjenutsatt fisk.

Det er rapportert om fangst av sjørørret i 10 vassdrag i Vest-Agder i perioden 1993-2014. Av de 10 vassdragene er det 2 vassdrag med en gjennomsnittlig fangst på mer enn 250 individer pr. år, i 4 vassdrag har gjennomsnittsfangsten ligget på 100-250 individer pr. år, i 1 vassdrag mellom 10 og 100 individer og i 3 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på færre enn 10 individer pr. år.

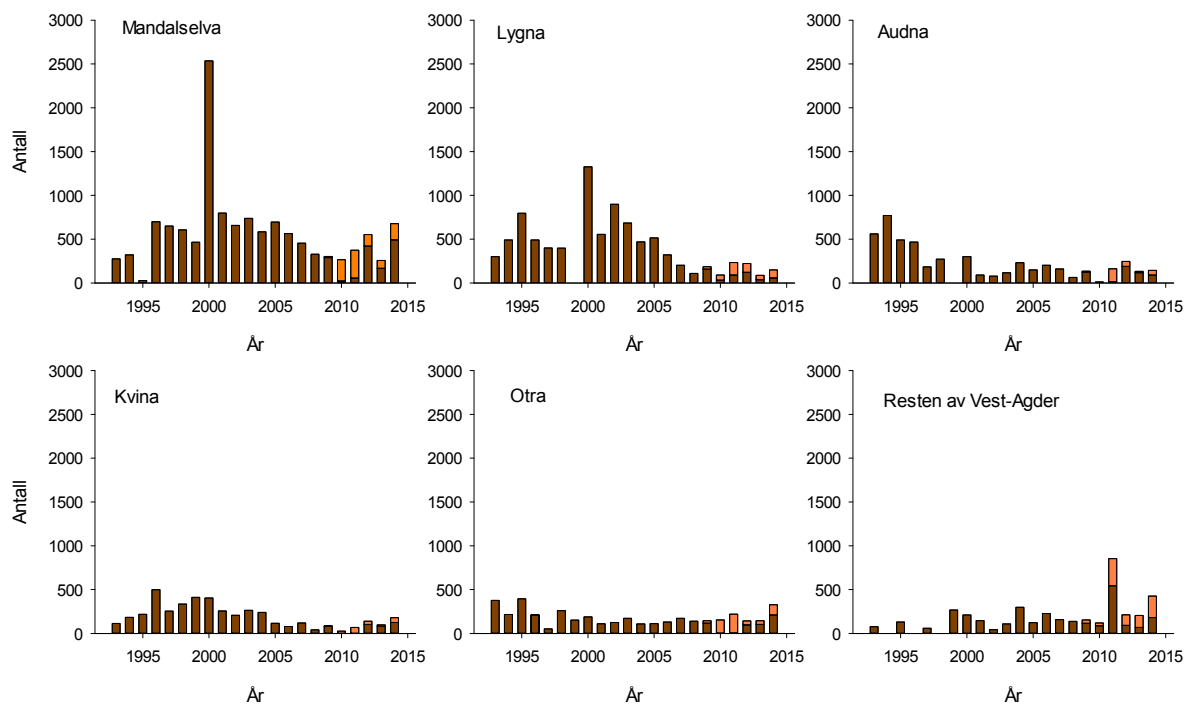
De fem vassdragene med de største bestandene av sjørørret i Vest-Agder er Mandalselva, Lygna, Audna, Kvina og Otra, med årlige gjennomsnittsfangster i perioden 1993-2014 på henholdsvis 5583, 406, 226, 197 og 184 fisk. I de fleste av elvene har det vært en tilbakegang i rapporterte fangster, men tilbakegangen har vært på langt nær så kraftig som i mange vassdrag på Vestlandet (**figur VA2**).

Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken.

Oppsummert viser dataene at det har vært en nedgang i fangstene av sjørørret de siste årene, men nedgangen har ikke vært så sterk som i Rogaland og Hordaland.



Figur VA1. Elvefangst (antall) av sjørørret i Vest-Agder i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.



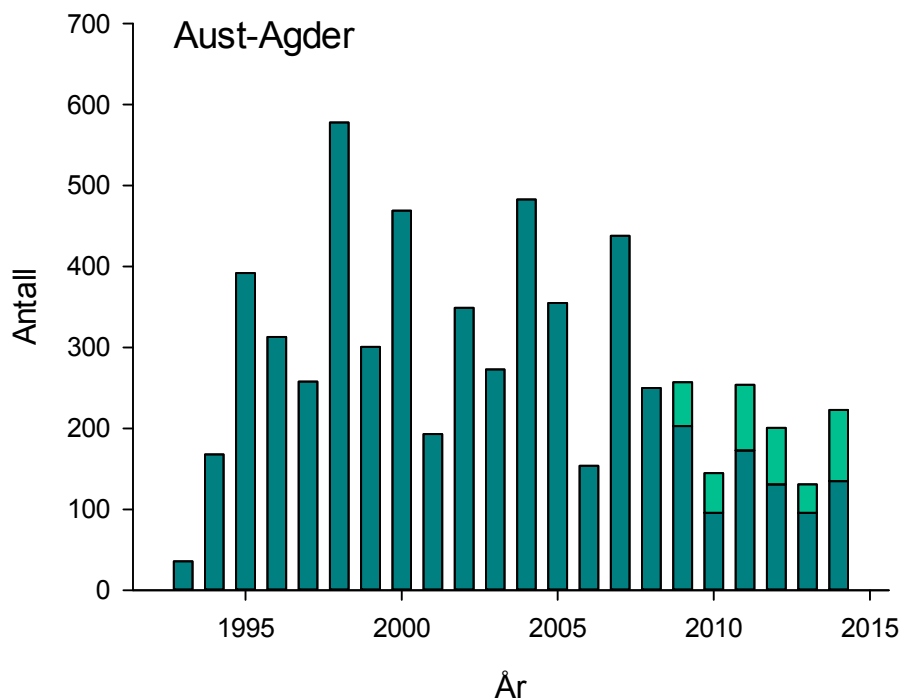
Figur VA2. Rapportert elvefangst (antall) av sjørøret i de fem vassdragene i Vest-Agder med størst fangst og samlet fangst i de øvrige vassdragene i Vest-Agder i perioden 1993-2014. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Aust-Agder

Rapportert fangst av sjøørret i vassdrag i Aust-Agder varierte i perioden 1993-2014 mellom 36 og 578 individer pr. år (**figur AA1**). De høyeste fangstene ble registrert på slutten av 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet.

Det er rapportert om fangst av sjøørret i 4 vassdrag i Aust-Agder i perioden 1993-2014. Av de 4 vassdragene er det bare ett av noen betydning. Det er Vegårdsvassdraget, med en gjennomsnittlig årlig fangst i perioden 1993-2014 på 227 individer. De tre øvrige vassdragene er Nidelva, Grimeelva og Søndeledelva, med gjennomsnittsfangster på henholdsvis 28, 24 og 4 individer pr. år.

I Vegårdsvassdraget er sjøoverlevelsen til sjøørret studert i tre år (smoltårgangene 2010-2012) ved hjelp av PIT-merking og antenner i elva. Ved å registrere antall sjøørret med PIT-merker som kom tilbake til elva ble sjøoverlevelsen estimert til henholdsvis 17,7, 21,9 og 13,7 % i 2010, 2011 og 2012 (Haraldstad & Güttrup 2015).

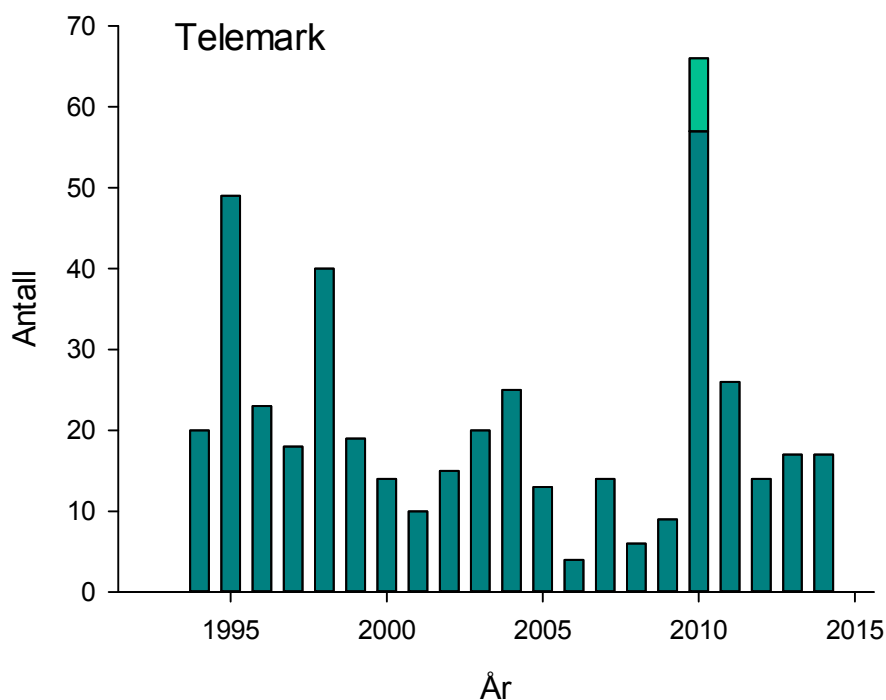


Figur AA1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Aust-Agder i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Telemark

I Telemark er det tre vassdrag der det er rapportert fangst av sjøørret i perioden 1993-2014. Det er Skiensvassdraget, Herrevassdraget og Kammerfossvassdraget, med fangster på henholdsvis 14, 5 og 1 individ i gjennomsnitt pr. år. Samlet rapportert fangst for Telemark er vist i **figur T1**.

Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken. Det utføres tellinger i Klosterfossen og Skotfossen i Skiensvassdraget (www.skienselva.no), men telleren skiller ikke mellom laks og sjøørret.

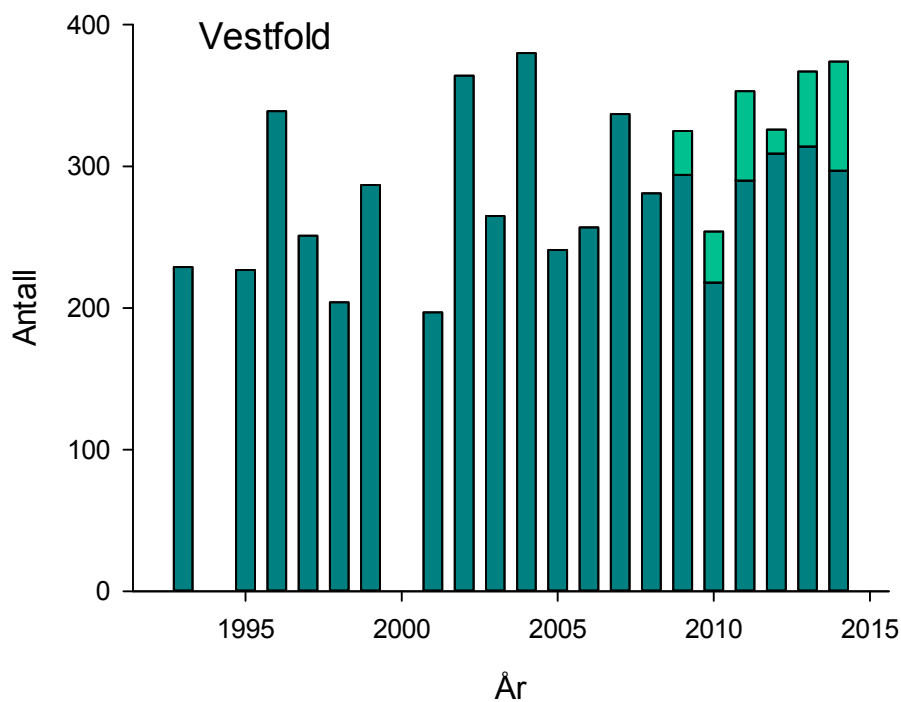


Figur T1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Telemark i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Vestfold

I Vestfold er det bare ett vassdrag på den offisielle fangststatistikken for sjørret i perioden 1993-2014, og det er Numedalslågen. Numedalslågen er oppført med en gjennomsnittlig fangst på 266 sjørret pr. år. Total rapportert fangst av sjørret i Vestfold er vist i **figur V1**.

Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken.



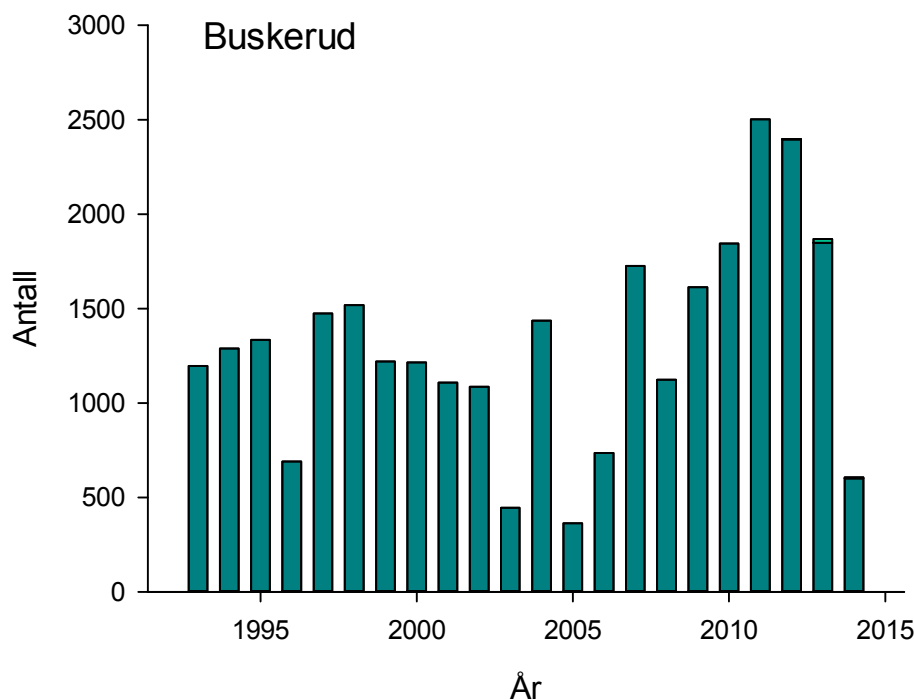
Figur V1. Elvefangst (antall) av sjørret i Vestfold i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Buskerud

De rapporterte fangstene av sjøørret i Buskerud varierte betydelig i perioden 1993-2014, mellom 364 og 2503 individer (**figur B1**). Trenden er positiv, men ikke signifikant ($p > 0,05$).

I Buskerud er tre vassdrag inkludert i den offisielle sjøørretstatistikken. Det er Lierelva, Drammenselva og Åroselva, og de er oppført med en gjennomsnittlig fangst på henholdsvis 1166, 96 og 48 individer pr. år. Fangstene fra Lierelva dominerer altså i statistikken for Buskerud.

Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken.



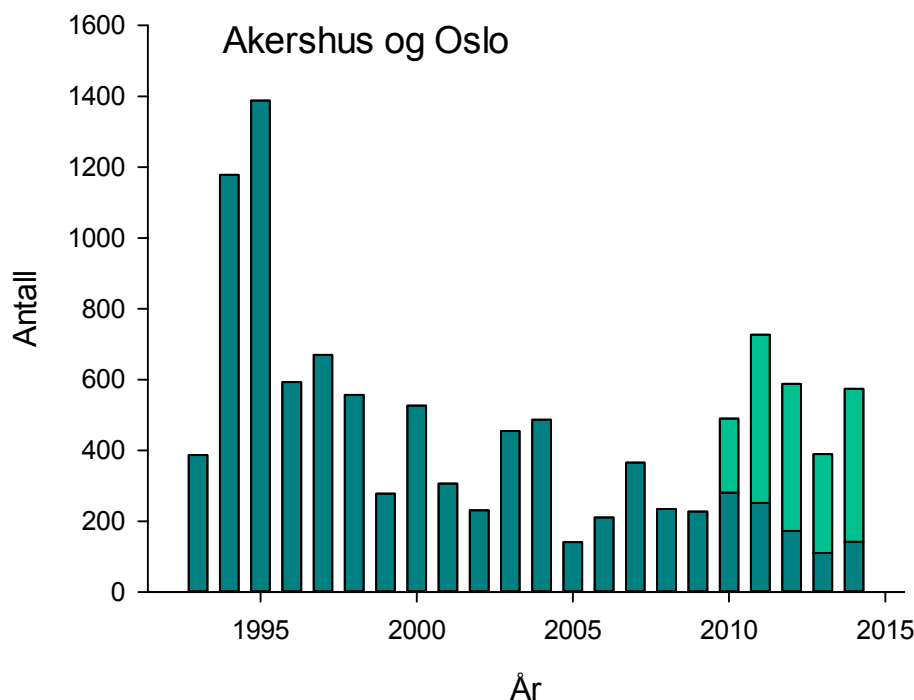
Figur B1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Buskerud i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Akershus/Oslo

De rapporterte fangstene av sjøørret fra Akershus og Oslo var høye i 1994 og 1995, da henholdsvis 1178 og 1388 individer ble rapportert. Utenom disse to årene, så har de rapporterte fangstene ligget mellom 141 og 727 individer, inkludert gjenutsatt fisk (**figur A1**). En betydelig del av fangsten ble gjenutsatt siste 5 årene, men når en inkluderer gjenutsatt fisk, så er det ikke tegn på nedgang i fangstene de siste årene.

Det er rapportert om fangst av sjøørret i 8 vassdrag i perioden 1993-2014. Sandvikselva dominerer, med et gjennomsnitt på 419 individer pr. år. Andre elver med årlige gjennomsnittsfangster på mer enn 10 individer er Akerselva, og Lysakerelva, med henholdsvis 43 og 23 individer pr. år. I Akerselva ble det rapportert et betydelig antall sjøørret på 1990-tallet (det høyeste var 400 individer i 1994), men de siste 10 årene er det nesten ikke rapportert fangst av sjøørret i elva.

Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken.



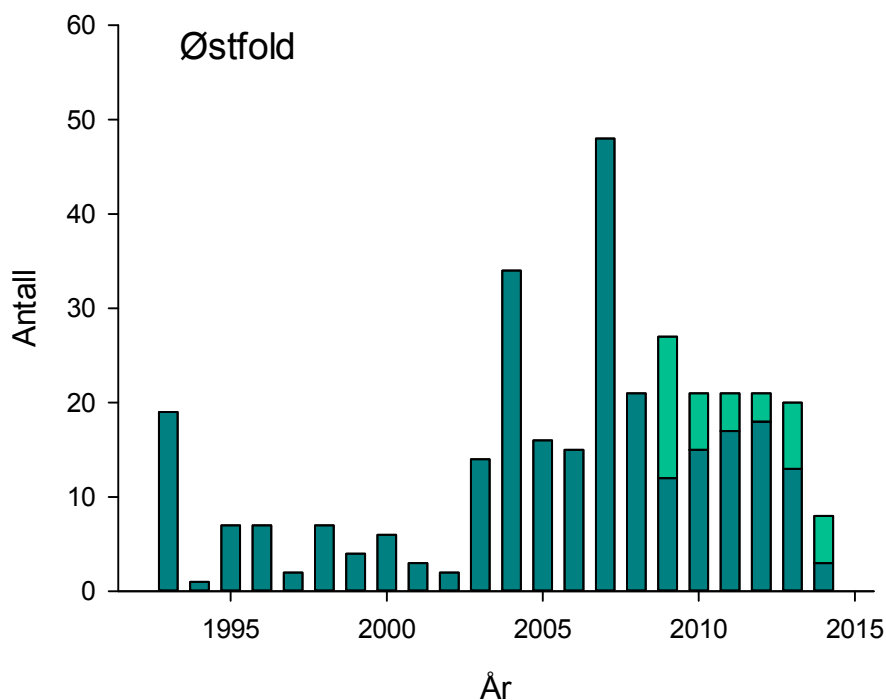
Figur A1. Elvefangst (antall) av sjøørret i Akershus og Oslo i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Østfold

Innrapporterte fangster av sjørret fra vassdrag i Østfold har variert mellom 2 og 48 individer i perioden 1993-2014 (**figur Ø1**).

Bare tre vassdrag bidrar til statistikken. Det er Enningdalselva og Glommavassdraget, hver med et gjennomsnitt på 7 individer pr. år, og Tista med < 1 individ pr. år.

Det er ingen kjente dataserier fra vassdrag i fylket som kan bidra til å supplere statistikken.



Figur Ø1. Elvefangst (antall) av sjørret i Østfold i perioden 1993-2014, ifølge Norges offisielle statistikk. Siden 2009 er en del av fangsten sluppet levende ut i elva igjen, markert med lysere farge på toppen av søylene.

Diskusjon

Bestandsstørrelse og geografisk fordeling av bestandene

Det ble innrapportert fangst av sjøørret i 517 norske vassdrag i perioden 1993-2014 (**tabell D1**). Halvparten av disse vassdragene ligger i Nord-Norge, og de fleste andre på Vestlandet.

I de fleste vassdragene (73 %) ble det rapportert om fangster på færre enn 100 individer i gjennomsnitt pr. år. I 14 vassdrag er det rapportert gjennomsnittsfangster på mer enn 1000 individer pr. år. Ett av disse vassdragene (Lierelva) ligger på Østlandet, mens alle de andre 13 er lokalisert fra Nordmøre (Surna og Driva) og nordover. Vassdragene med størst innrapportert fangst er Tanavassdraget (norsk del, med sideelver), Altavassdraget, Vefsnavassdraget, Namsenvassdraget og Målselvvassdraget.

Miljødirektoratet opererer med 1106 bestander av sjøørret (pluss 21 tapte bestander) på sin hjemmeside (<http://www.miljodirektoratet.no/>), mens det er registrert fangst i bare 517 vassdrag i den offisielle fangststatistikken. De fleste av bestandene som mangler rapportering er sannsynligvis små, men det er opplagt at det fiskes mange sjøørret som ikke blir oppgitt. En betydelig del av den urapporterte fangsten tas trolig i sjøen, i og med at sjøfiske etter sjøørret er blitt svært populært blant sportsfiskere. Imidlertid finnes det ingen statistikk over fangst av sjøørret med sportsfiskeredskap i sjøen, og ingen oversikt over hvilke bestander som beskattes i sjøen.

Tabell D1. Antall vassdrag der det har vært rapportert fangst i perioden 1993-2014, fordelt på fylker/landsdeler og etter gjennomsnittlig antall individer som årlig er rapportert fanget i perioden.

Rapportert fangst	> 1000	250-1000	100-250	10-100	<10	Sum
Finnmark	2	2	7	21	24	56
Troms	3	4	10	26	14	57
Nordland	4	10	16	63	48	141
Trøndelag	2	7	4	20	13	46
Møre og Romsdal	2	4	13	25	28	72
Sogn og Fjordane	0	6	10	18	4	38
Hordaland	0	5	9	18	12	44
Rogaland	0	5	4	13	9	31
Agderfylkene	0	2	5	3	4	14
Østlandet	1	2		5	10	18
Sum	14	47	78	212	166	517

Gytebestandsmål for sjøørret

Det er til nå utarbeidet gytebestandsmål for 439 norske laksebestander (Anon. 2015), men foreløpig ikke for noen sjøørretbestander i Norge. Metoden som er benyttet er beskrevet av Hindar mfl. (2007), som definerte gytebestandsmålet som den størrelsen på gytebestanden som sikrer bestandens langsiktige levedyktighet. Gytebestandsmålet er gitt som antall

egg/m². For hver enkelt laksebestand blir gytebestandsmålet omregnet til antall hunnlaks som må gyte i elva, ved å beregne vanndekt areal av anadrom elvestrekning og kunnskap om størrelsesfordelingen av hunnfiskene i vassdraget.

Hindar mfl. (2007) fant at gytebestandsmålene i norske laksebestander kan grupperes i fire grupper av eggtettheter fra < 1,5 egg/m² til > 5 egg/m² (dvs. gruppene er gitt som 1, 2, 4 og 6 egg/m²), og de fleste vassdragene ble gitt gytebestandsmål på 2 eller 4 egg/m². Til å fastsette gytebestandsmålene ble det brukt informasjon om vassdragenes produktivitet, sjøaldersfordeling, smoltalder og generell informasjon om vassdragene.

Gytebestandsmålene for laks kan neppe overføres direkte til sjøørret. Ungfiskstadiet til de to artene er ganske like, med ganske godt samsvar mellom smoltalder for de to artene. Men etter smoltutvandring skiller de to artene seg betydelig fra hverandre. Mens laksen går til havs, og kommer tilbake til elva for å gyte etter ett, to eller tre år i sjøen, oppholder sjøørretene seg i kystområdene nær hjemmeelva, og går oftest tilbake til elva for å overvintre hver høst. Etter 1-4 somrer blir de gytmodne, og går deretter oftest hver høst opp i elva for å gyte. Sjøørretbestander skiller seg derfor fra laksebestander ved at det er en mye høyere andel flergangsgytere i bestandene. Voksenfiskbestandene blir dermed akkumulerte bestander, og redusert fiske ett år vil påvirke størrelsen på bestanden av voksen fisk i påfølgende år.

En annen faktor er at en god del individer i sjøørretbestander aldri vandrer til sjøen, ofte flere hanner enn hunner, og dermed er det en overvekt av hunner blant sjøvandrende ørret.

Disse forskjellene gjør det vanskelig å overføre gytebestandsmålene fra laks til ørret uten videre. Dataene om eggtetthet er derfor brukt med forsiktighet i denne rapporten.

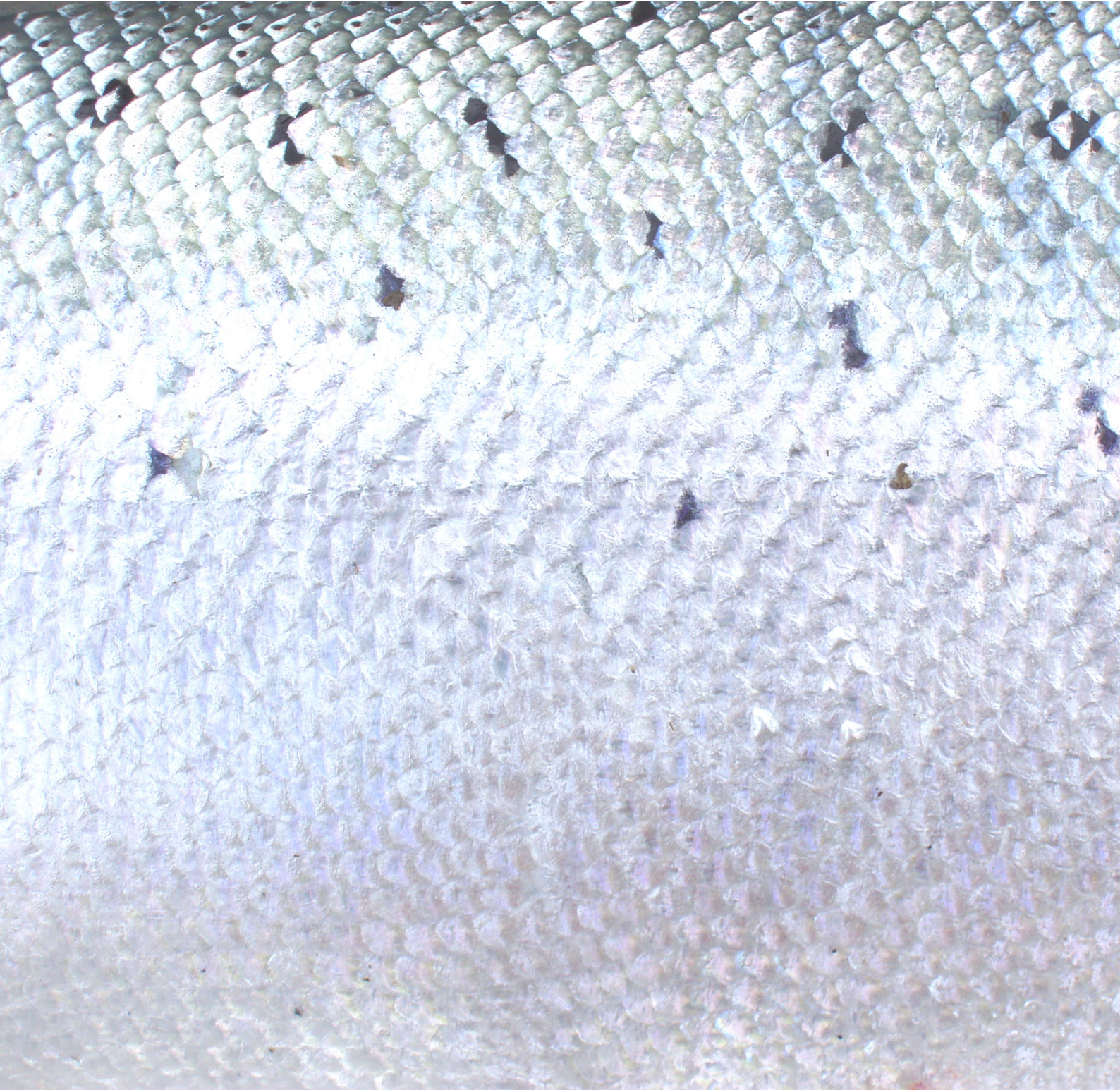
Referanser

- Anon. 2015. Råd om beskatning av laks og sjøørret for perioden 2016 til 2018. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 7, 138 s.
- Berger, H.M., Johnsen, B.O., Jensen, A.J. & Lamberg, A. 2002. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget, Hordaland fylke 2001-2002. NINA Oppdragsmelding 743, 42 s.
- Bremset, G., Sættem, L.M. & Johnsen, B.O. 2010. Status for bestandene av laks og sjøaure i Nærøydalselva, Sogn og Fjordane. Samlerapport fra fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2006-2008. NINA Rapport 475, 105 s.
- Gabrielsen, S.E., Barlaup, B., Halvorsen, G.A., Sandven, O., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011a. "LIV" - livet i vassdragene. - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i Daleelva i perioden 2006-2011. LFI Uni Miljø, LFI-rapport nr. 185, 43 s.
- Gabrielsen, S.E., Barlaup, B., Halvorsen, G.A., Sandven, O., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011b. "LIV" - livet i vassdragene. - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i Ekso i perioden 2006-2011. LFI Uni Miljø, LFI-rapport nr. 186, 44 s.
- Gabrielsen, S.E., Barlaup, B., Halvorsen, G.A., Sandven, O., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011c. "LIV" - Livet i vassdragene. Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i Matreelva i perioden 2006-2011. LFI Uni Miljø, LFI-rapport nr. 187, 43 s.
- Gabrielsen, S.E., Barlaup, B., Halvorsen, G.A., Sandven, O., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011d. "LIV" - livet i vassdragene. - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i Teigdalselva i perioden 2006-2011. LFI Uni Miljø, LFI-rapport nr. 189, 55 s.
- Gabrielsen, S.E., Barlaup, B., Halvorsen, G.A., Sandven, O.R., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011e. "LIV" - livet i vassdragene. - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i Modalselva i perioden 2006-2011. LFI Uni Miljø, LFI-rapport nr. 188, 37 s.
- Gjertsen, V. & Lamberg, A. 2015. Oppvandring av laks og sjøørret i fisketrappa i Berrefossen i Øyensåa i 2014. SNA-rapport 01/2015, 17 s.
- Haraldstad, T. & Güttrup, J. 2015. Sjøoverlevelse til sjøauren i Storelva - En oppsummering av resultater fra Pit-merkeforsøk 2010-2014. NIVA Rapport L.NR. 6840-2015, 16 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2002. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2001. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 560, 61 s.
- Hellen, B.A., Kålås, S., Sægrov, H. & Urdal, K. 2003. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2002. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 626, 68 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2004. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2003. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 712, 74 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2005. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2004. Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 785, 76 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2006. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2005. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 897, 81 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2007. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2006. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 976, 84 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2008. Fiskeundersøkingar i Aurland, årsrapport for 2007. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 1105, 47 s.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2009. Fiskeundersøkingar i Aurland, årsrapport for 2008. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 1203, 49 s.

- Hindar, K., Diserud, O.H., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226, 78 s.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Økland, F., Ugedal, O., Jensås, J.G. & Saksgård, L. 2012. Reguleringsundersøkelser i Orkla for perioden 2007-2011. NINA Rapport 866, 65 s.
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Berger, H.M. & Lamberg, A. 2003. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget, Hordaland fylke 2003. NINA Oppdragsmelding 810, 34 s.
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Berger, H.M. & Lamberg, A. 2004. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget, Hordaland fylke 2003. NINA Oppdragsmelding 810, 34 s.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Finstad, B., Havn, T. & Jensås, J.G. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport for 2014. NINA Rapport 1129, 51 s.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1999. Sjøaurebestandene i Vefsna, Fusta og Drevja i Nordland fylke. NINA Oppdragsmelding 614, 28 s.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2009. Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. - Journal of Fish Biology 74, 621-638.
- Kanstad-Hanssen, Ø., Bjørnbet, S. & Gjertsen, V. 2014. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Troms i 2014. Ferskvannsbiologen, Rapport nr. 2014-10, 15 s.
- Kanstad-Hanssen, Ø. 2015. Oppvandring av sjøvandrende laksefisk i fisketrappa i Måselvfossen i 2014. Ferskvannsbiologen, Rapport nr. 2015-06, 13 s.
- Kanstad-Hanssen, Ø., Bjørnbet, S., Gjertsen, V. & Lamberg, A. 2015a. Gytefiskregistrering i Beiarelva 2014 - resultatler fra drivtelling av laks, sjørørret og sjørøye. Skandinavisk naturovervåking AS, SNA-Rapport 06/2015, 29 s.
- Kanstad-Hanssen, Ø., Gjertsen, V., Bjørnbet, S. & Lamberg, A. 2015b. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Nordland i 2014. Ferskvannsbiologen, Rapport nr. 2015-05, 21 s.
- Kanstad-Hanssen, Ø., Lamberg, A., Gjertsen, V. & Bakken, M. 2015c. Gytefiskregistrering i Saltdalselva 2014 - Resultater fra drivtelling av laks, sjørørret og sjørøye. Skandinavisk naturovervåking AS, Rapport 05/2015, 26 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. 2010. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Troms i 2010. Ferskvannsbiologen. Rapport 2010-7., 19 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. & Lamberg, A. 2010a. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Nordland 2010. Ferskvannsbiologen 2010-5, 16 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. & Lamberg, A. 2010b. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Nordland i 2009. Ferskvannsbiologen 2010-5, 16 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. & Lamberg, A. 2011. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Nordland i 2011. Ferskvannsbiologen 2011-7, 20 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. 2012. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Troms i 2011. Ferskvannsbiologen 2012-1, 16 s.
- Kanstad Hanssen, Ø., Gjertsen, V. & Lamberg, A. 2012. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Nordland i 2012. Ferskvannsbiologen 2012-12, 18 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. 2013a. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Troms i 2013. Ferskvannsbiologen 2013-12, 14 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. 2013b. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Troms i 2012. Ferskvannsbiologen 2013-1, 12 s.
- Kanstad Hanssen, Ø. & Lamberg, A. 2013. Drivtelling av gytefisk i lakseførende elver i Nordland i 2013. Ferskvannsbiologen 2013-13, 18 s.

- Lamberg, A., Strand, R., Bruseth, C., Øksenberg, S. & Kanstad Hanssen, Ø. 2013. Videoovervåking av laks og sjørørret i Skjoma i 2012. Skandinavisk naturovervåking AS, SNA-rapport 03/2013, 24 s.
- Lamberg, A., Gjertsen, V., Strand, R., Bjørnbet, S. & Kanstad Hanssen, Ø. 2014. Videoovervåking av laks og sjørørret i Roksdalsvassdraget på Andøya i 2013. oppsummering av overvåkingsperioden 2005-2013. Skandinavisk naturovervåking AS, SNA-rapport 07/2014, 31 s.
- Lamberg, A., Gjertsen, V., Bjørnbet, S., Strand, R. & Kanstad Hanssen, Ø. 2015. Overvåking av laks, sjørørret og sjørøye i Lakselva på Senja i 2013. Skandinavisk naturovervåking AS, SNA-Rapport 03/2015, 57 s.
- Lyse, A.A. 2014. Telling av gytefisk og gjellfisk av sjøaure i Lysevassdraget 2014, samt oppsummering av tellingene i perioden 2008 - 2014. BioVest Alv Arne Lyse. Bergen.
- Muladal, R. 2011. Overvåking av anadrome fiskebestander i nasjonale laksevassdrag, Finnmark - 2011. Naturtjenester i Nord AS, Rapport 21, 43 s.
- Muladal, R. 2014. Overvåking av innslaget oppdrettslaks i Finnmark 2012 og 2013. Naturtjenester i Nord AS, Rapport, 43 s.
- Pulg, U., Barlaup, B., Skoglund, H., Wiers, T., Gabrielsen, S.E. & Normann, E.S. 2013. Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. Uni Miljø, LFI-rapport nr. 221, 77 s.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Kålås, S., Urdal, K. & Johnsen, G.H. 2007. Endra manøvrering i Aurland 2003 - 2006. Sluttrapport - Fisk. Rådgivende biologer AS. Rapport nr. 1000, 103 s.
- Sægrov, H. & Urdal, K. 2011. Fiskeundersøkingar i Jølstra hausten 2010. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 1415, 37 s.
- Sægrov, H. & Urdal, K. 2014. Fiskeundersøkingar i Årdalsvassdraget i Sogn og Fjordane hausten 2013. Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 2003, 40 s.
- Sættem, L.M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. En sammenstilling av registreringer fra ti vassdrag i Sogn og Fjordane fra 1960 - 94. - Utredning for DN 1995 - 7.
- Sættem, L.M. 2009. Nærøydalsvassdraget. Aurland kommune, Sogn og Fjordane, Voss kommune, Hordaland. Registrering av anadrom gytefisk høsten 2009. Avgitt Statkraft Energi AS 14.12.2009, 33 s.
- Sættem, L.M. 2010. Nærøydalsvassdraget. Aurland kommune, Sogn og Fjordane, Voss kommune, Hordaland. Registrering av anadrom gytefisk høsten 2010. Avgitt til Statkraft Energi AS, 15.12.2010, 22 s.
- Sættem, L.M. 2011. Nærøydalsvassdraget. Aurland kommune, Sogn og Fjordane, Voss kommune, Hordaland. Registrering av anadrom gytefisk høsten 2011. Avgitt til Statkraft Energi AS, 14.12.2011, 23 s.
- Sættem, L.M. 2014a. Mørkriselva, Luster kommune, Sogn og Fjordane. Registrering av anadrom gytefisk høsten 2014. Ferskvannsbiologen, 13 s.
- Sættem, L.M. 2014b. Lærdalselva, Lærdal kommune, Sogn og Fjordane. Registrering av anadrom gytefisk høsten 2014. Ferskvannsbiologen, 29 s.
- Skaala, Ø., Kålås, S. & Borgstrøm, R. 2014. Evidence of salmon lice-induced mortality of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in the Hardangerfjord, Norway. - Marine Biology Research 10, 279-288.
- Skår, B., Skoglund, H., Gabrielsen, S.E., Barlaup, B., Lehmann, G.B., Wiers, T. & Halvorsen, G.A. 2013. Langsiktige undersøkelser av laksefisk i seks regulerte vassdrag i Hardanger 2007-2012. LFI Uni Miljø. LFI-rapport nr. 223, 111 s.
- Skoglund, H., Sandven, O., Barlaup, B., Wiers, T., Lehmann, G.B. & Gabrielsen, S.E. 2009. Gytefisketellinger i Nordhordland, Hardanger og Ryfylke 2004-2008 - bestandsstatus for villfisk og innslag av rømt oppdrettsfisk. LFI-Unifob, LFI-rapport nr. 163, 62 s.
- Skoglund, H., Barlaup, B., Gabrielsen, S.E., Lehmann, G.B., Halvorsen, G.A., Wiers, T., Skår, B., Pulg, U. & Vollset, K.W. 2012. Fiskebiologiske undersøkelser i

- Eidfjordvassdraget – sluttrapport for perioden 2004-2012. Uni Miljø, LFI-rapport nr. 203, 108 s.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Normann, E.S., Wiers, T., Skår, B., Pulg, U., Vollset, K.W., Velle, G. & Gabrielsen, S.E. 2014. Gytedefisketelling og registrering av rømt oppdrettslaks i elver på Vestlandet høsten 2013. LFI Uni Miljø Rapport 230, 40 s.
- Ugedal, O., Berg, M., Bongard, T., Bremset, G., Kvingedal, E., Diserud, O.H., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Østborg, G.M. 2014a. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1051, 132 s.
- Ugedal, O., Berg, M., Jensås, J.G., Karlsson, S., Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Bremset, G. 2014b. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Bævra. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1030, 81 s.
- Urdal, K. & Sægrov, H. 2008. Fiskeundersøkingar i Årøyelva i 2006 og 2007. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 1067, 33 s.



KONTAKTINFO:

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

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

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

www.vitenskapsradet.no, tlf 73 80 14 00

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-15-3

