

RAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 5

Status for norske
laksebestander i 2013

RAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 5

Status for norske
laksebestander i 2013

RAPPORTEN REFERERES SOM

Anon. 2013. Status for norske laksebestander i 2013. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5, 136 s.

Trondheim, mai 2013

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-11-5

RETTEGGHETSHAVER

© Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

www.vitenskapsradet.no

REDAKSJON

Eva B. Thorstad & Torbjørn Forseth

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

NØKKELOD

Laks - *Salmo salar* - beskatning - gytebestandsmål - bestandsutvikling - beskatningsrater - fangststatistikk – innsigsestimat - PFA - trusselfaktorer - rømt oppdrettslaks – *Gyrodactylus salaris* – sykdommer - bergverk

INNHOOLD

INNHOOLD	3
HOVEDFUNN	5
SAMMENDRAG AV RAPPORTEN	6
VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING	15
MEDLEMMER AV VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING	16
1 INNLEDNING	18
1.1 Formål med rapporten.....	18
1.2 Premisser for arbeidet.....	18
1.2.1 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen.....	18
1.2.2 Fiske på blandede bestander	19
1.2.3 Gytebestandsmål og forvaltningsmål	19
1.2.4 Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder.....	21
1.2.5 Datagrunnlag.....	21
2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2012	22
2.1 Fangst 22	
2.2 Vassdrag stengt for fiske.....	23
2.3 Innsig av laks til hele landet (prefishery abundance, PFA).....	24
2.4 Innsig av laks til de ulike regionene (prefishery abundance, PFA).....	30
2.5 Validering av innsigsberegning (PFA)	43
3 ALDER VED KJØNNSMODNING	44
4 MARIN OVERLEVELSE	47
5 GYTEBESTANDSMÅL, FORVALTNINGSMÅL OG VURDERING AV BESKATNING	50
5.1 Metoder for vassdragsvis vurdering av bestander	50
5.1.1 Gytebestandsmål i norske laksevassdrag.....	50
5.1.2 Estimer av gytebestand og vurderinger av måloppnåelse.....	50
5.1.3 Vassdrag med svært lave eller variable fangster på grunn av variable fiskeforhold - alternativ tilnærming.....	53
5.1.4 Beskatning og reguleringer av fiske.....	53
5.1.5 Kvaliteten på fangststatistikken	55
5.1.6 Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål og beskatning.....	58
5.2 Nasjonale og regionale trender for oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning.....	60
6 RANGERING AV TRUSSELFAKTORER	75
6.1 Vurdering av de enkelte trusselfaktorene.....	76
6.2 Samlet vurdering	85
7 RØMT OPPDRETTLAKS	88
7.1 Forekomst av rømt oppdrettslaks.....	88
7.2 Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks.....	91

8	GYRODACTYLUS SALARIS	94
8.1	Utbredelse av <i>G. salaris</i> i norske vassdrag	94
8.2	Friskmeldte vassdrag	94
8.3	Vassdrag under friskmelding	95
8.4	Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag	97
8.5	Status og utviklingstrekk	97
9	SYKDOMSSITUASJONEN FOR VILLAKS	98
10	BERGVERK	101
10.1	Påvirkning på fisk i ferskvann	103
10.2	Påvirkning på fisk i brakkvann	105
10.3	Påvirkning på fisk i saltvann	105
10.4	Kunnskapsbehov	105
11	SAMLET UTVIKLINGSBESKRIVELSE	107
	REFERANSER	115
	VEDLEGG	124

HOVEDFUNN

I 2011 og 2012 økte innsiget av mellomlaks (3-7 kg) og storlaks (> 7 kg) betydelig til Sør- og Vest-Norge, men ikke til resten av landet. Økningen kan knyttes til en storskala bedring i overlevelsesvilkår i havet. Økningen ble også registrert i andre europeiske land. Samtidig kan lakselus og andre påvirkningsfaktorer fra oppdrett hatt mindre negativ effekt enn tidligere år på smolt fra mange bestander i Vest-Norge i 2009 og 2010, som var de årsklassene som kom tilbake som mellomlaks og storlaks i 2011 og 2012. Infeksjonspresset fra lakselus ser imidlertid ut til å ha økt igjen, og framtidig utvikling er usikker.

Totalinnsiget av laks til kysten av Norge har vært på et lavt nivå i de siste seks årene. Lakseinnsiget er mer enn halvert fra 1983 til 2012, primært på grunn av en sterk reduksjon i smålaksinnsiget (< 3 kg). Til tross for en bedring i 2011 og 2012 er den langsiktige trenden at innsiget har vært sterkere redusert i region Vest-Norge enn i resten av landet, med påvirkningsfaktorer fra oppdrett som sannsynlig viktigste årsak. I Sør-Norge har lakseinnsiget økt siden 1980-tallet på grunn av reetablering av laks i kalkede vassdrag.

Forvaltningsmålet for perioden 2009-2012 var sikkert eller sannsynlig nådd for 78 % av de vurderte bestandene, noe som er en klar forbedring sammenlignet med perioden 2006-2009. Generelt, men med unntak for bestander i Tanavassdraget, framstår ikke overbeskatning som en betydelig trussel. En viktig årsak er redusert beskatning, spesielt i sjøfisket men også i elvefisket. I Sør- og Vest-Norge ga det store innsiget av mellom- og storlaks i 2011 og 2012 en betydelig bedring i gytebestandsmåloppnåelsen. Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår som de to ikke-stabiliserte bestandstruslene mot norsk laks.

SAMMENDRAG AV RAPPORTEN

Anon. 2013. Status for norske laksebestander i 2013. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5, 136 s.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er et uavhengig råd opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (DN), 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

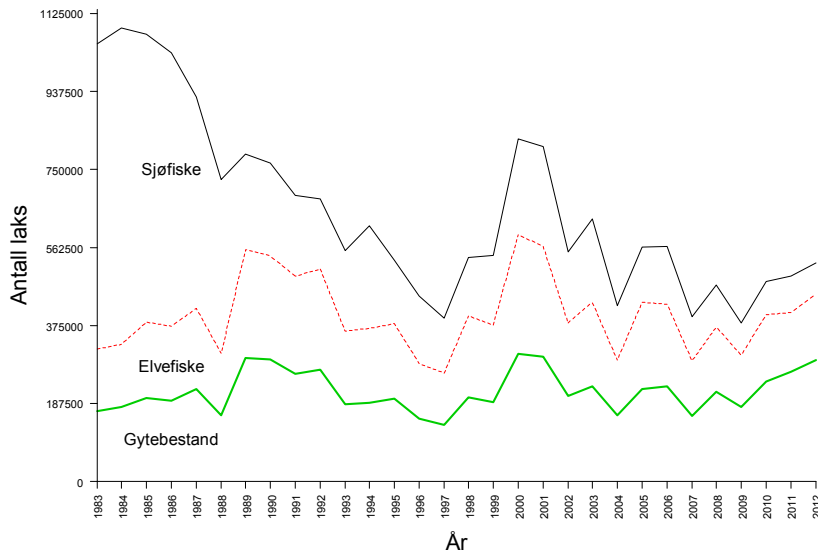
I 2012 ble det rapportert fanget 172 000 laks i sjøen og elvene, som til sammen veide 696 tonn. I tillegg ble 18 600 laks rapportert sluppet ut igjen (10 % av totalfangsten). Summen av avlivet og gjenutsatt laks er anslått til 781 tonn.

Antall villaks som hvert år kommer tilbake fra havet til Norge (innsiget) er betydelig redusert siden 1980-tallet, og har vært stabilt lavt de siste seks årene (**figur 1**). Fra 1983-1986 til 2009-2012 var innsiget redusert med 56 %. I følge beregningene kom ca. 525 000 villaks tilbake fra havet i 2012, inkludert de som ble fanget i fiske (drøyt 40 % av innsiget ble fanget og avlivet i sjø eller elv).

Det er i hovedsak innsiget av smålaks (< 3 kg) som er redusert, landet og perioden sett under ett. Innsiget av smålaks til Norge har avtatt relativt jevnt fra de høyeste nivåene i tidsseriene på midten av 1980-tallet, med unntak av en økning rundt årtusenskiftet (spesielt i 2000 og 2001). Størrelsesgruppen smålaks har normalt bestått av fisk som har vært ett år i sjøen (ensjøvinterlaks), men i perioden 2007-12 bestod 25-30 % av smålaksen av fisk som hadde vært lengre i sjøen. Dette innebærer at innsiget av ensjøvinterlaks i årene etter 2006 er enda mindre enn det beregningene av smålaksinnsiget antyder. I region Vest-Norge var det i motsetning til i de andre regionene en moderat økning i innsiget av smålaks fra 2011 til 2012.

Det har ikke vært noen endring i innsiget av mellomlaks og storlaks for landet sett under ett siden 1983. Til regionene Østlandet, Sørlandet og Vestlandet (sør for Hustadvika i Møre og Romsdal) var det imidlertid en betydelig økning i innsiget av mellomlaks i 2011, og av mellomlaks og storlaks i 2012.

Andelen av lakseinnsiget som fanges i sjølaksefisket har blitt betydelig redusert i perioden 1983-2012, mens andelen som fanges i elvefisket har endret seg mindre (**figur 1**). Samlet antall laks som gyter i elvene har også endret seg lite fra 1983, bortsett fra en økning de tre siste årene, til blant de høyeste nivåene i tidsserien i 2012 (**figur 1**).



Figur 1. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Norge (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 1983-2012. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnslag til Norge.

Laksens vekst og overlevelse i havet

I mesteparten av laksens utbredelsesområde har det vært en betydelig økning i dødelighet av laks i havet de siste 20-25 år. Overlevelsen var høyere på 1970- og 1980-tallet enn senere. Resultater fra norske indekssvassdrag viser at 2006-2008-årsklassene av smolt hadde spesielt dårlig sjøoverlevelse. Overlevelsen for laks fra Imsa ser ut til å ha bedret seg noe for smoltårsklassene fra 2009 til 2012. Fra og med smoltårsklassen 2006 ser det ut til at overlevelsen har vært større for tosjø vinterlaks enn ensjø vinterlaks, noe som tyder på at laksen har utsatt kjønnsmodningen ett år og/eller at større laks har hatt bedre overlevelse enn tidligere år. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning anbefaler at det etableres nye indekssvassdrag som fanger opp den variasjon som finnes i marin overlevelse langs kysten av Norge, siden det nå bare finnes sikre estimater på overlevelse fra ett vassdrag i Sør-Vest Norge (Imsa).

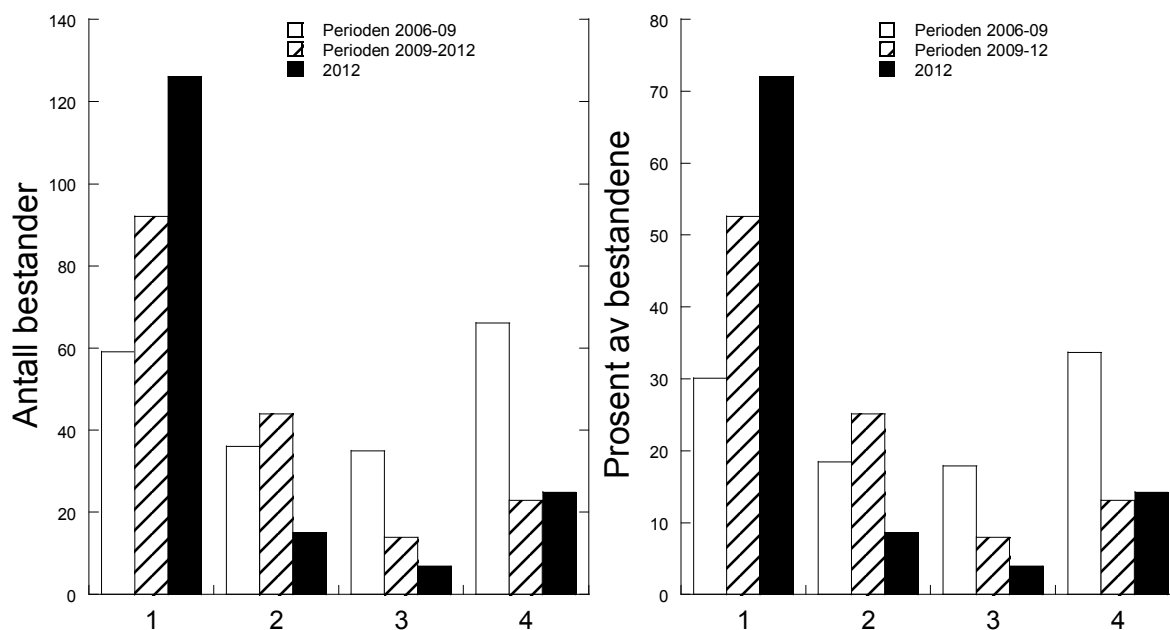
Oppnåelse av gytebestandsmål og vurdering av beskatning for norske laksebestander

Vitenskapsrådet har vurdert oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning i 191 laksebestander basert på vurdering av bestandsstatus i 2009-2012. Fangsten i de vurderte vassdragene utgjør 98 % av rapportert laksefangst i norske laksevassdrag. Vurderingene er gitt for bestandene, definert som fisken som er hjemmørende i de enkelte elvene, og vurderingen av beskatning gjelder all beskatning på bestandene (elv og sjø samlet). For de fleste bestandene er det beregnet en sannsynlighet for at gytebestandsmålet er nådd, og en prosentvis måloppnåelse (100 % måloppnåelse betyr at gytebestanden var like stor eller større enn gytebestandsmålet, mens verdier lavere enn 100 % betyr at gytebestanden var mindre enn gytebestandsmålet). Forvaltningsmålet for en bestand er nådd når det i gjennomsnitt i måleperioden på fire år er minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet er nådd. For hver bestand ble totalbeskatning (sjø og elv) og overbeskatning estimert, og det ble vurdert om bestanden hadde et høstbart overskudd i 2012.

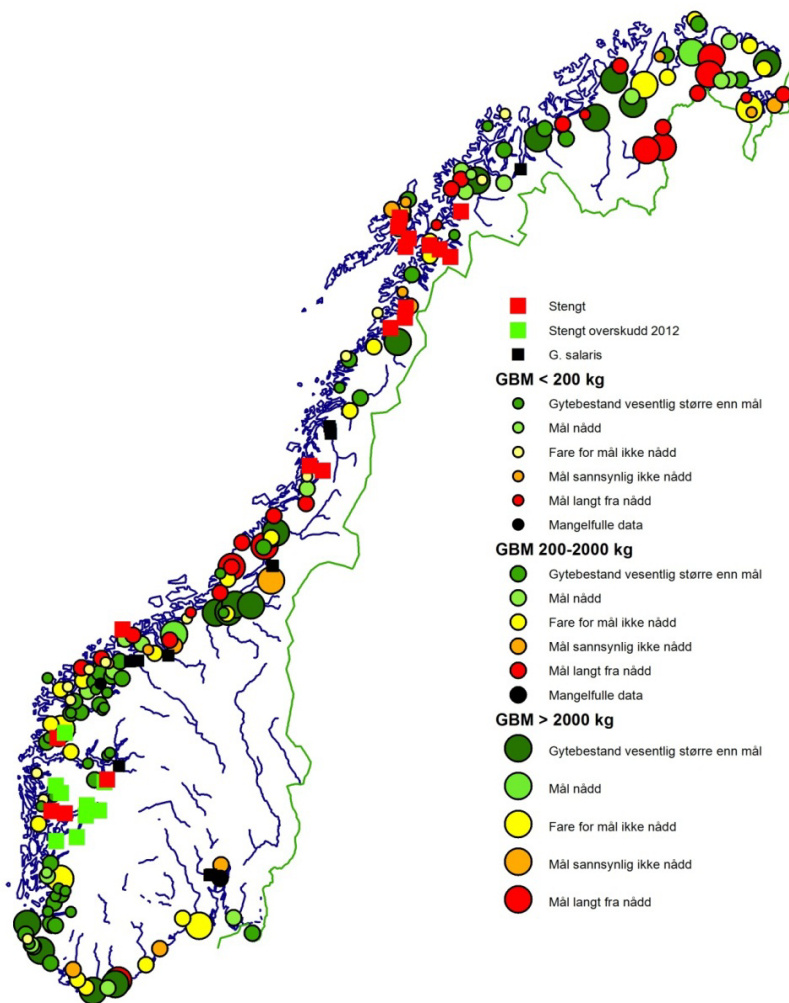
Forvaltningsmålet for perioden 2009-2012 var nådd for 53 % (n = 92) av de vurderte bestandene (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet), mens det var fare

for at forvaltningsmålet ikke var nådd i 25 % (n = 44) av bestandene, sannsynlig at det ikke var nådd i 8 % (n = 14) av bestandene og langt fra nådd i 13 % (n = 23) av bestandene (**figur 2 og 3**). En samlet vurdering viser en klar forbedring i oppnåelse av forvaltningsmålet fra perioden 2006-2009 til perioden 2009-2012. Det var 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 ble nådd (**figur 2**). Bedringen i oppnåelse fra 2006-2009 til 2009-2012 kan for landet samlet i høy grad tilskrives strengere reguleringer av fiske. Et betydelig høyere innsig av mellomlaks i Sør-Norge og Vest-Norge i 2011 og et høyt innsig av både mellom- og storlaks i de samme regionene i 2012, bidro også svært mye til bedre måloppnåelse i mange bestander i disse regionene. Estimert beskatningen i sjølaksefisket er redusert fra 29 % av innsiget til kysten for perioden 2005-2008 til 16 % for 2012. Tilvarende tall for elvefisket var en reduksjon fra 36 til 31 %. Beskatningen i elvefisket av innsiget til elvene er redusert fra 43 % til 34 % i samme periode.

Oppnåelsen av gytebestandsmål var dårligst i Finnmark inkludert Tanavassdraget, men dette styres i stor grad av den negative situasjonen i Tanavassdraget, slik at for Finnmark uten Tanavassdraget var måloppnåelsen god. Nest dårligst var oppnåelsen i Agderfylkene, der mange av bestandene ennå ikke er fullt etablert etter forsuring og kalking. På omtrent samme nivå som Agderfylkene lå Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Totalbeskatningen (i % av innsiget) i 2012 varierte mye, fra gjennomsnittlig 10 % beskatning av bestandene i Hordaland til 59 % i Finnmark.



Figur 2. Antall bestander (venstre) og andelen (høyre) av de vurderte laksebestandene som ble gitt vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet), 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 2009 - 2012, samt basert på gytebestandsmål for 2012 alene.

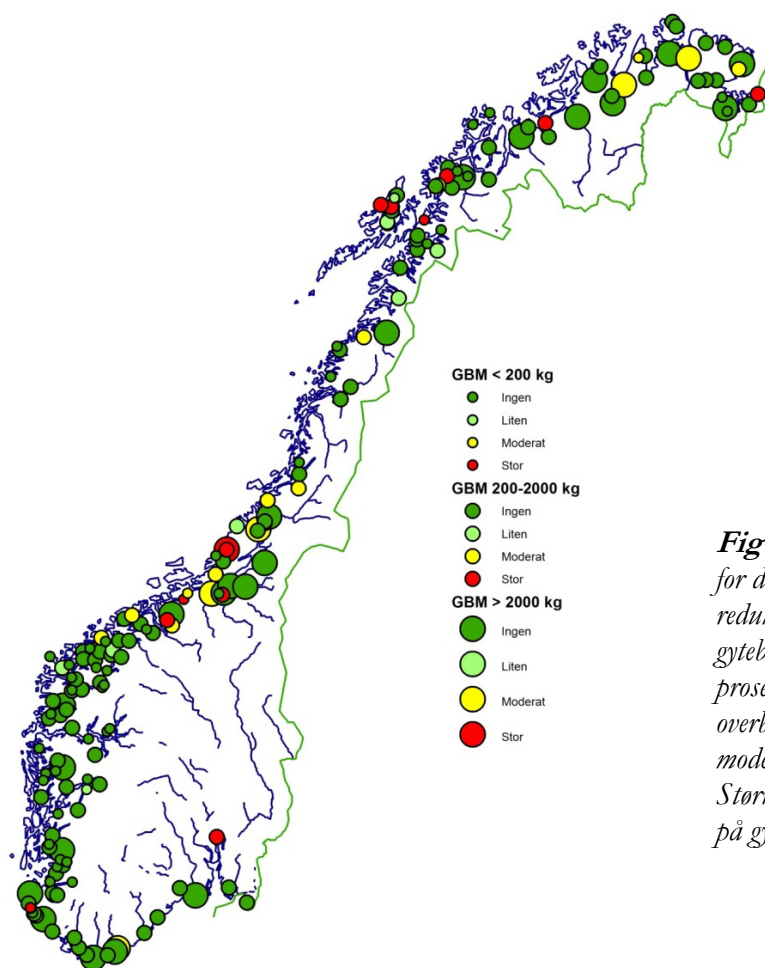


Figur 3. Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for de enkelte vassdrag for perioden 2009-2012. Forvaltningsmålet var nådd i alle bestander med grønne (lyse og mørke) sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det 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 høstbart overskudd i 2012.

Overbeskatning og høstbart overskudd

Overbeskatning er definert som graden av reduksjon i gytebestandens størrelse under gytebestandsmålet på grunn av beskatning. Det ble i 2012 estimert at 39 (21 %) av de 183 vurderte bestandene var overbeskattet (**figur 4**). Gradene av overbeskatning var liten (< 10 %) i 10 bestander, moderat (10-30 %) i 16 bestander og stor (> 30 %) i 13 bestander. Overbeskatningen var moderat i Finnmark (inklusive Tanavassdraget), og liten eller ingen i Finnmark uten Tanavassdraget samt i de andre fylkene. I Tanavassdraget samlet sett var det en overbeskatning på 25 %, men overbeskatning i sidevassdragene er generelt sett høyere enn det en samlet vurdering av Tanavassdraget tilsier. Fra 2010 til 2012 ble overbeskatningen redusert eller borte i deler av landet (Vest- og Sør-Norge) hvor innsiget av mellomlaks og storlaks økte mye.

Overbeskatning, slik vitenskapsrådet har definert det, betyr ikke nødvendigvis at beskatning i seg selv er en viktig trusselfaktor. I mange tilfeller er innsiget redusert av andre årsaker, og overbeskatning kan estimeres også der beskatningen er lav eller svært lav, slik det var i mange av de overbeskattede bestandene i 2012. I 15 av de 39 bestandene med overbeskatning var det i 2012 neppe et høstbart overskudd i det hele tatt (estimert innsig var mindre enn eller svært nær gytebestandsmålet). Når innsiget er så lite er det sannsynlig at bestandene er redusert av andre årsaker. Dermed var det 24 bestander (13 %) som ble klassifisert som overbeskattet og som samtidig i utgangspunktet hadde et høstbart overskudd. Overbeskatning generelt, men med unntak for bestandene i Tanavassdraget, vurderes ikke lengre av vitenskapsrådet som en betydelig trussel mot laksebestandene i Norge.



Figur 4. Klassifisering av overbeskatning for de ulike laksevasdragene (grad av reduksjon i gytebestand under gytebestandsmålet på grunn av beskatning; i prosent av gytebestandsmålet): ingen overbeskatning: 0 %, liten: < 10 %, moderat: 10-30 % og stor: > 30 % i 2012. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene.

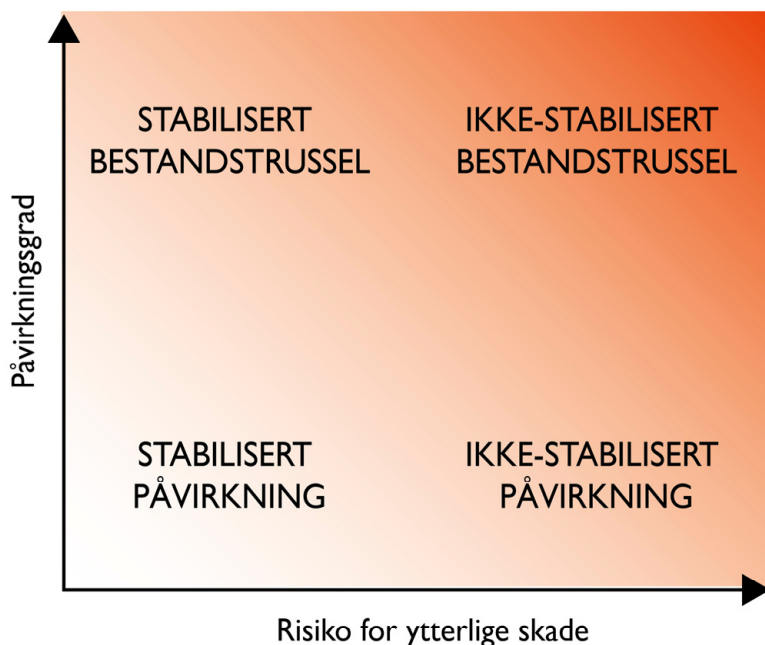
Rangering av trusselfaktorer

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.

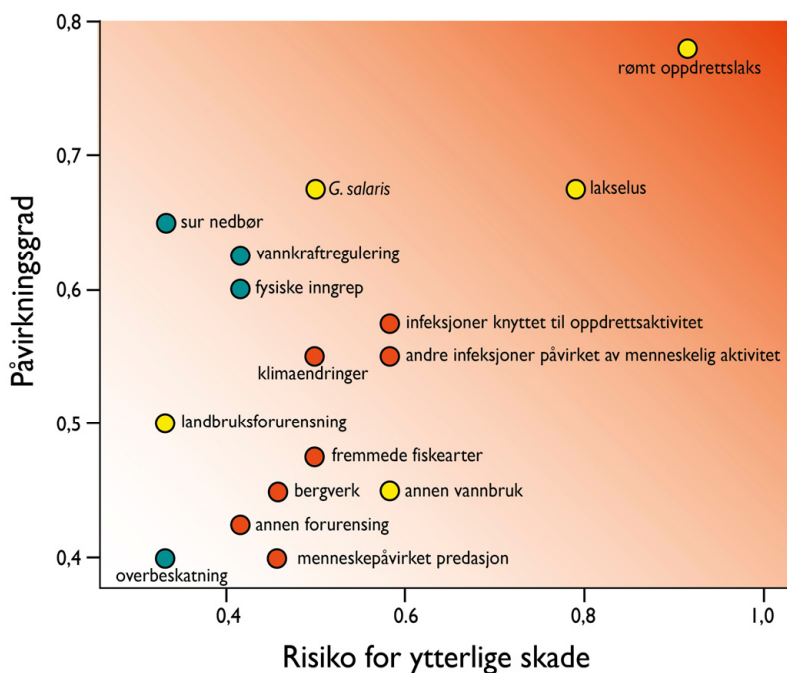
Det skilles mellom påvirkninger og bestandstrusler, og mellom stabiliserte og ikke-stabiliserte påvirkninger og trusler (**figur 5**). En stabilisert påvirkning er en faktor som reduserer produksjonen i bestandene, men ikke i den grad at det truer bestandene, og som har lav sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap og/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 og/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**). For graden av påvirkning er det tilkommet ny kunnskap som tilsier at

effekten av rømt oppdrettsfisk ble oppgradert, mens det for de andre faktorene var det ikke noen endringer.



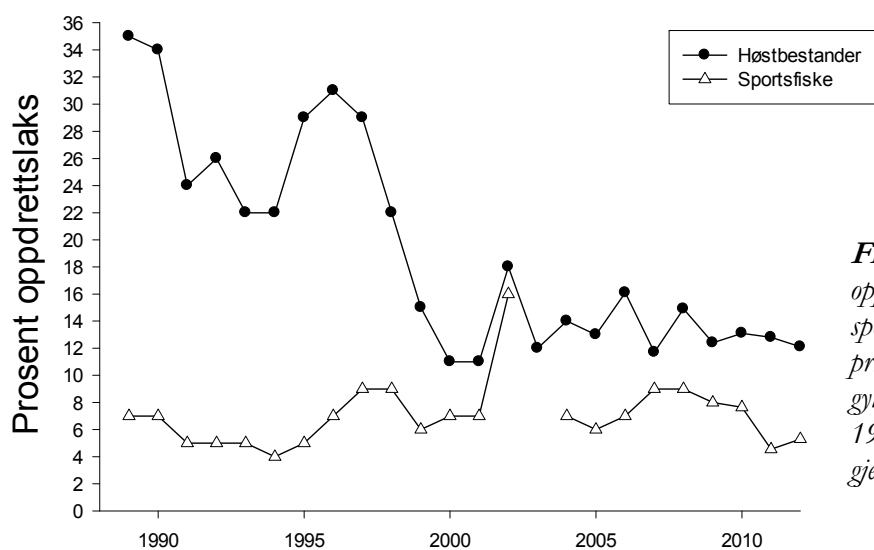
Figur 5. System for vurdering av påvirkningsfaktorer og bestandstrusler for norske villaksbestander (øverst), og de ulike faktorenes plassering i diagrammet. Bakgrunnsfargen illustrerer alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig). Fargene på punktene symboliserer god kunnskap og lav usikkerhet om utvikling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



Rømt oppdrettslaks

I 2012 ble det produsert ca. 1 148 000 tonn oppdrettslaks i Norge. Det er foreløpig rapportert at bare 38 000 laks rømte fra oppdrettsanlegg i 2012, som er det laveste nivået i tidsserien fra 1998, og en betydelig reduksjon fra året før (rapportert rømming av 368 000 laks i 2011). Generelt er 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 sportsfisket har vært forholdsvis stabilt de siste 10 årene, med et gjennomsnitt de fleste år på 6-9 % (**figur 6**). I 2012 var innslaget av rømt laks i sportsfisket 5 %, noe som er blant de laveste innslagene i hele tidsserien. Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøvofiske og stamfiske om høsten like før gyting var 12 % i 2012. I de siste tretten årene har gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks om høsten vært 11-18 %, mens det var gjennomsnittlig over 20 % i årene 1989-1998. Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra sjølaksefiske i Finnmark var betydelig høyere i 2012 enn i en tilsvarende undersøkelse i 2008 (8 % vs. 3,6 %). Resultater fra nye undersøkelser viser 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.



Figur 6. Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og i prøver fra prøvofiske/ stamfiske like før gyting om høsten i perioden 1989-2011 (uveid gjennomsnitt).

Gyrodactylus salaris

Gyrodactylus salaris ble ikke påvist i nye vassdrag i 2011 eller 2012. I perioden 2009-2012 ble ti elver og tre innsjøer i Vefsn i Nordland rotenonbehandlet, og i 2011 og 2012 ble Lærdalselva i Sogn og Fjordane behandlet med aluminiumsulfat. Forutsatt at behandlingene har vært vellykkede har forekomsten av *G. salaris* i norske vassdrag blitt ytterligere redusert, og per mai 2013 er det 14 elver med kjent forekomst av *G. salaris*. Risiko for ytterligere produksjonstap og risiko for tap av ytterligere laksebestander er begge vurdert til å være moderate, og i en samlet vurdering er trusselen fra *G. salaris* mot norske laksebestander noe redusert.

Sykdomssituasjonen for villaks

Det oppdages stadig nye infeksjoner og sykdommer hos norsk villaks. Flere av disse synes å øke i forekomst og har stedvis påviselig negativ effekt på bestandene. Flere endringer i laksens leveområder gir grunn til å hevde at smittepresset mot villaks har økt betydelig for en rekke infektive organismer i de siste 20-30 år. Særlig har smittepresset fra infektive organismer som er oppformert hos oppdrettslaks økt. Mange millioner oppdrettslaks i anlegg blir syke hvert år av ulike infeksjonssykdommer, særlig virussykdommer, men også bakterie- og parasittsykdommer. Det er sannsynlig at de mange sykdomsutbruddene har resultert i et økt smittepress mot villaks.

Infeksjonene kan medføre dødelighet, eller påvirke veksten hos villaks slik at disse blir mindre og magrere enn normalt. En syk eller svekket villaks kan også bli sårbar for andre påvirkninger.

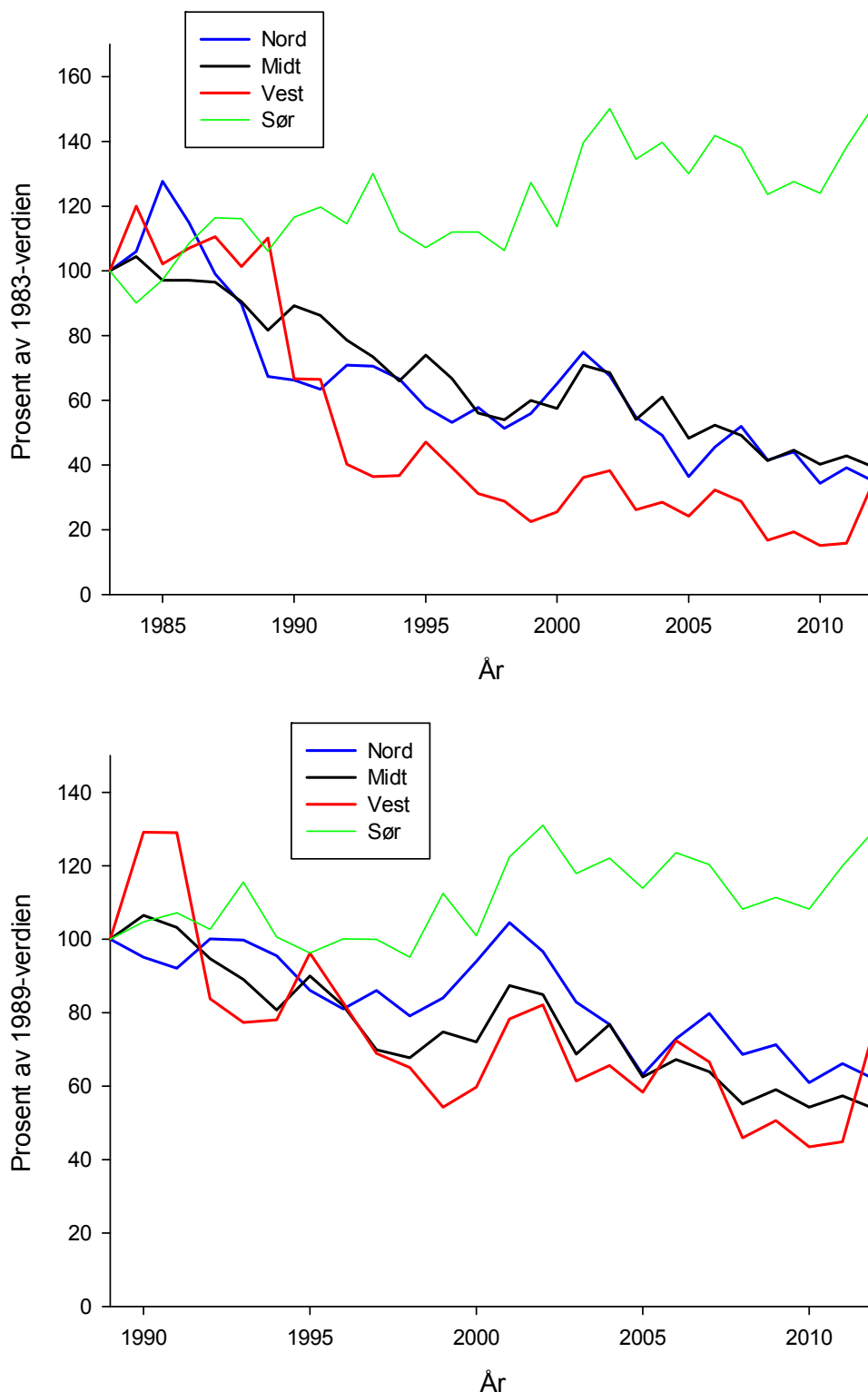
I Norge gjennomføres det få undersøkelser med hensyn på infeksjoner og sykdommer hos ville laksefisk. I løpet av de to siste årene har det vært publisert enkeltarbeider på infeksjonsstatus hos ville laksefisk i visse geografiske områder, men det er få systematiske overvåkinger og undersøkelser med hensyn på infeksjoner og sykdommer hos ville anadrome laksefisk. Grunnlaget for å vurdere sykdomssituasjonen for anadrome laksefisk er derfor begrenset. Det er viktig at et årlig helseovervåkingsprogram omfatter mange ulike infektive organismer for å få et best mulig grunnlag for å trekke konklusjoner.

Samlet utviklingsbeskrivelse

Det mest framtreddende utviklingstrekket i 2011 og 2012 var et historisk høyt innsig av mellom- og storlaks til regionene Sør-Norge (høyeste etter 1983) og Vest-Norge (høyeste etter 1988) sør for Hustadvika i Møre og Romsdal. For de andre delene av landet, det vil si Midt-Norge nord for Hustadvika og hele Nord-Norge, har det ikke vært noen større endringer i innsig av noen av størrelsesgruppene laks i de senere år. Det store innsiget av mellomlaks og storlaks til Sør- og Vest-Norge kan primært knyttes til en storskala bedring i overlevelsesvilkår i havet. Dette ble også registrert i Sverige, Frankrike, England og Wales, Nord-Irland og Skottland.

Den negative langtidsstrenden i lakseinnsiget til Norge i perioden 1983-2012 er ikke like sterk i hele landet (**figur 7**). Innsiget har, fram til 2011/12, gått mest tilbake i Vest-Norge, men også betydelig tilbake i Midt-Norge og Nord-Norge, sett i forhold til innsigstørrelsen i 1983. Reduksjonen i innsiget til Vest-Norge var størst i årene rundt 1990, mens reduksjonen i innsiget til Midt-Norge og Nord-Norge var mer jevn fordelt over hele perioden. Utviklingen i perioden 1983-2012 var relativt lik i regionene Midt-Norge og Nord-Norge. Innsiget til Sør-Norge har i motsetning til de andre regionene økt i hele perioden 1983-2012, sett i forholdt til innsigstørrelsen i 1983. Økningen i region Sør-Norge kan knyttes til reetablering av laks i kalkede vassdrag på Sørlandet

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning konkluderer med at påvirkningsfaktorer fra lakseoppdrett er særlig viktige årsaker til den avvikende langsiktige trenden med lavt innsig og dårlig måloppnåelse på deler av Vestlandet. Generelt har dokumentasjonen for bestandeffekter av lakselus blitt forsterket i løpet av det siste året gjennom internasjonale vitenskapelige publikasjoner. På samme måte har dokumentasjonen for at rømt oppdrettslaks har påvirket eller kan påvirke genetisk integritet blitt forsterket gjennom genetiske analyser og et nytt feltforsøk. Vitenskapsrådets konklusjon er derfor at det er nødvendig å videreføre og forsterke tiltakene for å redusere effekten av trusselfaktorene fra lakseoppdrett.



Figur 7. Trendlinjer for innsig av laks til region 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) for perioden 1983 til 2012 gitt som prosent av 1983-verdien fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller (øvre figur) og for perioden etter 1989 gitt som prosent av 1989-verdien (nedre figur). Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet. Trendanalyser er gjort separat for de to periodene.

VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

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

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

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

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

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

I 2013 har rådet følgende sammensetning:

LEDER:

Torbjørn Forseth

MEDLEMMER:

Bjørn T. Barlaup, Bengt Finstad, Peder Fiske, Harald Gjørseter, Morten Falkegård, Frode Kroglund, 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

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 laksetrappet. 53 internasjonale publikasjoner og 78 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. 21 internasjonale publikasjoner og > 120 tekniske rapporter.



Bengt Finstad, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: bengt.finstad@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Økofysiologi, smoltproduksjon og utsettinger av fisk, forurensning og forsuring, bioteleometri (fiskevandring), oppdrett og havbeite, laks i åpent hav og fiske sykdommer og parasitter. Arbeid både i felt og på laboratoriet og sammen med nasjonale og internasjonale samarbeidspartnere innen forskning, forvaltning og industri.

90 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



Peder Fiske, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: peder.fiske@nina.no

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

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

31 internasjonale publikasjoner og 56 tekniske rapporter.



Harald 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. 48 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 vandring, produksjon, beskatning, forvaltning og overvåking.

Har også jobbet med: Introduerte arter og ferskvannsbunndyr.

7 internasjonale publikasjoner og 13 tekniske rapporter.



Frode Kroglund, Cand. real.

Stilling: Forsker, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

e-post: frode.kroglund@niva.no

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

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



Tor Atle Mo, Dr. scient.

Stilling: Seksjonsleder, Seksjon for parasittologi, Veterinærinstituttet

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

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Forekomst og effekt av fiskeparasitter hos villfisk og oppdrettsfisk, særlig hos laksefisk. Referanseekspert på *Gyrodactylus salaris* for verdens dyrehelseorganisasjon (OIE). 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 vanndirektiv, egnethetsanalyser for oppdrettsanlegg, rømt oppdrettsfisk, konsekvensanalyser. 43 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



Eva B. Thorstad, PhD

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

e-post: eva.thorstad@nina.no

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

Har også jobbet med: Effekter av introduserte arter, interaksjoner mellom arter og energetikk. 91 internasjonale publikasjoner og > 120 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.uit.no

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

Har også jobbet med: De fleste norske ferskvannsfiske, og med et vidt spekter av tilnærminger (teori, populasjonsgenetikk, kvantitativ genetikk, funksjonell genetikk, populasjonsdynamikk, atferd, fysiologi). Arbeider hovedsakelig med grunnleggende biologiske problemstillinger. 130 internasjonale publikasjoner, fagredaktør for tema fisk i Store Norske Leksikon, redaktør i *Ecology of Freshwater Fish*, medredaktør i *Aquatic Biology*.



Vidar Wennevik, PhD

Stilling: Forsker, Havforskningsinstituttet

e-post: vidar.wennevik@imr.no

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

Har også jobbet med: Populasjonsstruktur av torsk og sild, og generell lakseøkologi. Medlem i ICES Working Group on North Atlantic Salmon som årlig vurderer bestandssituasjonen for atlantisk laks. 14 internasjonale publikasjoner og > 15 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 for 2013 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 og forvaltningsmål.
3. Rangere og vurdere utvikling av trusselfaktorer mot laks.
4. Vurdere forekomst av rømt oppdrettslaks.
5. Vurdere trusselen fra *Gyrodactylus salaris* spesielt.
6. Oppdatere vurdering av sykdomssituasjonen for villaks.

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 191 laksebestander basert på situasjonen i 2009-2012. Vurderinger av bestandsstatus for de ulike vassdragene er gitt i en egen vedleggsrapport (Anon. 2013b).

1.2 Premisser for arbeidet

Råd, analyser og vurderinger i rapporten er i samsvar med mandat fra DN, og de er gjort innenfor rammene av NASCO (North Atlantic Salmon Conservation Organisation) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, ICES (International Council for the Exploration of the Sea) sine tilrådninger, samt vedtatte nasjonale målsetninger for lakseforvaltning jamfør føringene i St.prp. nr. 32 (Anon. 2006-2007). 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 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen

NASCO, den nordatlantiske organisasjonen for vern av atlantisk laks, ble etablert i 1983 gjennom konvensjonen for bevaring av laks i elver rundt og i det nordlige Atlanterhavet. Formålet med konvensjonen er å bidra til at de ulike laksestammene i området bevares, gjenoppbygges og styrkes gjennom en forvaltning som bygger på kunnskap, konsultering og samarbeid. Medlemmer i NASCO er Canada, Danmark (for Færøyene og Grønland), EU, Island, 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 grep skal foretas uten at vitenskapelig baserte analyser av potensielle 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 scenarioer 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).

1.2.2 Fiske på blandede bestander

Reguleringene i laksefisket skal baseres på de vitenskapelige rådene fra det internasjonale havforskningsrådet 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 fore-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 er vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål gjort 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 (Anon. 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.

1.2.3 Gytebestandsmål og forvaltningsmål

I NASCO sin fore-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 på en eller annen måte 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 nå satt gytebestandsmål for alle norske laksevassdrag - i alt 439 bestander. 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 sine 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 ble målene revidert våren 2013 (Hindar mfl. 2013 og Falkegård mfl. 2013, under utarbeidelse) og vi har benyttet disse i denne rapporten. Gytebestandsmålene for de enkelte vassdrag er listet i **vedlegg 1**. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning vurderer årlig måloppnåelse i forhold til gytebestandsmålene i ulike vassdrag, men har ikke vurdert målene i seg selv.

De foreliggende gytebestandsmålene (inklusive de som ble revidert våren 2013) 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. Det er gjennomført undersøkelser som viser at store gytebestander gir bedre spredning av gytefisken innenfor et vassdrag (Finstad mfl. 2013).

1.2.4 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 (Anon. 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 de bestandvise vurderingene av oppnåelse av gytebestandsmål i vedleggsrapporten, er det angitt hvilke av de vurderte vassdragene som er et nasjonale laksevassdrag (Anon. 2013b).

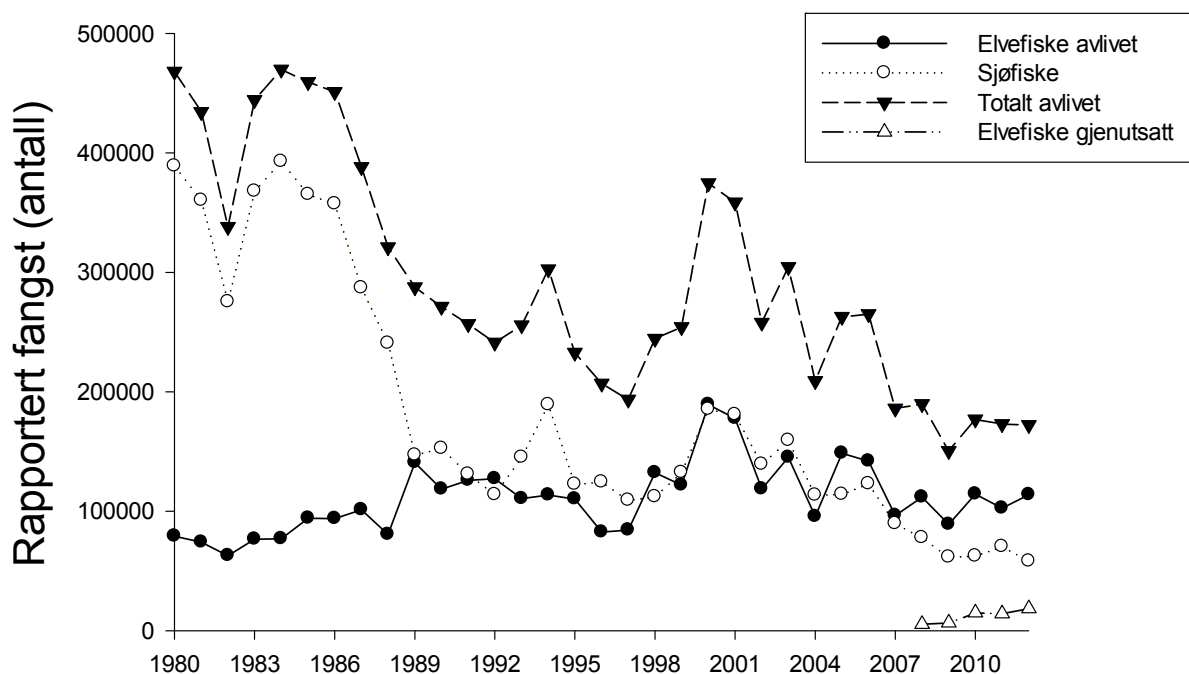
1.2.5 Datagrunnlag

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 i mot slik kunnskap som grunnlag for framtidige vurderinger.

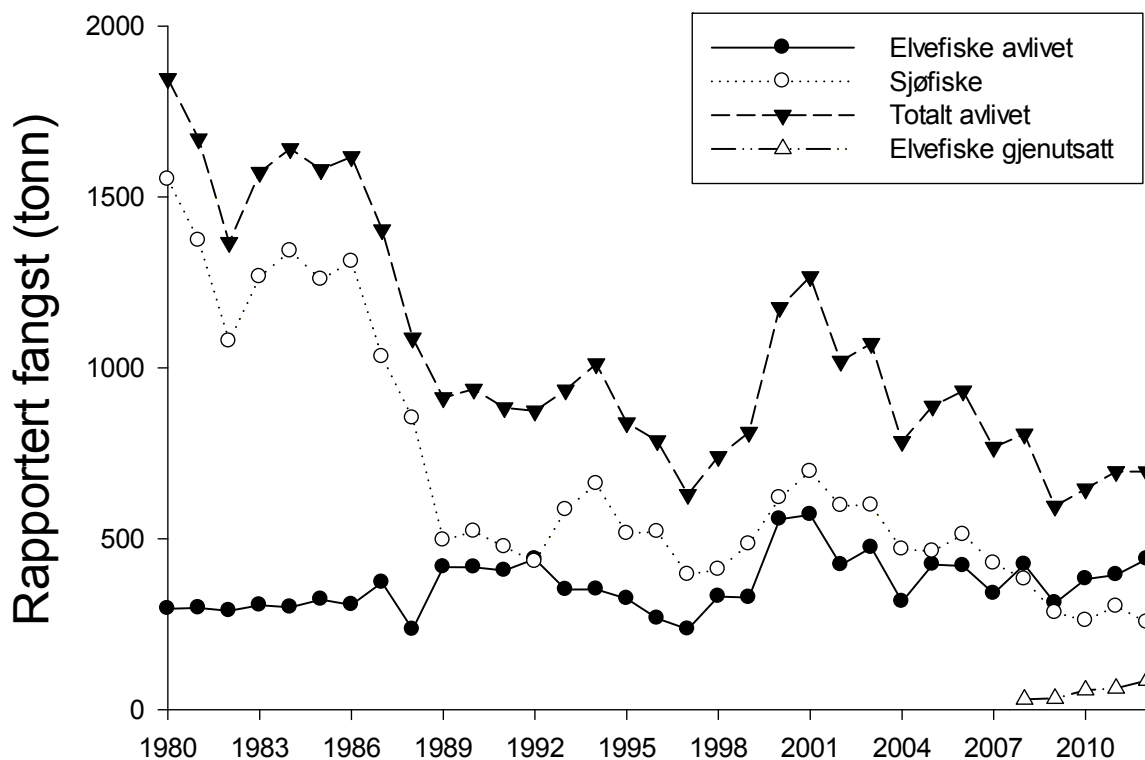
2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2012

2.1 Fangst

I 2012 ble det rapportert fanget og avlivet ca. 172 000 laks i Norge (**figur 2.1**) som veide til sammen 696 tonn (**figur 2.2**). Dette er en liten reduksjon i antall fanget, mens vekten av laksefangsten var den samme som året før (tallene for 2011 var 173 000 laks og 696 tonn). I tillegg ble det innrapportert at ca. 18 600 laks ble fanget og sluppet ut igjen (antallsmessig 10 % av totalfangst). Anslått vekt på de som ble sluppet ut igjen var 85 tonn (ca. 11 % av totalfangst på vektbasis), slik at summen av avlivet og gjenutsatt laks var 781 tonn. Gjenutsatt fangst er trolig fortsatt noe underrapportert (sammenlignet med avlivet fisk), men statistikken var bedre i 2012 enn tidligere fordi rapporteringsrutinene nå har kommet på plass i noen større vassdrag (for eksempel i Stjørdalselva).



Figur 2.1. Rapportert fangst (antall) av laks i Norge i perioden 1980-2012 (rømt oppdrettslaks er inkludert). Gjenutsatt laks er vist i figuren, men ikke inkludert i totalen siden gjenutsatt laks kan bli fanget flere ganger.

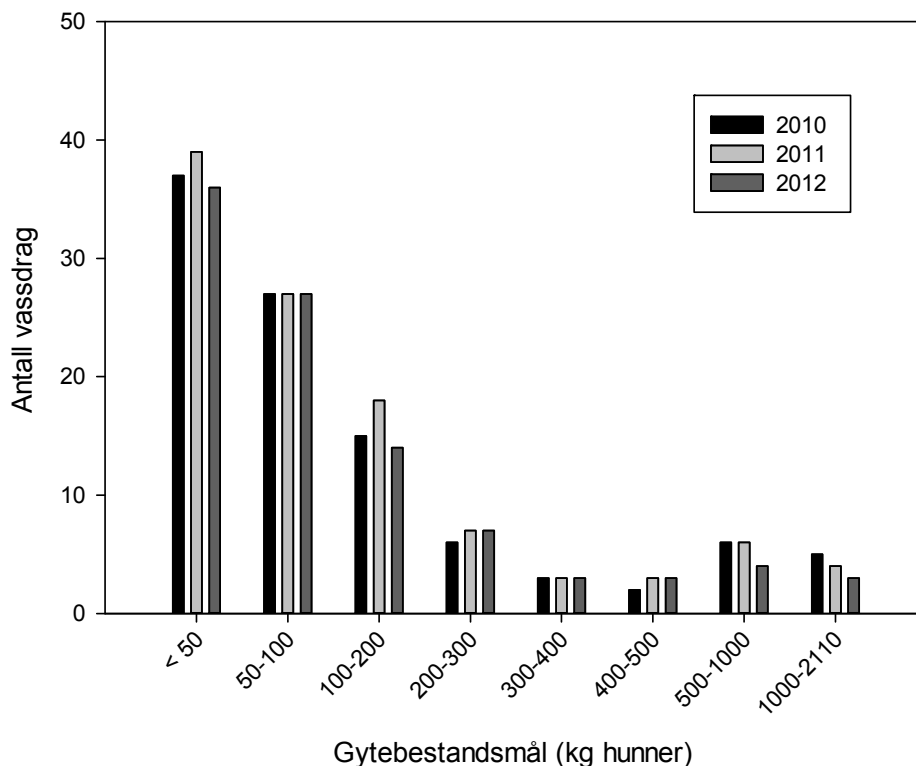


Figur 2.2. Rapportert fangst (tonn) av laks i Norge i perioden 1980-2012 (romt oppdrettslaks er inkludert). Gjenutsatt laks er vist i figuren, men ikke inkludert i totalen siden gjenutsatt laks kan bli fanget flere ganger.

2.2 Vassdrag stengt for fiske

I 2012 ble det ikke åpnet for fiske etter laks i 97 vassdrag (vassdrag med *G. salaris* ikke medregnet). To nye vassdrag (Osvollvassdraget og Rotsundelva) ble stengt for fiske etter laks i 2012. Forvaltningen stengte laksefisket enten på grunn av at bestandene er antatt å være svake eller fordi det er svært mangelfull rapportering fra vassdragene. Vi har ikke noen nøyaktig oversikt over begrunnelsen for stenging i hvert enkelt vassdrag. Det er også flere vassdrag enn de vi har oppsummert her som er stengt for fiske etter laks, men vi har konsentrert oss om vassdrag som har gytebestandsmål. I elver med *G. salaris* er det ikke noe mål at laksen i vassdraget ikke skal fiskes og de fleste av disse elvene er åpnet for fiske etter laks. I Steinkjervassdraget og Figgja er det ikke åpnet for fiske etter laks fordi bestanden er under oppbygging etter behandling mot parasitten. Disse to vassdragene er ikke med i vår oversikt over stengte vassdrag. Tolv vassdrag som var stengt for fiske i 2011 ble åpnet i 2012, de største av disse var Etneelva, Vikedalselva og Rødneelva. Majoriteten av de stengte vassdragene har små gytebestandsmål, mens 7 (7,2 %) av de stengte vassdragene er relativt store med gytebestandsmål høyere enn 500 kg hunnfisk (**figur 2.3**). Samlet utgjør gytebestandsmålene i de stengte vassdragene 4,5 % av det totale gytebestandsmålet i alle norske laksevassdrag. Det er flest stengte vassdrag i Nordland (55 vassdrag), fulgt av Hordaland (13 vassdrag). De fleste stengte vassdragene i Nordland har ut fra gytebestandsmålene små bestander (gjennomsnittlig gytebestandsmål 102 kg, median 56 kg), mens flere av de stengte vassdragene i Hordaland er relativt store (gjennomsnittlig gytebestandsmål 344 kg, median 144 kg). Blant de største bestandene i Hordaland er Vosso, med historiske rapporterte maksimumsfangster i elvefisket på nesten 10 900 kg, og Opo med historiske rapporterte maksimumsfangster på ca. 900 kg. Vossolaksen ble i tillegg beskattet i et spesielt stort fiske i

fjordene. I tillegg har Jølstra i Sogn og Fjordane, som har vært stengt i flere år, tidligere hatt fangster på opp til 4100 kg. De historisk største fangstene blant stengte vassdrag i Nordland ble gjort i Sausvassdraget (maksimumsfangst på ca. 1400 kg) og Skjoma (ca. 500 kg).



Figur 2.3. Frekvensfordeling av størrelse på gytebestandsmål i vassdrag som var stengt for fiske i perioden 2010-2012.

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

Metoden som vitenskapsrådet bruker for å beregne størrelsen på lakseinnsiget (bestandsstørrelse, prefishery abundance, PFA) ligner på “run-reconstruction” metoden som har blitt 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 ble tatt 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**.

For å teste for tidstrender i innsig brukte vi, etter analyser av temporære autokorrelasjoner i de estimerte innsigene (medianverdiene) og sammenligning av ulike modeller (ut fra residualplott og AIC, Akaike Information Criterion, en metode for å sammenligne godheten av alternative modeller), en ARIMA (1,0,0) modell, som er en såkalt første ordens autoregressiv modell. Valg av modell og modellens egenskaper er beskrevet i tidligere årsrapporter (for eksempel Anon. 2012b).

Vi har analysert innsiget både for perioden 1983-2012 og for perioden 1989-2012. Startåret 1983 er valgt fordi fangstene konsekvent er delt inn i vektclasser 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 drivgarnsfisket laks ikke nødvendigvis hørte hjemme i det området

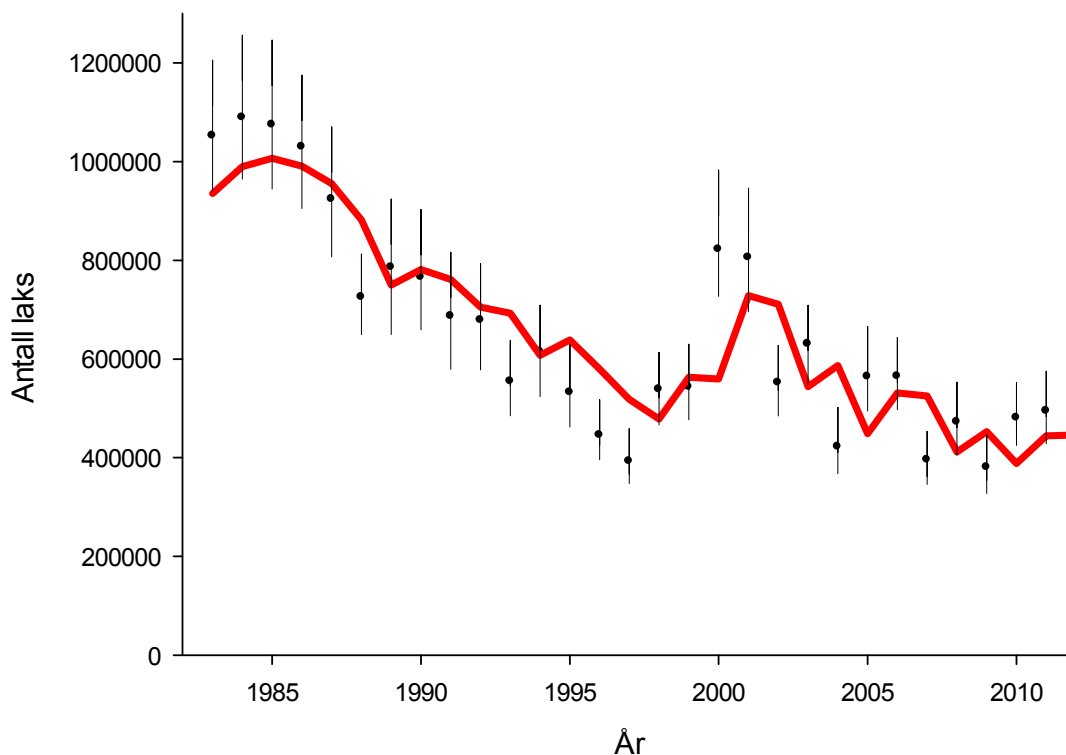
den ble fanget. Drivgarnsfisket beskattet også trolig laks fra andre land i større grad enn sjøfisket som foregår nærmere elvene. Dette kan påvirke estimatene, og vi valgte derfor også å analysere perioden etter at drivgarnsfisket opphørte siden estimatene i denne delen av tidsserien i mindre grad vil 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 (smålaks), 3-7 kg (mellomlaks) og > 7 kg (storlaks). Innsig av mellom- og storlaks hver for seg er således bare estimert for perioden 1993 til 2012.

Etter noen år med relativt høye estimater for totalinnsiget av laks til Norge rundt årtusenskiftet, har estimatene de siste årene vært lave. Estimateret for 2012 på rundt 525 000 villaks til Norge samlet før fisket tok til, var på samme nivå som årene 2004-2011 (i gjennomsnitt 472 000 laks) (**figur 2.4**), men var det høyeste siden 2006. For perioden 1983-2012 har det vært en signifikant negativ trend i innsiget (**tabell 2.1**), og innsiget er redusert med 56 % fra de første fire til de siste fire årene i perioden. Reduksjonen er mindre (35 % reduksjon fra første fire til siste 4 år i perioden), og marginalt ikke-signifikant ($p = 0,053$) for perioden 1989-2012. Disse nasjonale trendene var de samme som ved forrige vurdering (innsig fram til 2011, Anon. 2012b). Imidlertid var det, som det vil framgå nedenfor, en betydelig økning i innsiget av mellomlaks til Sør- og Vestlandet i 2011, og av mellom- og storlaks til samme område i 2012. Denne økningen påvirker de langsiktige trendene.

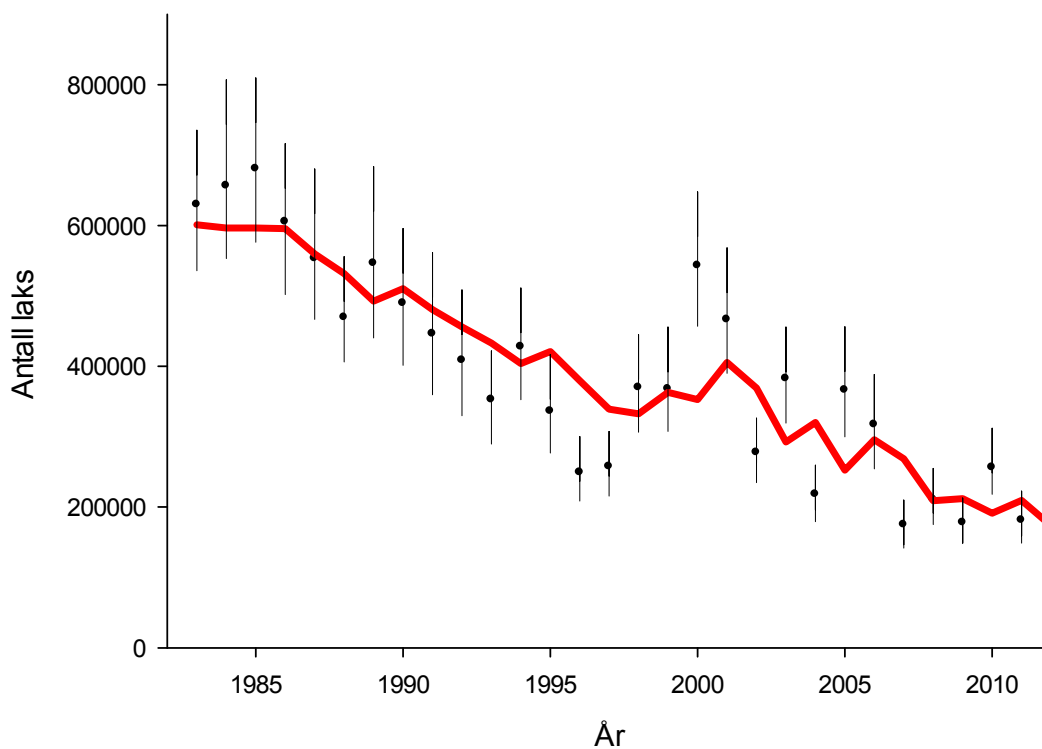
Med unntak av en økning rundt årtusenskiftet (spesielt 2000 og 2001) har innsiget av smålaks til Norge avtatt relativt jevnt fra de høyeste nivåene i tidsseriene på midten av 1980-tallet (**figur 2.5**). Det er som ved tidligere vurderinger (Anon. 2012b) signifikant negative tidstrender i innsiget av smålaks for hele perioden 1983 til 2012, og for perioden 1989 (da drivgarnfiske ble forbudt) til 2012 (**tabell 2.1**). Reduksjonen av innsiget av smålaks fra de fire første til de fire siste årene i periodene har vært på 67 % fra 1983 og 56 % fra 1989. Fordi en høyere 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 ensjøvinter laks større enn disse analysene tilsier.

Innsiget av mellomlaks (**figur 2.6**) og storlaks (**figur 2.7**) har ikke vist samme nedadgående trend (etter 1993, da disse størrelsesgruppene ble skilt i fangststatistikken). For mellomlaks var det en markant økning i estimert innsig i 2011, og også et stort innsig i 2012. Disse to årene var på nivå med innsiget rundt årtusenskiftet, og blant de høyeste i tidsserien. Som vi skal vise nedenfor kom denne økningen bare i regionene Sør- og Vest-Norge. 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. 60 000 og 100 000 fisk i perioden 1993-2012. Innsiget i 2012 (101 000 storlaks) var det nest største i tidsserien, og mye av økningen fra 2011 til 2012 kommer av det økte innsiget av storlaks til regionene Sør- og Vest-Norge. Innsiget av mellom- og storlaks samlet for hele perioden 1983-2012 (**figur 2.8**) viser heller ingen signifikante tidstrender. Innsiget var imidlertid generelt større på starten av perioden (1983-87), og innsiget er redusert med 38 % fra de første fire til de siste fire årene i tidsserien. Denne reduksjonen bidrar til den signifikante negative trenden i totalinnsig av laks til Norge i perioden 1983 til 2012.

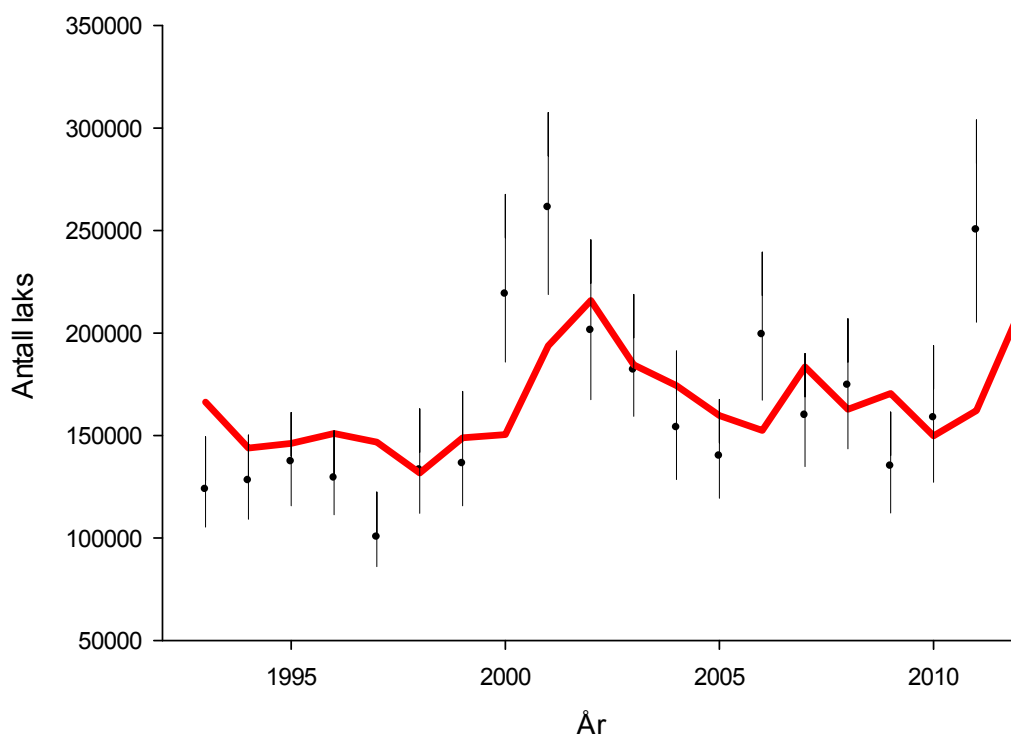
Fordelingen av innsiget av laks til Norge mellom fangster i sjøen, fangster i elv og gytebestand i vassdragene viser at sjøfiske har blitt betydelig redusert i perioden 1983-2012, mens estimatene for elvefiske og gytebestandenes størrelse har endret seg mindre (**figur 2.9**). Den totale gytebestanden har imidlertid økt i de senere år (se også **kapittel 5.2**) og var blant de høyeste i tidsserien i 2012.



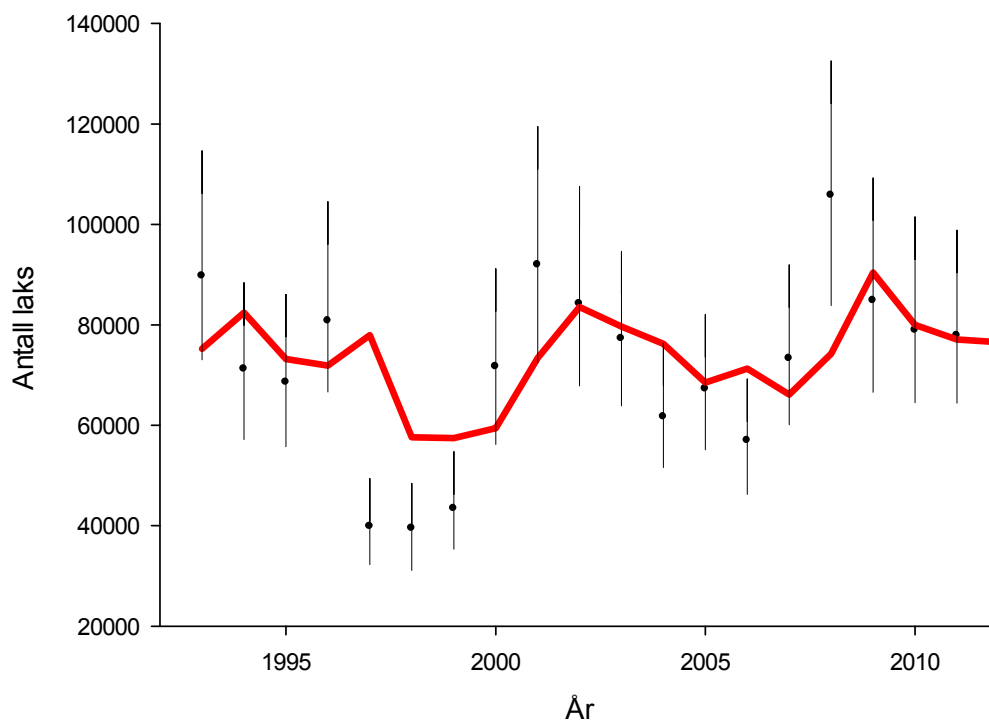
Figur 2.4. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Norge i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,75).



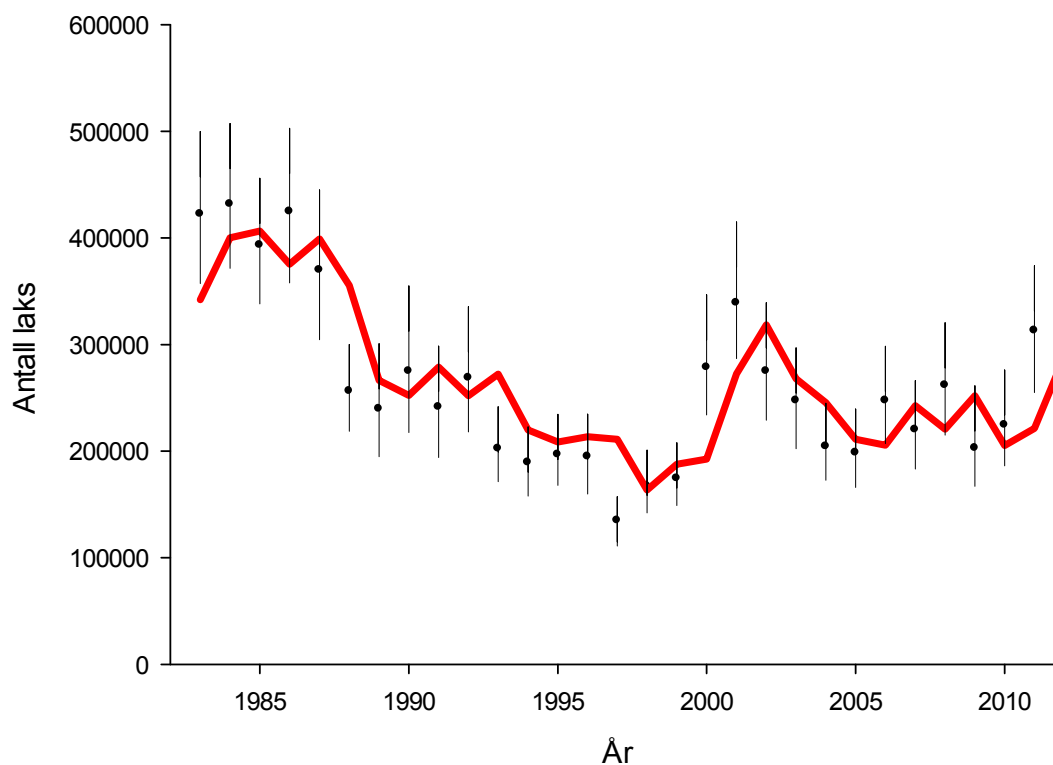
Figur 2.5. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,76).



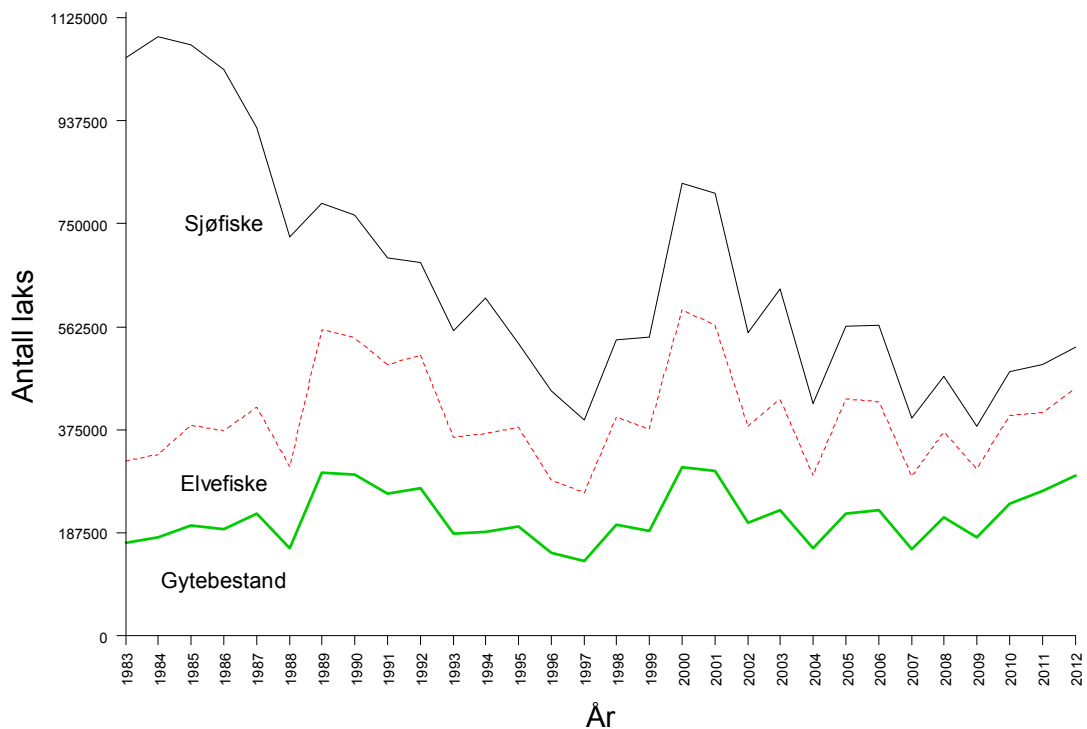
Figur 2.6. Beregnet innsig av mellomlaks (laks mellom 3 og 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,37).



Figur 2.7. Beregnet innsig av storlaks (laks > 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2012. 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 2.8. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2012. 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 = 0,64).



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 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 1983-2012. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.

Tabell 2.1. Stigningstall (β) 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 estimert i en trendmodell (ARIMA [1,0,0]) for de ulike regionene og for Norge samlet. Analysene ble gjort både for perioden 1983 til 2012, og for perioden etter at drivgarnfisket ble forbudt (1989-2012). Analysene er gjennomført med normaliserte innsigstall slik at stigningstallene er direkte sammenlignbare mellom regioner. Høye negative stigningstall antyder en sterk negativ trend i tidsperioden, mens lave stigningstall og høye p -verdier ($> 0,05$) antyder ingen signifikante trender. Prosentvis endring i gjennomsnittlig innsig mellom de fire første og de fire siste årene i de to periodene er også gitt (Endr %).

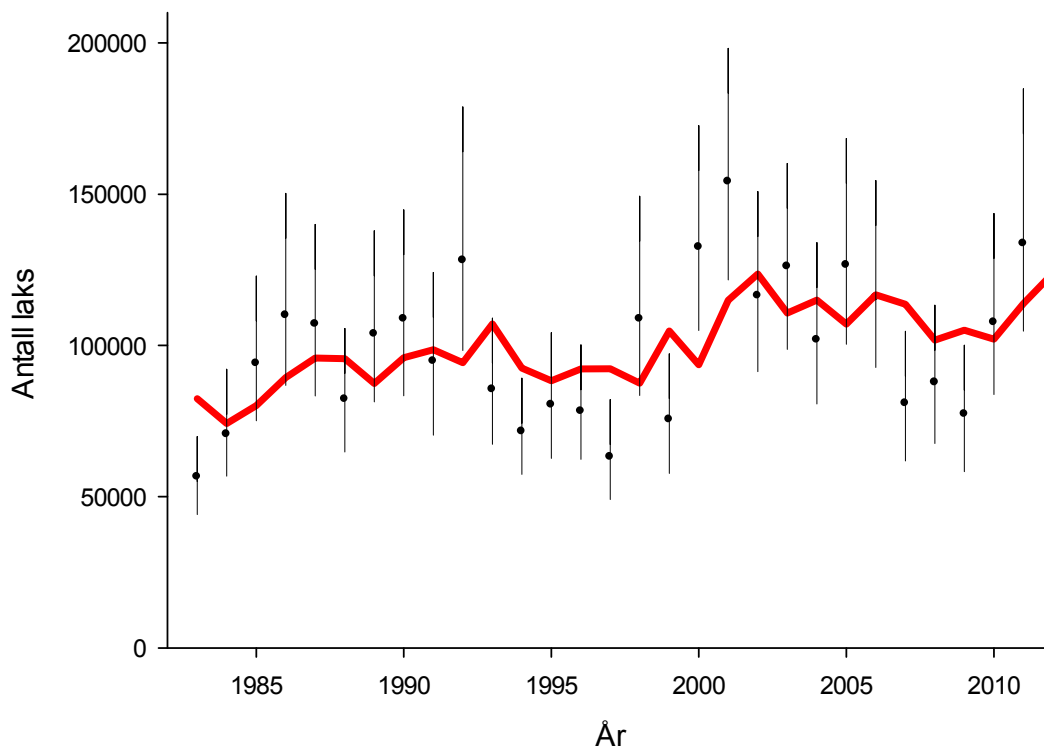
	Totalinnsig			Innsig av smålaks			Innsig av mellom- og storlaks		
	p	β	Endr %	p	β	Endr %	p	β	Endr %
1983-2012:									
Norge	0,002	-0,087	-56	<0,001	-0,097	-67	0,25	-0,052	-38
Sør-Norge	0,08	0,050	36	0,51	0,023	13	0,09	0,057	61
Vest-Norge	0,10	-0,076	-72	0,001	-0,090	-83	0,46	-0,054	-62
Midt-Norge	<0,001	-0,089	-57	<0,001	-0,092	-72	0,11	-0,059	-37
Nord-Norge	0,005	-0,085	-67	<0,001	-0,089	-73	0,084	-0,066	-56
Nord-Norge u Tana	0,04	-0,077	-67	0,012	-0,082	-74	0,24	-0,051	-50
1989-2012:									
Norge	0,053	-0,047	-35	0,001	-0,078	-56	0,42	0,024	2
Sør-Norge	0,35	0,038	4	0,55	-0,026	-28	0,032	0,093	57
Vest-Norge	0,45	-0,021	-37	0,006	-0,047	-64	0,73	0,013	-4
Midt-Norge	0,02	-0,067	-46	0,001	-0,089	-66	0,85	0,006	-11
Nord-Norge	0,069	-0,035	-37	0,001	-0,051	-51	0,87	0,005	-8
Nord-Norge u Tana	0,95	-0,001	-6	0,07	-0,016	-28	0,057	0,042	37

2.4 Innsig av laks til de ulike regionene (prefishery abundance, PFA)

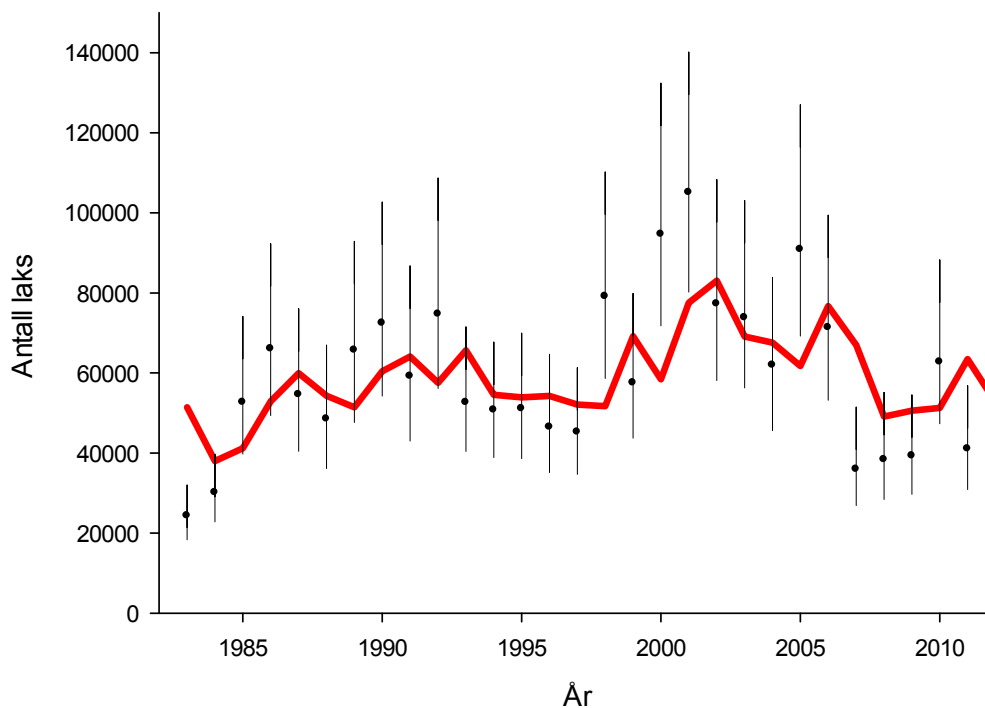
Norge deles inn i fire regioner; Sør-Norge (strekningen Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland). Innsiget av laks er beregnet og analysert for hver av disse regionene.

Sør-Norge

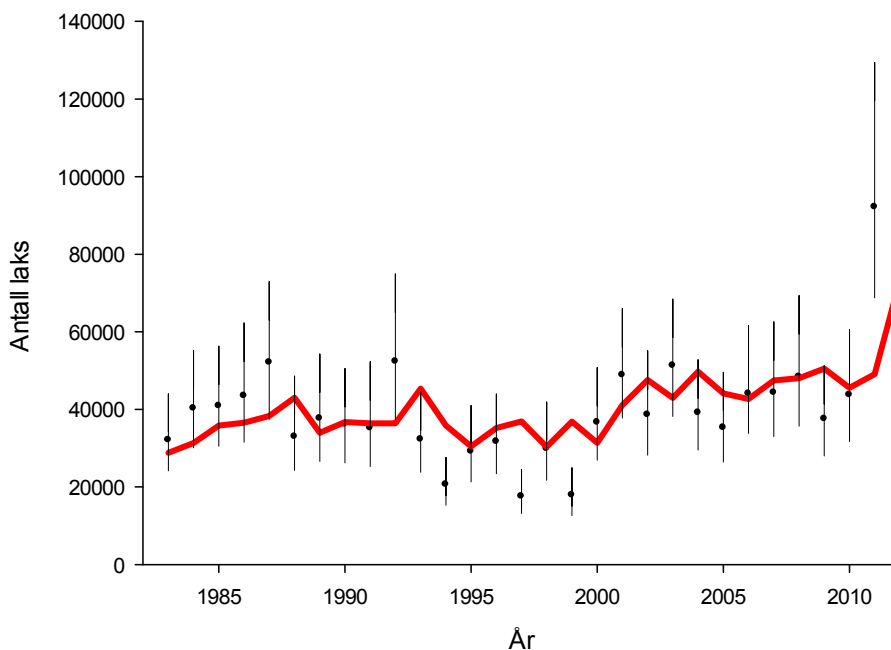
Det totale innsiget av villaks til elvene i Sør-Norge i 2012 ble estimert til ca. 133 000 individer, som er blant de høyeste i perioden 1983-2012 (**figur 2.10**). Det har vært en generelt økende trend, og denne er nå (etter at 2012 innsiget ble lagt til) nesten signifikant ($p = 0,08$; **tabell 2.1**). Innsiget av smålaks har generelt vært lavere i perioden 2007-12 enn i perioden rett etter årtusenskiftet (**figur 2.11**). Beregnet innsig av mellom- og storlaks til Sør-Norge (**figur 2.12**) viser imidlertid en betydelig økning i 2011 og 2012 sammenlignet med nivået i de foregående årene, og tidstrenden er for første gang signifikant økende etter 1989 ($p = 0,032$ mot 0,058 ved forrige vurdering). 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 år (**figur 2.13**). Gytebestandene har trolig aldri vært større etter 1983 enn det de var i 2012.



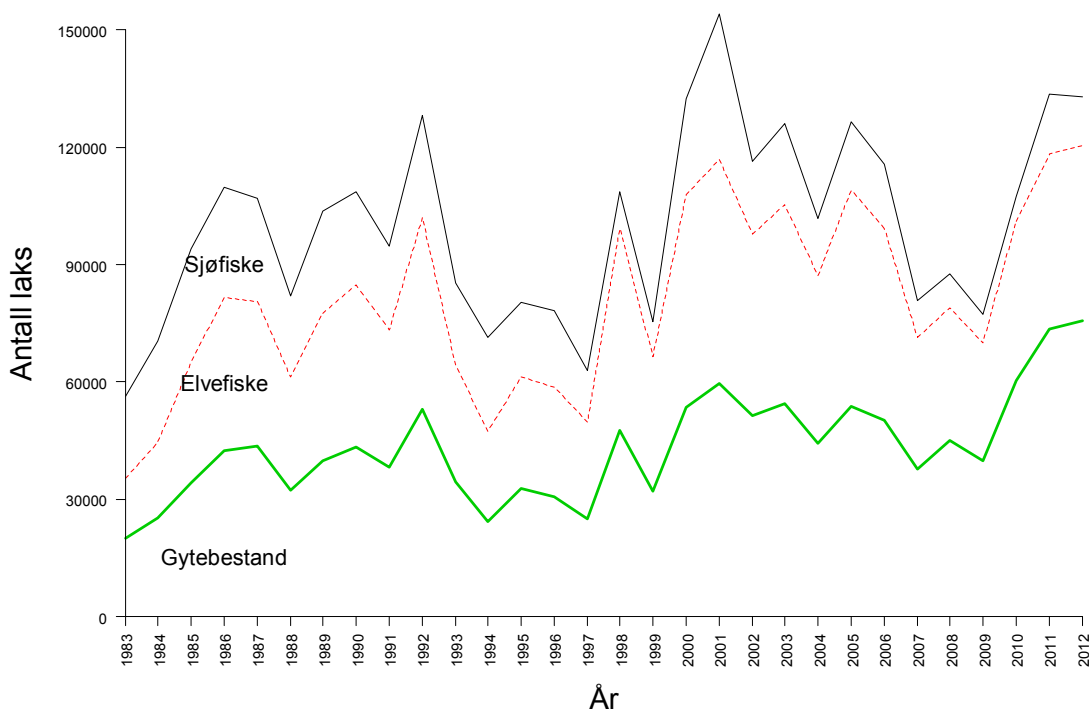
Figur 2.10. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,25).



Figur 2.11. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2012. 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).



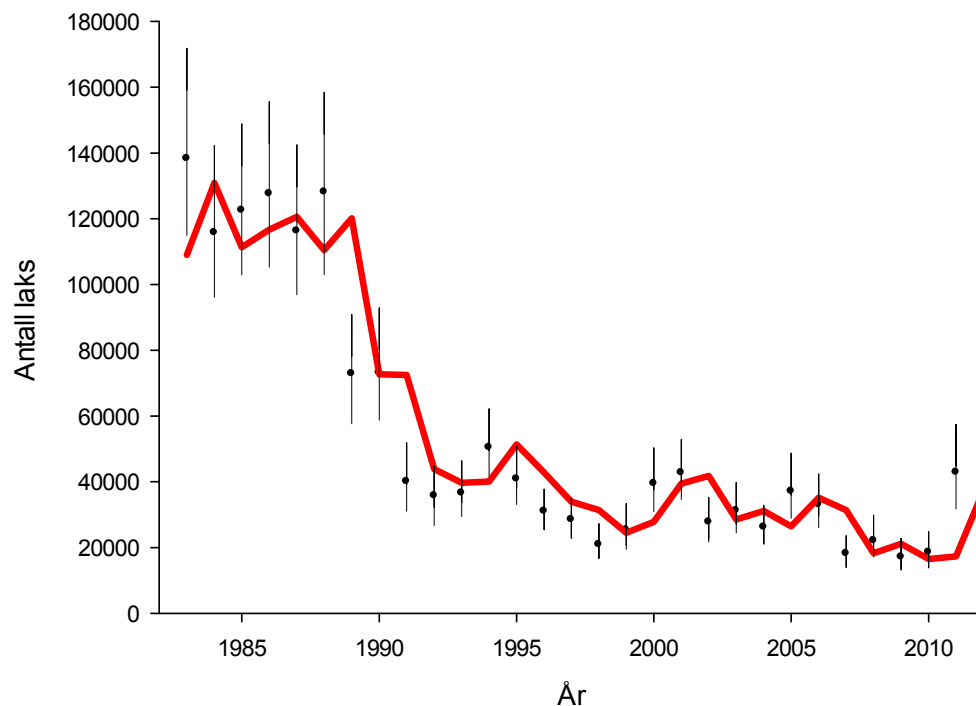
Figur 2.12. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,36).



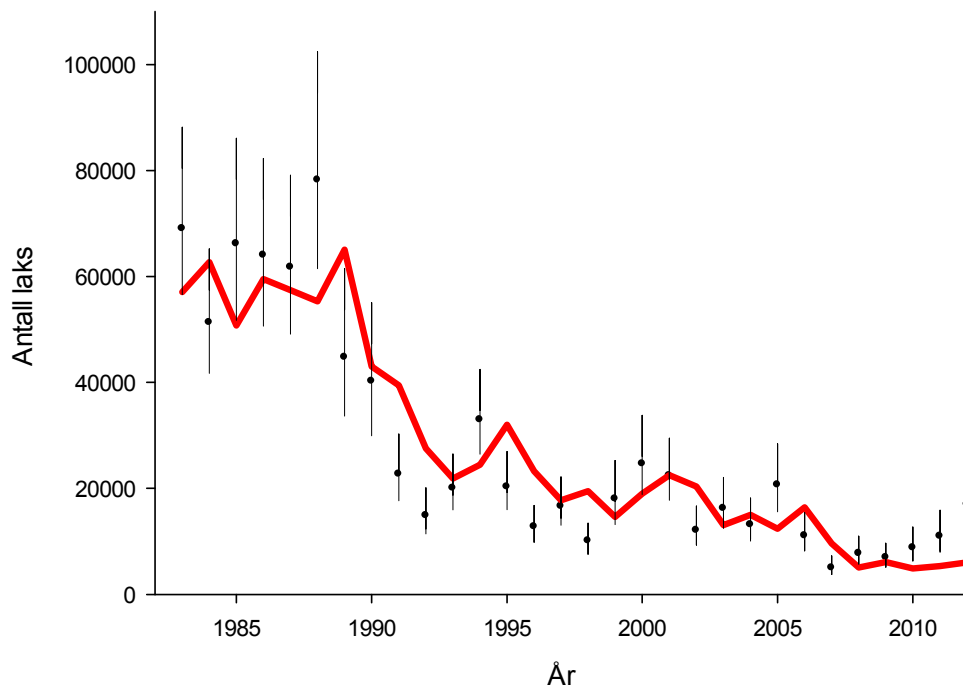
Figur 2.13. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Østfold til og med Rogaland (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiptet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2012. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.

Vest-Norge

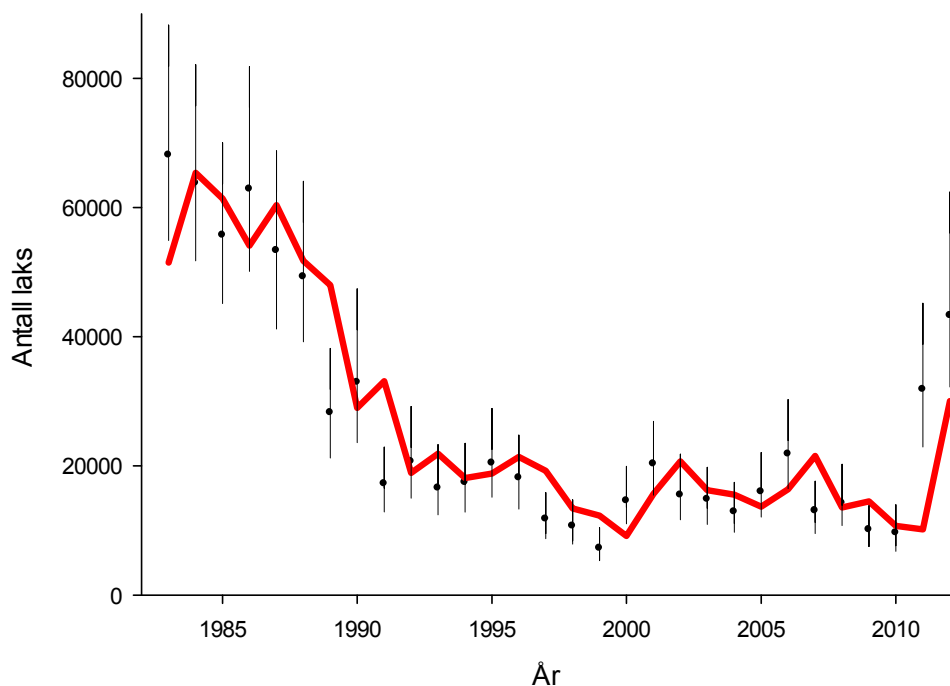
Det totale innsiget av villaks til elvene i Vest-Norge i 2012 ble estimert til nesten 61 000 individer, som er høyere enn i 2011, og det høyeste estimerte antallet siden 1990 (**figur 2.14**). Etter mange år med signifikante negative langtidstrender i totalinnsig til denne regionen (vi har analysert alle periodene fra 1983 til 2000, 2001 osv.), er trenden ikke lengre signifikant ($p = 0,10$), selv om innsiget er redusert med 72 % fra de fire første til de fire siste årene i tidsserien (**tabell 2.1**). Innsiget av smålaks økte noe i 2012 og var det høyeste etter 2005, men det er fortsatt signifikant negative langtidstrender i smålaksinnsiget både fra 1983 og fra 1989 (**figur 2.15**, **tabell 2.1**). Økningen i totalinnsig til region Vest-Norge kommer således på grunn av en markant økning i innsig av mellom- og storlaks i 2011 og 2012 (**figur 2.16**). Innsiget av mellom- og storlaks i 2012 var det største siden 1988. 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 2011 og 2012. Elvefisket og størrelsen på gytebestanden har variert gjennom store deler av perioden, uten tydelige tidstrender, men både elvefisket og den estimerte gytebestanden økte mye i 2011 og 2012 (**figur 2.17**).



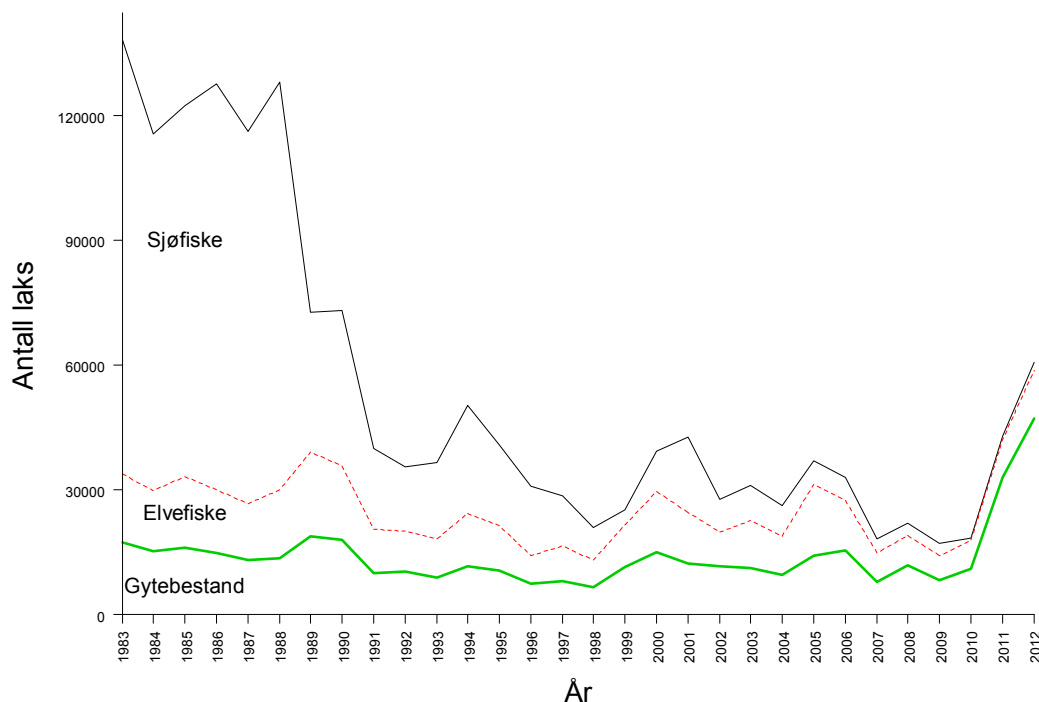
Figur 2.14. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,83).



Figur 2.15. Beregnet innsig av smålaks (laks <math> < 3 \text{ kg}</math>) til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2012. 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).



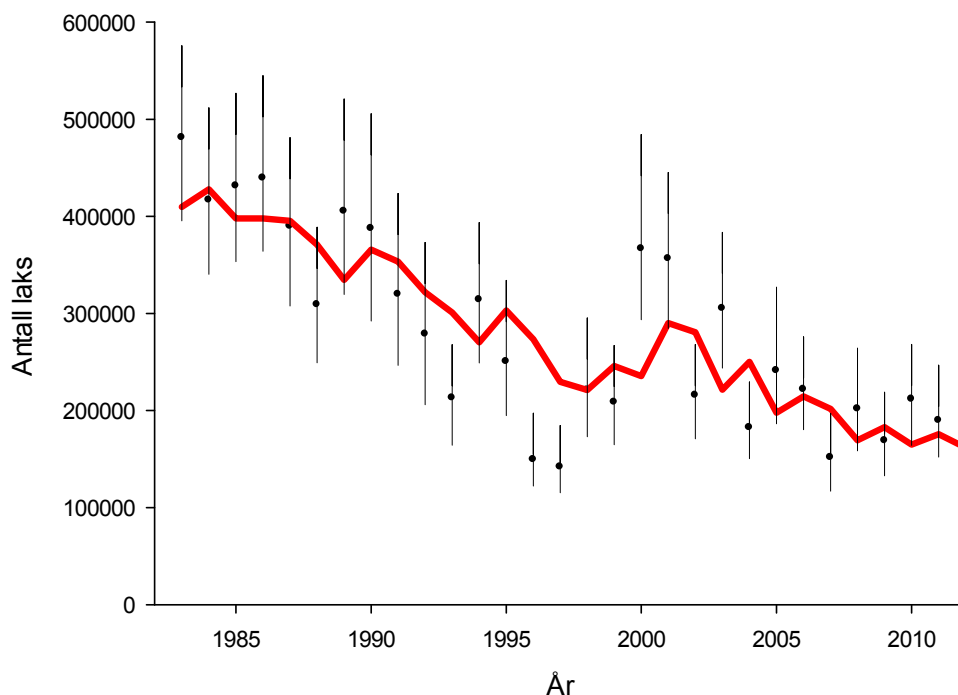
Figur 2.16. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks $> 3 \text{ kg}$) til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,79).



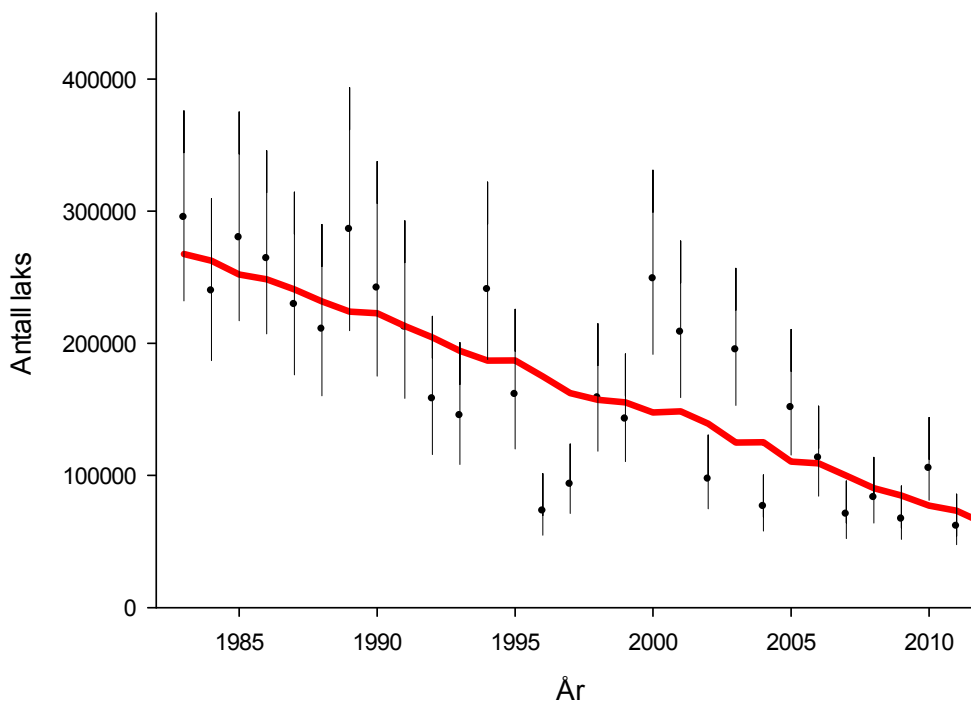
Figur 2.17. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Hordaland og Sogn og Fjordane (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2012. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnsig til Norge.

Midt-Norge

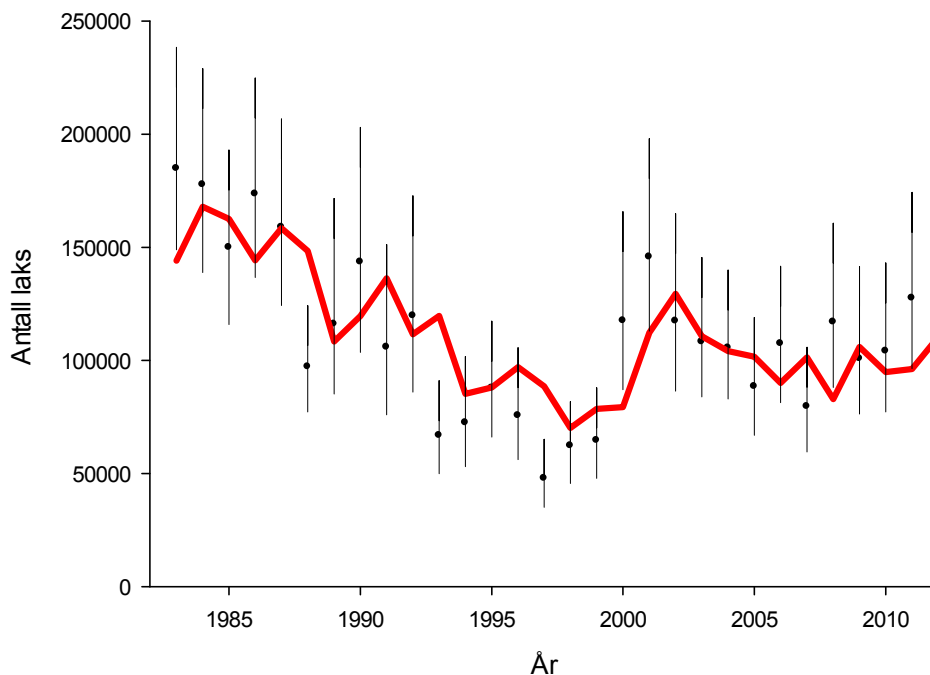
Det totale innsiget av villaks til elvene i Midt-Norge i 2012 ble estimert til ca. 174 000 individer, som er på samme nivå som estimatene for 2006-2011 (**figur 2.18**). Det er signifikant negative langtidstrener i totalinnsiget, både etter 1983 og 1989 (**tabell 2.1**), med reduksjoner i innsig på henholdsvis 57 % og 46 % (fra fire første til fire siste år i tidsserien). Innsiget av smålaks til denne regionen har vist en signifikant og jevn nedgang i perioden både fra 1983 og 1989 (**tabell 2.1**), og innsiget i 2012 var blant de laveste i tidsserien (**figur 2.19**). Innsiget av mellom- og storlaks har vært relativt stabilt etter årtusenskiftet, etter å ha vært på et lavt nivå fra midten til slutten av 1990-tallet (**figur 2.20**), og estimatet for 2012 plasserer seg innenfor samme nivå. Som for Vest-Norge, så er sjøfisket redusert betydelig 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.



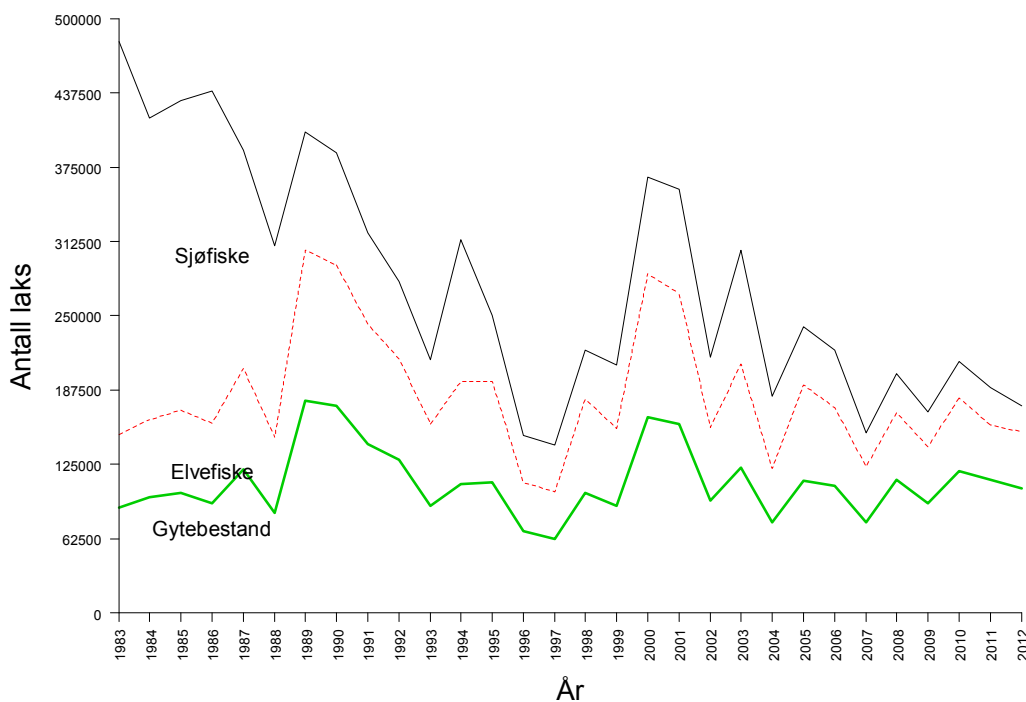
Figur 2.18. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ($R^2_{modell} = 0,65$).



Figur 2.19. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2012. 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 ($R^2_{modell} = 0,66$).



Figur 2.20. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2012. 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 = 0,49).



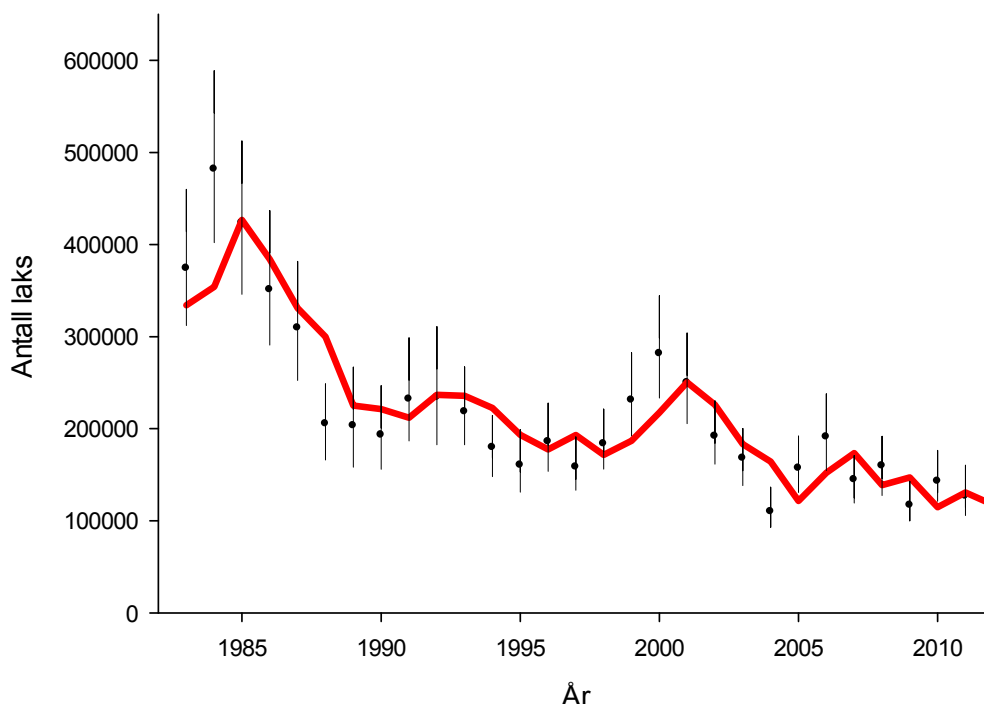
Figur 2.21. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Midt-Norge fra Stad til og med Vesterålen (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2012. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.

Nord-Norge

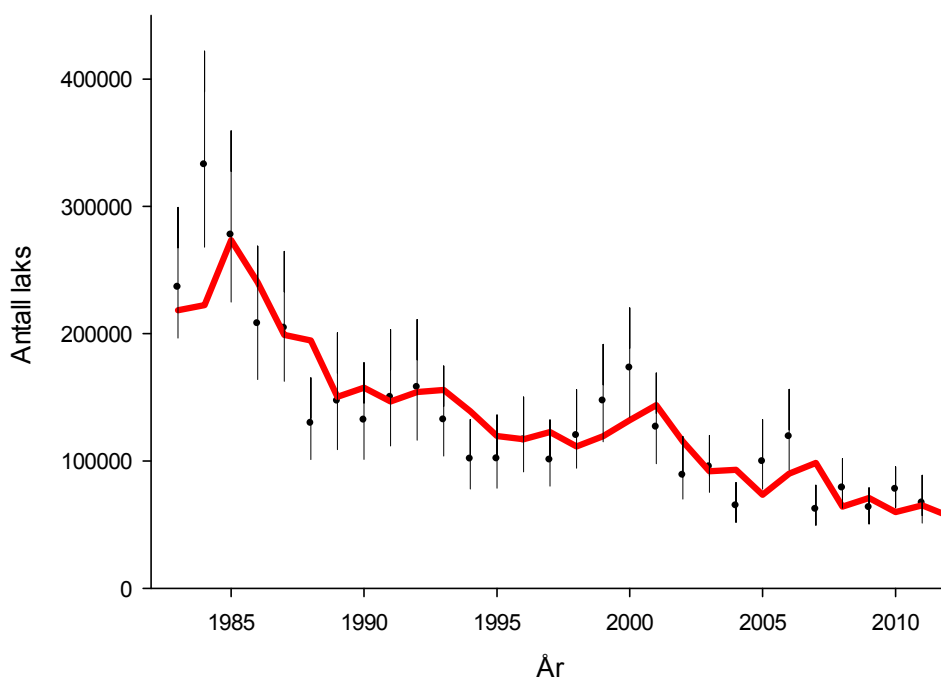
Det totale innsiget av villaks til elvene i Nord-Norge i 2012 ble estimert til ca. 157 000 individer, noe som er på nivå med årene etter 2004 (**figur 2.22**). Som ved tidligere vurderinger er det en signifikant negativ trend i totalinnsiget etter 1983, men ikke etter 1989 (**tabell 2.1**). Trenden med 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 antallsmessig 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.

Estimatet for innsiget av smålaks til Nord-Norge inkludert Tanavassdraget i 2012 var på samme lave nivå som i de senere år, og har forandret seg lite etter 2006 (**figur 2.23**). Det er signifikante negative trender i smålaksinnsiget, både fra 1983 og 1989 (**tabell 2.1**), med reduksjoner på henholdsvis 73 og 51 % (fra fire første år til fire siste år i periodene). Estimert innsig av mellom- og storlaks økte noe fra 2011 til 2012, men var på samme nivå som de siste 9 år (**figur 2.24**). Den marginalt signifikante negative trenden i mellom- og storlaksinnsiget etter 1983 som ble funnet etter 2011-sesongen, er ytterligere svekket ($p=0,084$), og det er ingen trend i innsiget av mellom- og storlaks etter 1989 (**tabell 2.1**). 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, og varierer fra år til år, men gytebestanden økte noe i 2012 sammenlignet med årene før.

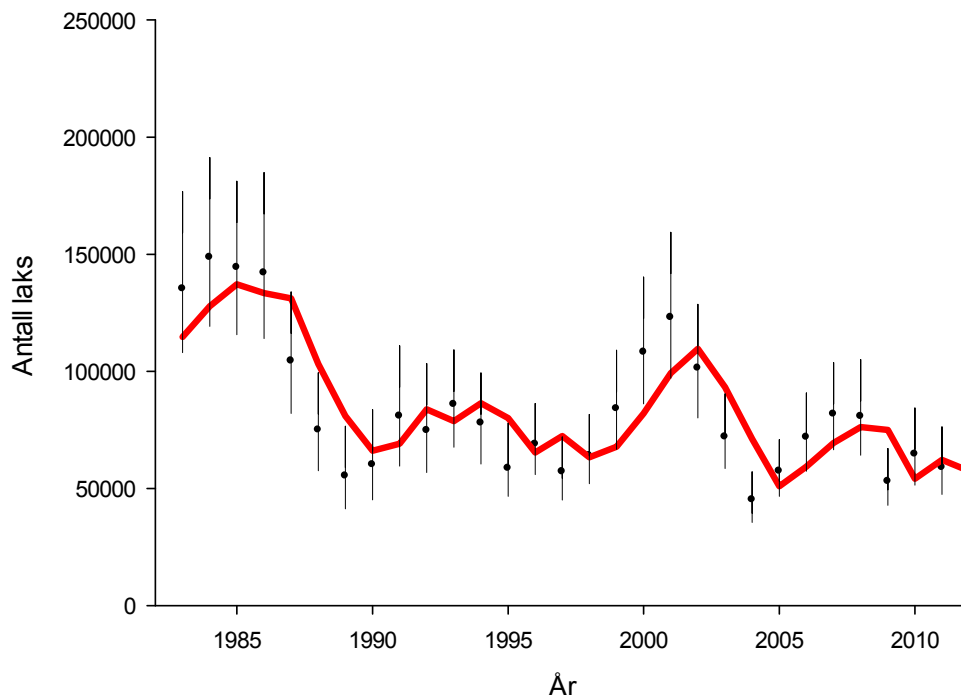
Dersom laks fra Tanavassdraget tas ut av datamaterialet, blir resultatene for resten av region Nord-Norge noe annerledes (**figur 2.26**). Trendene i totalinnsig er de samme (signifikant negativ fra 1983, men ikke etter 1989), mens for innsiget av smålaks er ikke trenden signifikant negativ (**tabell 2.1**) etter 1989 (**figur 2.27**). Innsiget av mellom- og storlaks har vist en positiv trend etter 1989 (**figur 2.28, tabell 2.1**), men trenden ble svekket etter at innsiget i 2012 ble inkludert ($p = 0,057$ nå sammenlignet med $0,037$ i Anon. 2012b). Utviklingen i størrelse på gytebestand framstår også mer positiv for vassdragene i Nord-Norge når Tanavassdraget er tatt ut (**figur 2.29**).



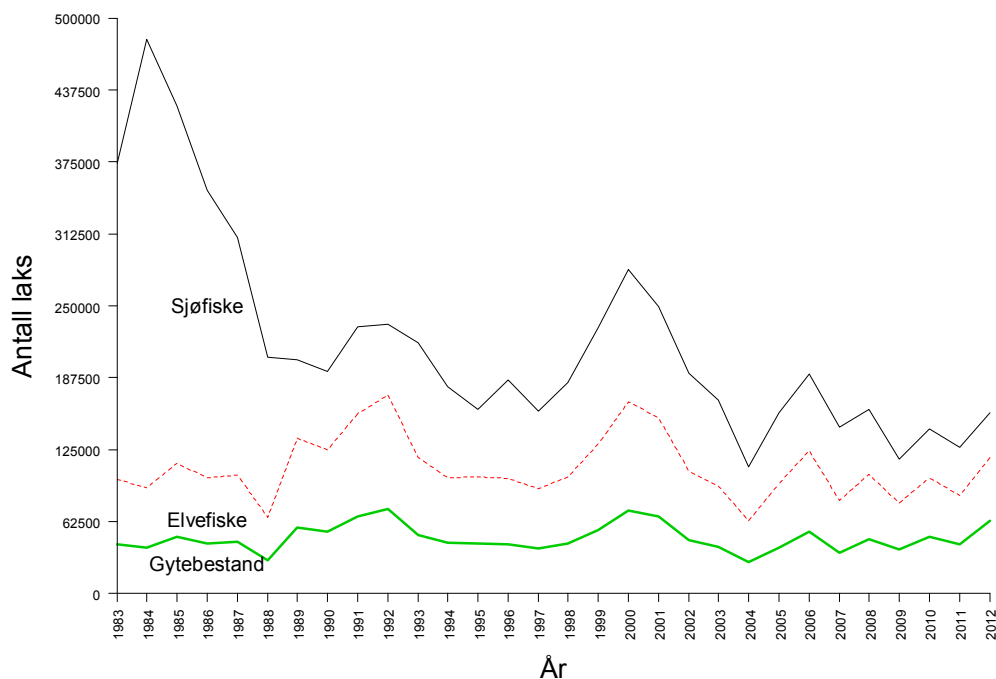
Figur 2.22. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,78).



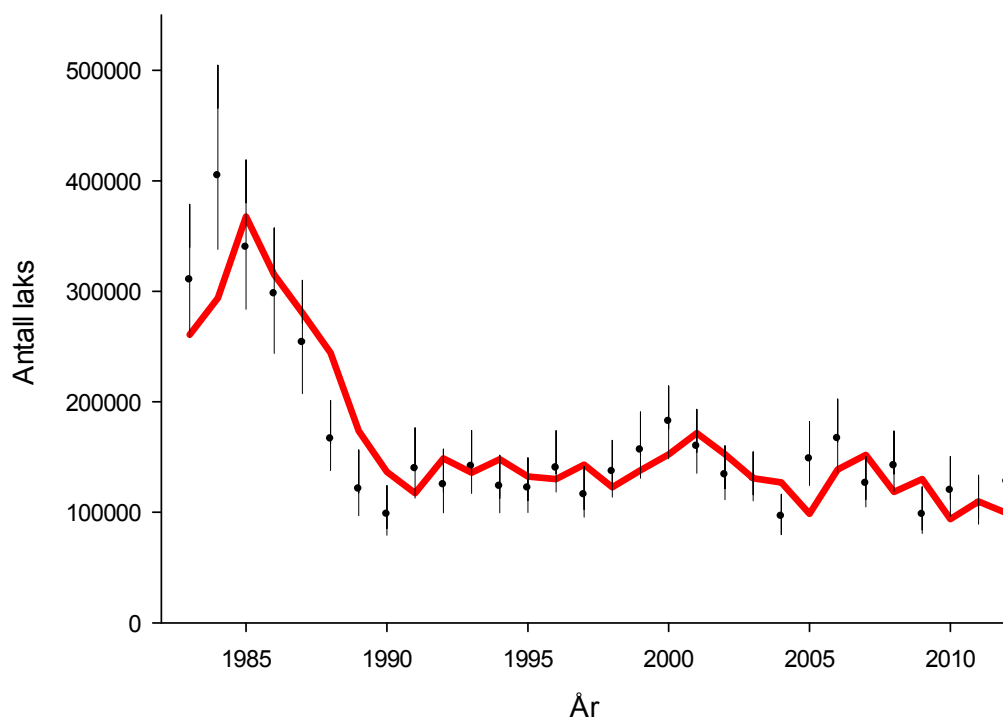
Figur 2.23. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,76).



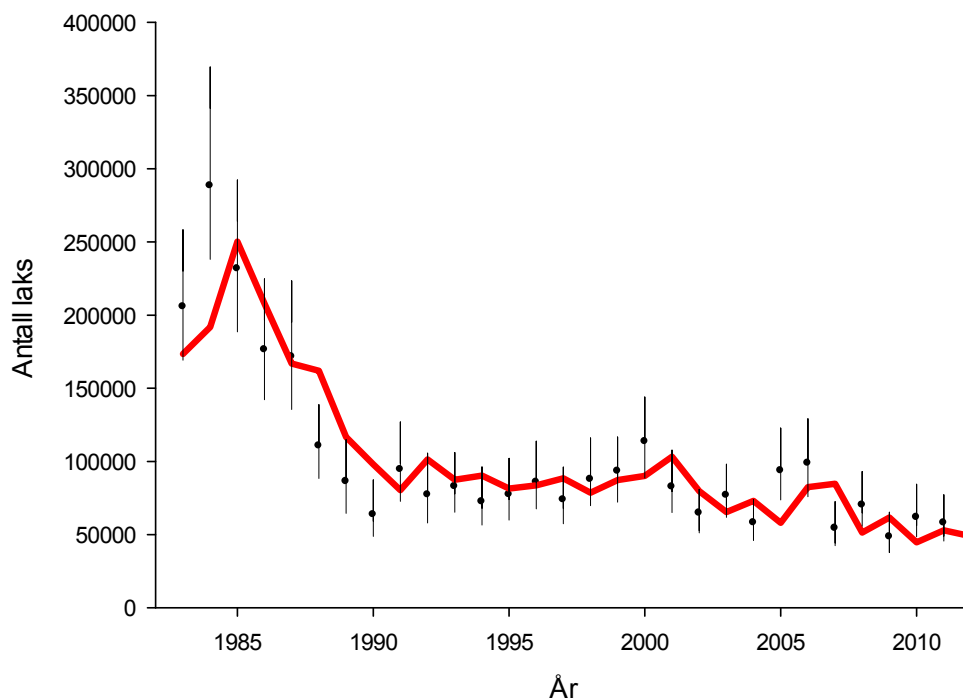
Figur 2.24. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget i perioden 1983-2011. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodellen (R^2 modell = 0,67).



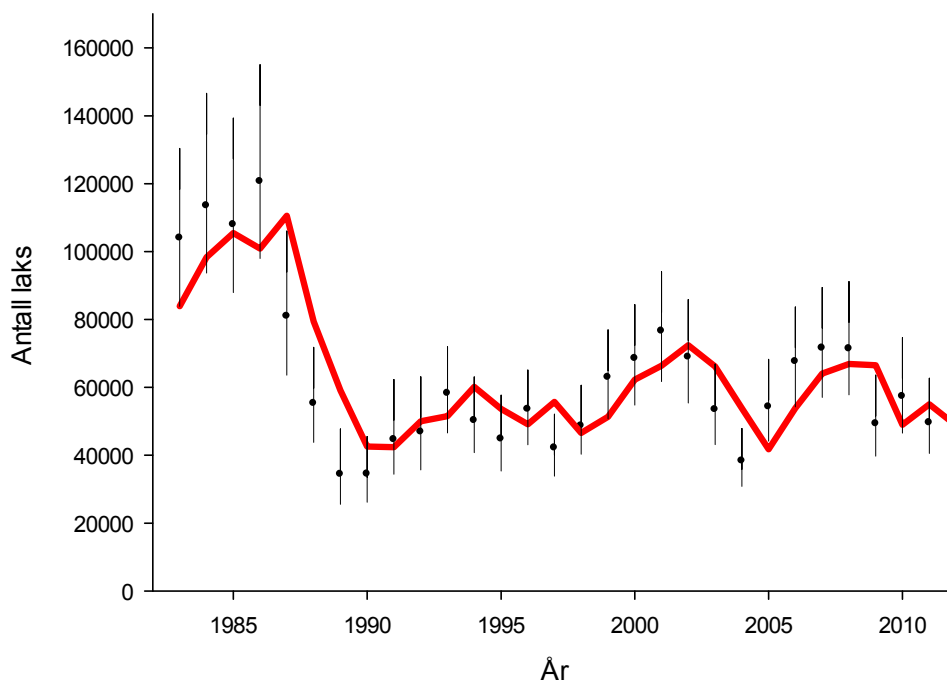
Figur 2.25. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tanavassdraget (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2012. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.



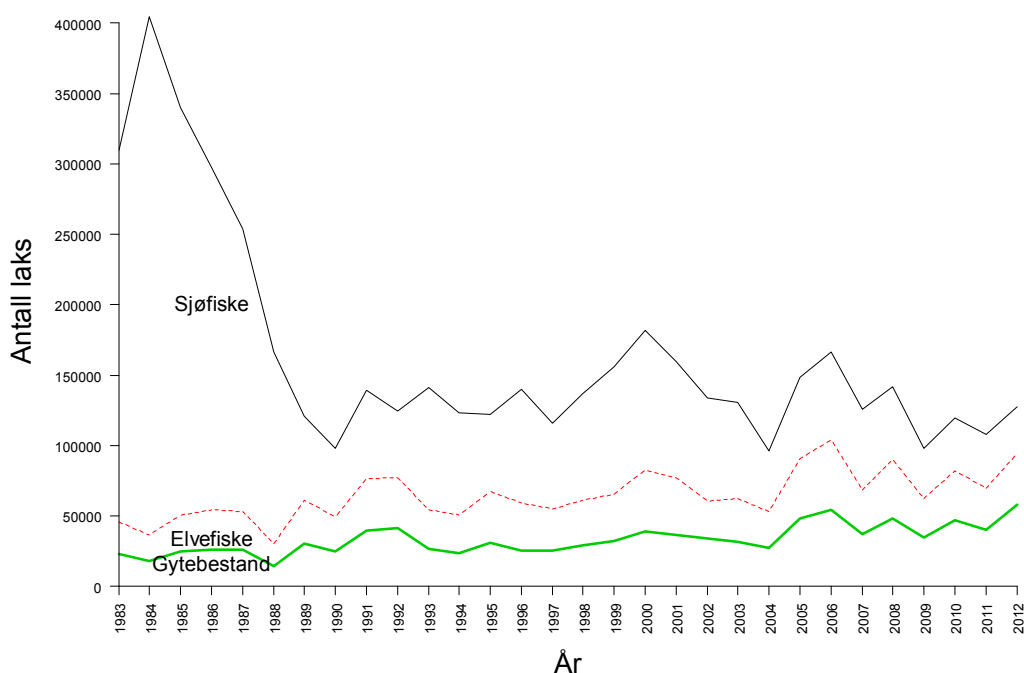
Figur 2.26. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tanavassdraget i perioden 1983-2012. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell = 0,77).



Figur 2.27. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tanavassdraget i perioden 1983-2012. 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 = 0,76).



Figur 2.28. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tanavassdraget i perioden 1983-2012. 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 = 0,65).



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 1983-2012. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.

2.5 Validering av innsigsberegning (PFA)

I vitenskapsrådets forrige rapport (Anon. 2012b) ble estimat av innsig fra PFA-modellen sammenlignet med estimater av innsig ved bruk av merking-gjenfangst etter Petersens metode (Ricker 1975) for Trondheimsfjorden, for de fleste av årene mellom 1997 og 2010 (Fiske mfl. 2012). Sammenligningen ble brukt som en validering av PFA-modellen og dens antagelser. Vi har også fått tilgang til estimatet fra Trondheimsfjorden for 2011 og 2012 (T.F. Næsje, NINA, pers. med.). Midtverdiene for estimatene fra de to metodene viser en høy og signifikant korrelasjon, både med og uten resultatene fra 2011 og 2012 inkludert (1997-2012: $r^2 = 0,71$, $p < 0,001$, $N = 13$, 1997-2010: $r^2 = 0,73$, $p < 0,001$, $N = 11$). Dette tyder på at PFA-modellen og estimatet av innsig fra merking-gjenfangstresultater gir tilnærmet samme vurderinger av bestandsstørrelsen. Enkelte år ga merking-gjenfangst høyest bestandsestimat, mens andre år var det motsatt uten at det er noe klart mønster. Metodene ga forholdsvis godt sammenfallende estimater både i år med lave innsig og i år med høye innsig av laks. Selv om de to metodene ikke er helt uavhengig av hverandre (se diskusjon i Fiske mfl. 2012), og med forbehold om at vitenskapsrådet ikke i detalj har vurdert forutsetningene for estimatene, gir den gode samvariasjonen mellom estimater fra Petersens metode og PFA-modellen i Trondheimsfjorden støtte for at PFA-modellen og de benyttede antagelsene i denne er godt egnet til å beregne innsig av laks til Norge og til landets ulike regioner.

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 faktisk starter kjønnsmodningsprosessen. Alder ved 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 en rekke ulike sjøaldergrupper (Fleming 1996, Fleming & Einum 2011, Jonsson & 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 lakseelver er det tydelig at mye av variasjonen kan forklares ved forskjeller i elvenes størrelse og utforming (Jonsson mfl. 1991, L'Abée-Lund mfl. 2004). Dette betyr at laksen er tilpasset miljøet i de enkelte elvene gjennom naturlig utvalg, og at alder ved kjønnsmodning til en viss grad er genetisk bestemt (Carlson & Seamons 2008, Garcia de Leaniz mfl. 2007). Arvbarheten (arveligheten) 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, spørsmålet er hvordan og i hvilken grad, og hvor stor påvirkningen er av miljøet i elva og hvor stor påvirkningen er av miljøet i 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 styres 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 tidspunkt for kjønnsmodning (Mangel & Satterthwaite 2008, Thorpe mfl. 1998). 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 en gitt kritisk størrelse (lengde, vekt, energiinnhold) ved en gitt kritisk 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 vandringen mot hjemelva vil starte. Denne modellen er basert på data fra kontrollerte eksperimenter; det er dessverre svært vanskelig å få gode data om dette fra vill fisk. En studie av smoltårsklassene som vandret ut fra 59 norske elver i perioden 1991 – 2005 har imidlertid gitt indirekte støtte til denne 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 tid for tilbakevandring (se nedenfor).

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 størrelse når de får mye eller lite mat.

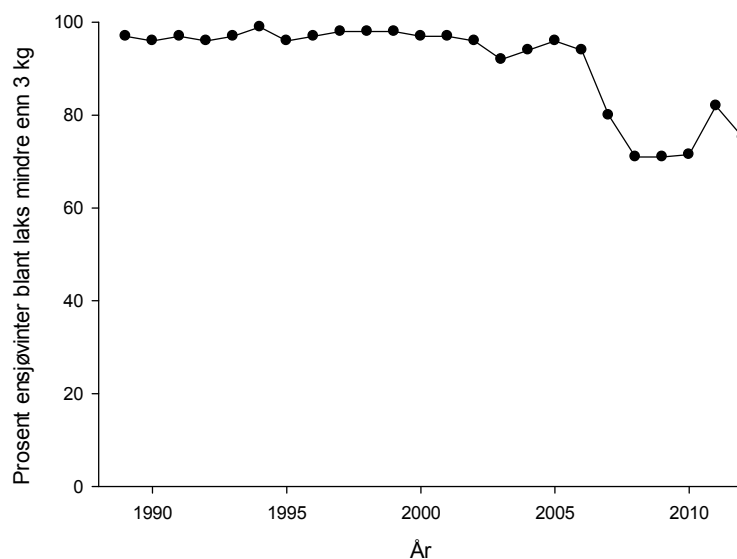
Det er lite trolig at det er sjøtemperatur i seg selv som påvirker kjønnsmodningen, det er snarere hvordan sjøtemperatur er korrelert med mattilgang (Beaugrand & Reid 2012). Nyere studier der laks av samme årsklasse ble drept opp i sjøen med ulik temperatur og diett tyder på at forholdene i havet direkte påvirker sannsynligheten for at en laks skal starte modningsprosessen (Jonsson mfl. 2012a, Jonsson mfl. 2012b). Prosessen er fortsatt ikke forstått (Jonsson & 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 & Perez-Figueroa 2011), men dette er det foreløpig lite kunnskap om.

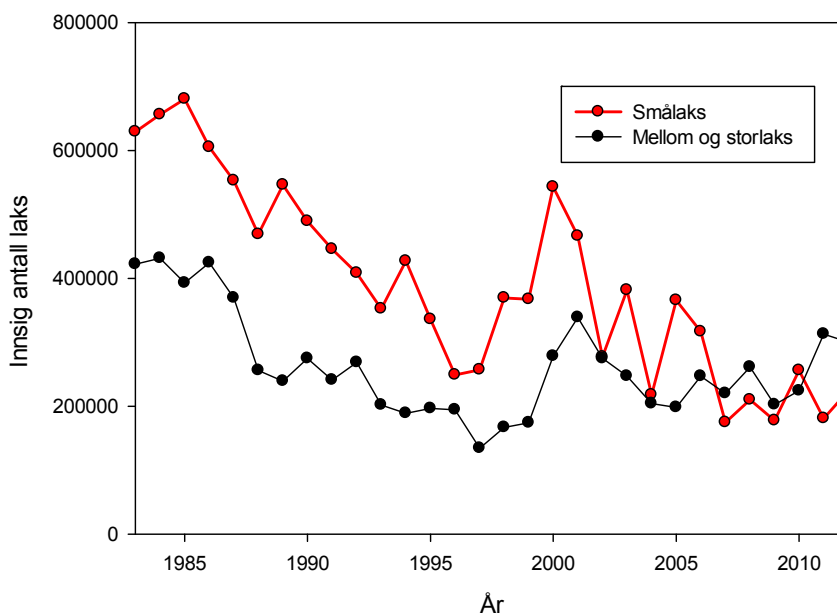
Det interessante i denne sammenhengen er at plastiske responser på miljøforhold i havet, og på miljøforholdene i elva, slik som beskrevet over, påvirker antall laks av ulike årsklasser som kommer tilbake til elva ved ulike sjøaldre. Ved å analysere data fra 59 norske elver med gode data for 1991-2005 smoltårsklassene ble det funnet at andelen av laks som kom tilbake som 2SW laks økte med tiden (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 (Chaput 2012, Jensen mfl. 2011).

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, har blitt redusert fra mellom 90 og 100 % i perioden fram til og med 2005 til nær 80 % eller lavere i årene etter (**figur 3.1**). Det er også tydelig at innsiget av smålaks er mer redusert enn innsiget av mellom- og storlaks i perioden fra 1983 til 2012 (**figur 3.2**). Mens det hvert år var flere smålaks enn summen mellom og storlaks fram til årtusenskiftet, var forholdet mer likt i årene deretter, og i flere av årene var innsiget av mellom- og storlaks (sum) større enn smålaksinnsiget. Totalt tyder dette materialet på at det har skjedd betydelige endringen i alder ved kjønnsmodning i perioden. Sammen med endringer i sjøoverlevelse (se **kapittel 4**) har dette hatt en direkte effekt på innsiget av laks de senere år.

² Epigenetikk er studiet av arvbare endringer i genuttrykk og genfunksjon som ikke kan forklares med endringer i DNA-sekvens; ofte litt upresist brukt om prosesser som forklarer hvordan en genotype oversettes til en fenotype (gjennom interaksjon med indre og ytre miljøeffekter).



Figur 3.1. Gjennomsnittlig andel ensjøvinterlaks blant laks mindre enn 3 kg i skjellprøver fra norske elvefangster i perioden 1989 (da det omfattende overvåkningsprogrammet startet) til 2012.



Figur 3.2. Beregnet innsig (modalverdi fra PFA-modell) av smålaks (< 3 kg) og mellom- og storlaks (≥ 3 kg) fra 1983 til 2012.

4 MARIN OVERLEVELSE

Det vært en betydelig økning i dødelighet av laks i havet i mesteparten av dens utbredelsesområde over de siste 20-25 år. 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 oppfôret smolt i Imsa, Drammenselva og Halselva. Serien i Drammenselva ble avsluttet etter smoltårgangen 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. Vitenskapsrådet har derfor valgt å ta denne serien ut av vurderingene av marin overlevelse. I effekt har vi i Norge nå bare 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 av 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 anbefaler at det etableres nye indekssvassdrag som fanger opp den variasjon som finnes i marin overlevelse langs kysten av Norge (Anon. 2011c).

De norske overlevelsedataene har blitt systematisert av «arbeidsgruppa for internasjonale laksesaker» (Fiske mfl. 2013), og sammenstilles av ICES med tilsvarende indekssvassdrag i noen andre land, inkludert Irland, Skottland, England, Island, USA og Canada (ICES 2013).

De norske resultatene er basert på at villsmolt 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 ensjøvinter laks 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 addert med antall laks fanget andre steder (i andre elver eller i sjøen) gange med to. Man antar at 50 prosent 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 overlevelsene for ensjøvinterlaks mellom 0,8 og 1,1 %, noe som gir de laveste overlevelsene i hele tidsserien. Overlevelsen for smoltårsklassen 2009 og 2010 var høyere, men fortsatt blant de lavere verdiene

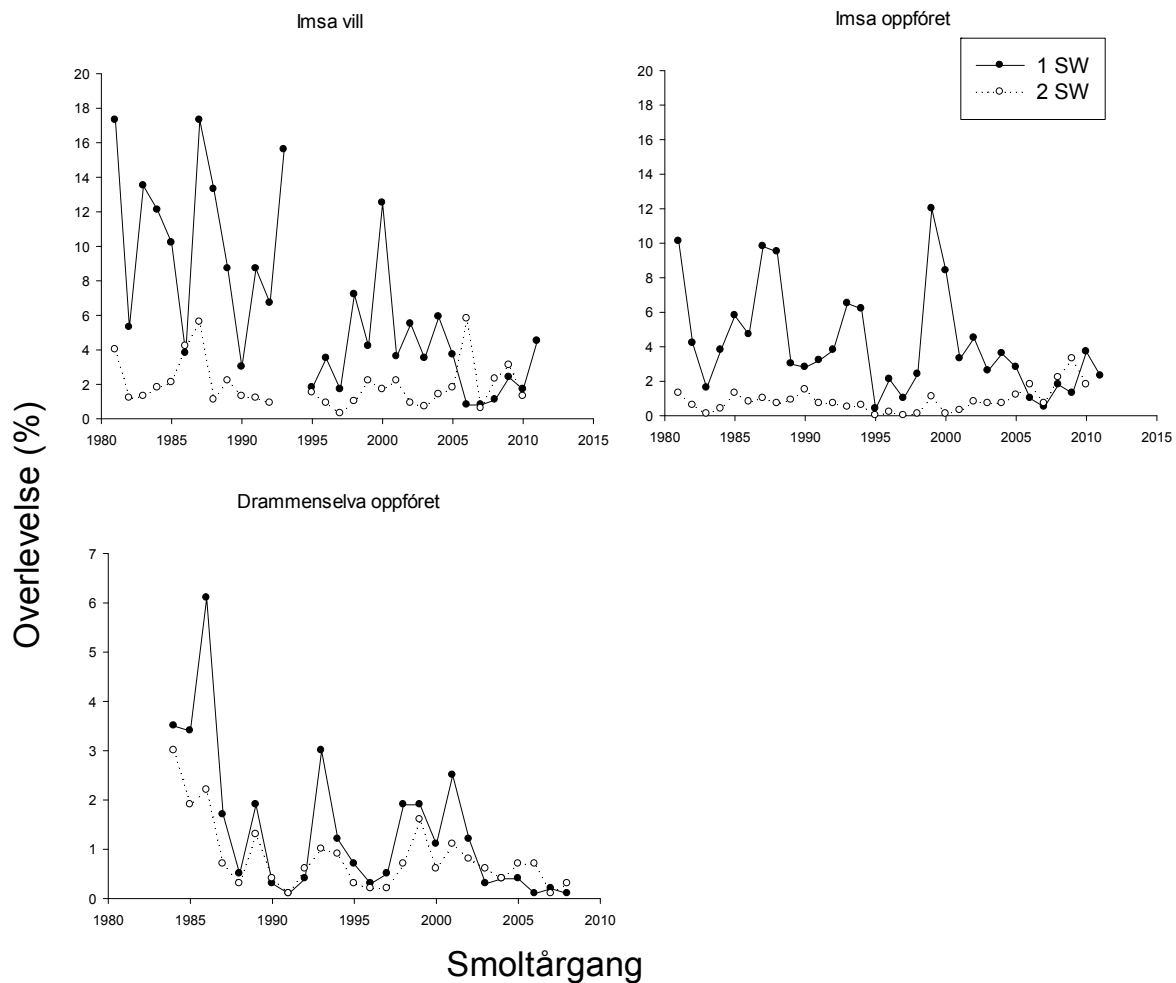
³ f. eks. Storelva/Vegårdsvassdraget i Aust-Agder (Kroglund mfl. 2013), Nausta i Sogn og Fjordane (T. Forseth NINA upubliserte data), Orkla i Sør-Trøndelag (Hvidsten mfl. 2004), Skjoma i Nordland (Lamberg mfl. 2013b), Roksdalsvassdraget i Nordland (Lamberg mfl. 2013a), Lukhellevassdraget i Troms (Lamberg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

(2,4 % og 1,7 %). For 2011-smoltårgangen økte overlevelsen for ensjøvinterlaks ytterligere i forhold til de foregående årene, til 4,5 %. 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.

Oppfôret smolt utsatt i Imsa overlevde bedre enn oppfôret smolt utsatt i Drammenselva. I Imsa varierte overlevelsen fra smolt til ensjøvinterlaks mellom 0,4 og 12,0 % for smoltårsklassene 1981-2005. Etter 2006 har estimatene vært lave, og i likhet med for villaks fra samme vassdrag har overlevelsen til tosjøvinterlaks vært høyere enn eller på samme nivå som for ensjøvinterlaks i denne perioden. Tilsvarende tall for ensjøvinterlaks i Drammenselva var mellom 0,1 og 6,1 % for smoltårsklassene 1984-2005, og overlevelsen var lav i 2006-2008 (0,1 % for smoltårsklasse 2006, 0,2 % for smoltårsklasse 2007 og 0,1 % for smoltårsklasse 2008). Det er ikke data for sjøoverlevelse for smolt fra Drammenselva etter 2008 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-årgangen (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 smoltårgangen ut til å ha hatt omtrent samme eller høyere overlevelse enn ensjøvinterlaksen fra samme smoltårgang, 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 havet 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.

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.



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

5 GYTEBESTANDSMÅL, FORVALTNINGSMÅL OG VURDERING AV BESKATNING

5.1 Metoder for vassdragsvis vurdering av bestander

5.1.1 Gytebestandsmål i norske laksevassdrag

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 ble målene revidert våren 2013 (Hindar mfl. 2013 og Falkegård mfl. 2013, under utarbeidelse) og vi har benyttet de reviderte gytebestandsmålene i denne rapporten. Der gytebestandsmålene er endret er dette presisert for den aktuelle bestanden. I år har vi i utgangspunktet vurdert oppnåelse av gytebestandsmål for 201 av vassdragene (pluss syv delvassdrag). 179 av vassdragene ble vurdert ut fra fangststatistikk, mens for to av vassdragene var kunnskapen for mangelfull (for dårlig fangststatistikk eller lite informasjon om beskatningstrykk) til at vi kunne vurdere måloppnåelsen. Måloppnåelse ble vurdert på andre måter i 16 stengte vassdrag, mens i 11 vassdrag som ikke ble åpnet for laksefiske i 2012 kunne vi ikke vurdere måloppnåelse. Fem vassdrag ble ikke vurdert fordi vi ikke lengre benytter alternativ tilnærming (se **kapittel 5.1.3**). I 12 vassdrag infisert med *G. 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 98 % av den rapporterte laksefangsten i norske vassdrag i 2011. I de 221 vassdragene som ikke ble vurdert drives det enten ikke fiske, fangstene er svært lave, det fiskes men rapporteres ikke, eller fiske og/eller rapportering er sporadisk. Våre vurderinger dekker således alle de større vassdragene, alle de nasjonale laksevassdragene og majoriteten av de mindre vassdragene der det fiskes regulært etter laks.

5.1.2 Estimater av gytebestand og vurderinger av måloppnåelse

Metodene som benyttes for å estimere gytebestand og vurdere oppnåelse av gytebestandsmålet ble beskrevet i detalj i vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009). I rapporten fra 2010 (Anon. 2010) ble metodene ytterligere beskrevet i en enklere form, samt at metodikk for korrigerende innslag av rømt oppdrettslaks i fangstene ble beskrevet. Metodikken er den samme i årets vurderinger. Metodene er nå også beskrevet i en internasjonal publikasjon (Forseth mfl. 2013, til trykking).

Her gir vi en kortfattet beskrivelse av prinsippene for estimatene av gytebestand og vurderinger av gytebestandsmåloppnåelse. Metodikk for korrigerende innslag 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) Beskatningsnivå vurderes ut fra sannsynlighet for måloppnåelse og prosentvis måloppnåelse.

Vi går her gjennom hvordan størrelse på gytebestanden beregnes og hvordan størrelsen på gytebestand sammenlignes med gytebestandsmålet. Metodene for klassifisering av beskatningsrate (der det ikke finnes lokale estimater) for de ulike bestandene er gitt i et eget kapittel (**kapittel 5.1.4**). Det samme gjelder vurderingene av fangstrapporteringens kvalitet (**kapittel 5.1.5**).

De ulike faktorene som inngår i beregningene for gytebestanden og gytebestandsmålet kan ikke tallfestes helt 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 ei kurv) fra en fordeling av verdier (det vil si forskjellig antall kuler med ulike verdier i kurva). 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 kurva). I en triangulærfordeling angis laveste og høyeste sannsynlige verdi, samt den mest sannsynlige verdien (kalt modalverdien eller midtverdien). Disse grensene i en triangelvurdering settes ut fra den kunnskapen man faktisk har og ekspertvurderinger. 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.

Beregning av gytebestandenes størrelse

For å estimere gytebestandenes størrelse ved simuleringer brukes informasjon om:

- Fangstene fra fangststatistikken (avlivet fisk) basert på vekt 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 prosentene er normalt bestemt fra skjellprøvematerialer med kjønnsbestemmelse, enten fra det aktuelle vassdraget eller fra andre lignende nærliggende vassdrag. I noen tilfeller brukes prosenter fra gytefisktellinger.
- Beskatning for små-, mellom- og storlaks 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), så er gjenværende gytebestand etter beskatning like stor som den totale fangsten. På samme måte, hvis beskatningen for eksempel er 75 %, så blir gytebestandens størrelse en tredjedel av størrelsen på fangsten. Når beskatningen for eksempel er 25 % blir gytebestandens størrelse tre ganger større enn fangsten. Beskatningen bestemmes i 37 % av vassdragene ut fra lokale estimater (fra for eksempel tellinger i laksetrapper eller gytefisktellinger). I de andre vassdragene ble det brukt et system for å anslå beskatningsrater som ble utviklet og beskrevet i vitenskapsrådets første rapport basert på 214 estimater av beskatningsrater fra 40 vassdrag (**tabell 4.1** og **kapittel 5.1.4**) kombinert med informasjon om fiskeforhold og fiskeregler for hvert enkelt vassdrag. Kunnskap om fiskeforhold og fiskeregler i hvert enkelt vassdrag innhentes årlig ved at fylkesmennenes miljøvernmyndigheter svarer på detaljerte spørsmål i et skjema de får fra vitenskapsrådet (**vedlegg 3**). Når fiskereglene har blitt endret (for eksempel strengere kvoter eller kortere sesong) endrer vi også beskatningsratene dersom vi har grunn til å tro at endringene 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). Disse metodene er beskrevet i **kapittel 5.1.4**.

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 således 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 på gytegrunnene) 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 (se **kapittel 5.1.6**).

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 lokal kunnskap om beskatningsrater. Verdiene er basert på analyser av 214 estimater for beskatning fra 40 vassdrag (Anon. 2009). Beskatningen er klassifisert som svært lav, lav, middels eller høy (eller å mangle kunnskap til å sette beskatningsnivå - gitt i tabellen som "Ingen info"). For små og mellomstore vassdrag er det i tillegg delt inn i elver hvor fangstene er oppgitt å være sterkt vannføringsavhengig (Q avh.) eller ikke (Ikke Q avh.).

		Små elver (<u>≤ 10 m³/s</u>)			Mellomstore elver (<u>10 - 30 m³/s</u>)			Store elver (<u>> 30 m³/s</u>)	
		Ikke avh.	Q	Q avh.	Ikke avh.	Q	Q avh.	Ikke avh.	Q
Smålaks (< 3 kg)	Ingen info	40-60-80		30-60-80	40-55-80			20-45-65	
	Svært lav beskatning	25-35-45			25-35-45			15-20-25	
	Lav beskatning	40-50-60		30-50-60	40-45-60		25-45-55	20-35-45	
	Middels beskatning	50-60-70		40-60-70	50-55-70		35-55-65	30-45-55	
	Høy beskatning	60-70-80		50-70-80	60-65-80		40-65-75	40-55-65	
Mellomlaks (3-7 kg)	Ingen info	20-40-70		10-40-70	20-40-70			20-35-55	
	Svært lav beskatning	10-20-30			10-15-25			10-15-20	
	Lav beskatning	20-30-50		10-30-50	20-30-50		10-30-50	20-25-35	
	Middels beskatning	30-40-60		20-40-60	30-40-60		20-40-60	30-35-45	
	Høy beskatning	40-50-70		30-50-70	40-50-70		30-50-70	40-45-55	
Storlaks (> 7 kg)	Ingen info	10-30-60		5-30-60	10-30-55			10-30-55	
	Svært lav beskatning	5-10-20			5-10-15			5-10-15	
	Lav beskatning	10-20-30		5-20-30	10-20-35		5-20-35	10-20-35	
	Middels beskatning	20-30-50		10-30-50	20-30-45		10-30-45	20-30-45	
	Høy beskatning	30-40-60		20-40-60	30-40-55		20-40-55	30-40-55	

5.1.3 Vassdrag med svært lave eller variable fangster på grunn av variable fiskeforhold - alternativ tilnærming

I noen av vassdragene er fangstene lave og svært variable på grunn av variable fiskeforhold. I slike vassdrag er det sannsynlig at variasjoner i fangster mellom år, i større grad enn i store og mer stabile vassdrag, gjenspeiler variasjon i fangstforhold mer enn variasjon i innsig av laks. Når vi estimerer gytebestanden ut fra fangstene og beskatningen kan vi risikere å estimere en liten gytebestand, selv om innsiget er stort, når fangstene er svært lave på grunn av dårlige fangstforhold. Dette problemet oppstår fordi vi ikke har mulighet, med det systemet vi har utviklet (**tabell 5.1**), til å anslå realistiske beskatningsrater når fangstforholdene er svært dårlige. Uten detaljkunnskap om fiskeforholdene og sannsynlige beskatningsrater i de enkelte år risikerer vi altså med den ordinære tilnærmingen å trekke motsatt og feil konklusjoner i elver hvor fangsten er svært avhengig av vannføringsforhold og fangstene er lave. I slike vassdrag (utvalgt ved hjelp av fire kriterier) har vi tidligere benyttet en alternativ tilnærming til vurdering av måloppnåelse, basert på å estimere innsiget og trekke fra fangsten (se tidligere rapporter). Basert på erfaringer med bruk av denne tilnærmingen i fire år har vitenskapsrådet besluttet ikke å benytte den lengre. Begrunnelsen er som følger:

- Metoden forutsetter kunnskap om sannsynlig sjøoverlevelse for ensjøvinterlaks (som normalt dominerer i slike bestander), og med de livshistorieendringene som har skjedd i de senere år (se **kapittel 3**) er det vanskelig å fastsette rimelige nivåer for sjøoverlevelse.
- Måloppnåelsen i slike bestander har i de senere år også vært påvirket av en økende andel flersjøvinterfisk, og metoden dekker i utgangspunktet ikke slik fisk.
- Det er relativt få bestander der råd eller beskatningsvurderinger primært har vært basert på en slik alternativ tilnærming, og vitenskapsrådet vurderer at usikkerheten er så vidt stor at det er bedre ikke å gi råd/vurderinger for disse bestandene. Vi anbefaler at disse bestandene vurderes med annen type datainnhenting om bestanden (for eksempel telling av oppvandrende fisk eller gytefisktellinger).

5.1.4 Beskatning og reguleringer av fiske

I vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009) 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 dannet grunnlag for å utvikle et system for å sette beskatning 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 er sterkt økende, og i 2010 ble beskatning estimert med ulike metoder i 54 vassdrag med god geografisk spredning. I 2011 var dette tallet økt til 59 vassdrag, slik at det for 34 % av de bestandene vi har vurdert fantes lokale estimater av beskatning dette året. Tilsvarende tall for 2012 var 67 vassdrag og 37 % av de vurderte bestandene.

Fra 2010 fikk vi et bedre grunnlag for å vurdere effekten av noen av reguleringene av fisket, fordi rapporteringen av gjenutsatt fisk har kommet godt på plass i de fleste vassdrag. Gjenutsettinger av fisk er dels en direkte konsekvens av innførte reguleringer i forskriftene (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 etter fang og slipp, samt at gjenfangsten av gjenutsatt fisk er lav (Thorstad mfl. 2003), 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 fangstrappreporteringen 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 innkortet i bakkant (mot slutten av fiskesesongen) kan historiske fangster (som prosent av totalfangsten) i de ukene som blir tatt bort brukes til å estimere effekten av reguleringen (sannsynlig antall kilo fisk "spart"). For innkortinger i forkant er det vanskeligere å bruke denne tilnærmingen fordi fisk som unngår å bli fanget i de ukene som er tatt bort 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, 2008, 2011, Jensen mfl. 2010), og det er derfor sannsynlig at også innkortinger av fiskesesongen i forkant 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 innskrenkede ukene. I de tilfellene der det ikke foreligger fangster på ukebasis fra det aktuelle vassdraget, har vi benyttet ukesfordeling av fangster fra nærliggende vassdrag av lignende størrelse og med lignende bestandsstruktur (størrelsesfordeling) som støtte i mer skjønnsmessige vurderinger av beskatningsnivå.

For 2012 har vi fått tilgang på kunnskap om hvor stor andel av fanget og sluppet laks som fanges senere i samme fiskesesong (Uglem mfl. 2013). Foreløpige analyser basert på fang og slipp forsøk fra fem vassdrag (Otra, Orkla, Gaula, Verdalselva og Lakselva) viser at laks som ble fanget og sluppet i svært varierende grad ble fanget én gang til senere under sportsfisket i samme sesong (Uglem mfl. 2013). Andelen fanget og sluppet laks som ble gjenfanget samme sesong varierte fra 4 % i tidligere undersøkelser i Altaelva (Thorstad mfl. 2003), til 9 % i Verdalselva og Lakselva, 10 % i Otra, 21 % i Orkla og til 35 % i Gaula (Uglem mfl. 2013). Variasjonen i gjenfangstratene mellom vassdrag var altså stort, og årsakene til denne variasjonen ikke klarlagt. Resultatene er foreløpig basert på et lite antall merkede fisk i hvert vassdrag siden undersøkelsen bare er gjennomført i ett år (den vil videreføres i 2013), med unntak av i Altaelva. 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, men datagrunnlaget er foreløpig vurdert som for dårlig til at det kan trekkes klare konklusjoner (Uglem mfl. 2013). Som for andre typer merkestudier forutsettes det at de merkede fiskene er et representativt utvalg av fiskene som går opp i vassdraget. Bare i Orkla og Verdalselva ble det merket laks gjennom hele sportsfiskesesongen i disse undersøkelsene. 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 således 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 ikke brukt estimatene fra disse forsøkene som en del av vårt grunnlag for å sette beskatningsnivå.

Fordi semikvantitative vurderinger av beskatningsnivå (ukefangster, beskatning estimert fra fang og slipp) benyttes i vassdrag der det ikke foreligger kunnskap, eller er lite annen lokal kunnskap om beskatning, brukes de primært som grunnlag for ned- eller oppjustering av beskatning innenfor vitenskapsrådets faste beskatningssystem (**tabell 2.1.1**, for eksempel nedjustering fra moderat til lav beskatning).

5.1.5 Kvaliteten 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 3**) og på rapportering av solgte og returnerte kort til fangsrap.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 fylkesmannen og dels av fylkesmannen alene. I mange tilfeller er spesifikke problemer og begrensinger spesifisert i svarskjema.

Vitenskapsrådet fikk fra 2010 begrenset tilgang på det offisielle fangstregistreringssystemet (fangstrapp.no). I dette skal antall fiskekort og antall rapporterte kort oppgis, og dette gir grunnlag for en mer objektiv vurdering av kvaliteten på statistikken. 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. I dette systemet er det gjort følgende skjønnbaserte 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 beregnes antall *kortdøgn* som ble solgt og antall kortdøgn som ble rapportert. Prosentandelen rapporterte kortdøgn brukes til å klassifisere fangststatistikkenes 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.

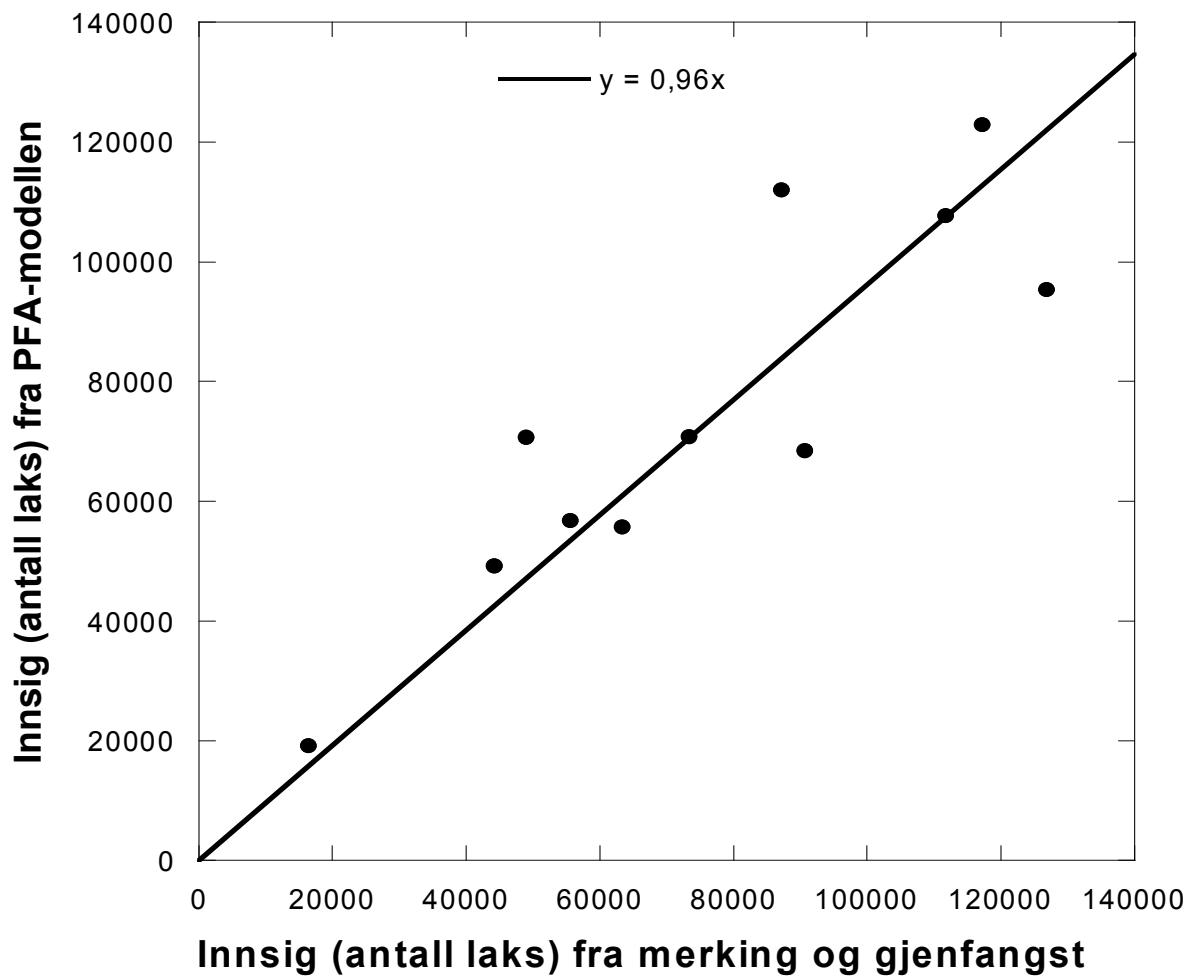
Med unntak av de tilfellene der rapporteringen ble vurdert til å ha store eller svært store mangler (se **kapittel 5.1.6**), har vi ikke tatt hensyn til urapportert fangst i simuleringene av gytebestand og oppnåelse av gytebestandsmål. Imidlertid vil underrapportering av fangst i den

ordinære tilnærmingen 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 (før den nye forvaltningen ble innført) til 2011 (Forseth mfl. 2013). Vi kommenterer kvaliteten på statistikken for hvert vassdrag, og i noen tilfeller får dårlig rapportering direkte konsekvens for vår vurdering (se **kapittel 5.1.6**).

I den bestandsvise gjennomgangen har vi som oftest oppgitt vurderingene av fangststatistikken fra fylkesmennene. Vi har sammenlignet denne vurderingen med vår vurdering ut fra fangstrapp.no for de vassdrag fylkesmennene mener at andelen rapporterte kort i fangstrapp.no er dekkende for rapporteringsandelen (vi ba fylkesmennene vurdere dette i årets skjema). Som nevnt ovenfor er det fortsatt mange vassdrag der dette ikke er tilfelle, og hvor vi fortsatt må basere oss på klassifiseringen fra fylkesmennene alene.

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. 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 var ca. 183 000 kortdøgn solgt ca. 155 000 rapportert (85 %) og fangststatistikken kan samlet sett fortsatt klassifiseres som god. For resten av landet er det større variasjon i organiseringen av fisket og denne tilnærmingen er ikke egnet. Basert på vurderingene av fangststatistikken på spørreskjema sendt til fylkesmennene ble statistikken 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 således vurdert som svært god eller god i 102 i vassdrag, tilsvarende ca. 72 % av vassdragene sør for Troms.

I forrige rapport (Anon. 2012) underbygget vi ytterligere disse 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 fiske i vassdragene også inkluderer underrapportering i lovlig fiske i sjøen, fangster i lovlig fritidsfiske i sjø 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 (**figur 5.1**). Et slikt utfall er usannsynlig dersom underrapporteringen i elvefisket hadde vært mye større enn det klassifiseringen til fylkesmennene tilsier.



Figur 5.1. Sammenhengen mellom midtverdiene for estimert innsig til Trondbeimsfjorden basert på PFA-modellen og innsig estimert ved hjelp av merking og gjenfangst for 11 år mellom 1997 og 2010. Regresjonslinja er tvunget gjennom origo (slik at regresjonsligningen blir $y=ax$). Etter Fiske mfl. (2012).

5.1.6 Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål og beskatning

Fordi forvaltningen har bestemt at fiskereguleringene som hovedregel skal videreføres, har vi i utgangspunktet ikke gitt beskatningsråd i denne rapporten, men beskatningsvurderinger. Bare i tilfeller der status har blitt dårligere gir vi råd. For å effektivisere vitenskapsrådets arbeid og for å sikre at vurderingene er mest mulig konsekvente for de ulike bestandene når vi gir råd om eller vurderinger av beskatning, har vi utviklet et kriteriesett som plasserte bestandene i én av fem hovedgrupper med faste beskatningsvurderinger og råd (Anon. 2009, 2010, 2011b). Systemet fra forrige rapport (Anon. 2012) videreføres i årets rapport, men vurderingsperioden er fire år (2009-2012) mot tre år i forrige rapport (2009-2011).

Forvaltningsmålet for en bestand nådd når det er minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet ble nådd over en fireårsperiode. Råd om redusert beskatning ble bare gitt for bestander som ble gitt beskatningsvurdering 3 eller 4, og hvor vurderingen var dårligere i denne enn i forrige rapport. I de tilfellene vitenskapsrådet fant det nødvendig, og spesielt der oppnåelsen av gytebestandsmålet var avvikende god eller dårlig i 2011 og 2012, ble vurderingene deretter nyansert basert på oppnåelse av gytebestandsmål. Dette gjelder særlig der det har blitt innført ytterligere restriksjoner på fisket fra 2011 eller 2012. Vitenskapsrådet presiseres at denne nyanseringen bør tillegges like stor vekt som de gitte standardvurderingene. Vurderingene av beskatning gjelder samlet beskatning av bestanden i elv og sjø.

De fem standardiserte vurderingene av oppnåelse av forvaltningsmål og vurderinger av beskatning, med tilhørende kriterier, var som følger:

Vurdering 0: Forvaltningsmålet er nådd for denne bestanden, og det har sannsynligvis vært et større høstbart overskudd enn det som har blitt utnyttet.

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.

Vurdering 1: Forvaltningsmålet er nådd for denne bestanden.

Kriterium:

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

Vurdering 2: Det er fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd for denne bestanden.

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.

Vurdering 3: Det er sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd for denne bestanden. Og eventuelt: Oppnåelsen har blitt dårligere enn ved forrige vurdering og vi anbefaler at beskatningen reduseres ytterligere.

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet de siste fire år er mellom 20 og 39 %, og
- gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse de siste fire år er 60 % eller høyere.

Vurdering 4: Forvaltningsmålet er langt fra oppnådd for denne bestanden. Og eventuelt: **Oppnåelsen har blitt dårligere enn ved forrige vurdering og vi anbefaler at beskatningen reduseres ytterligere.**

Kriterium:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet siste fire år er under 20 %.

Vurderingene er hierarkisk organisert (0 til 4), slik at dersom ikke begge kriteriene var oppfylt (i tilfeller der to kriterier er knyttet til vurderingen), ble en mer restriktiv vurdering benyttet.

Det er i de senere år innført betydelige restriksjoner på fiske etter laks, både i vassdragene og spesielt i sjøen. Dette kan i noen tilfeller ha gjort at det høstbare overskuddet er større enn det som er tatt ut. Dette gjorde at vitenskapsrådet fra 2010 innførte en vurdering som påpeker at det sannsynligvis har vært et større overskudd enn det som er utnyttet (vurdering 0). Sjøoverlevelsen er, til tross for en bedring for mellomlaks i deler av landet i 2011 og 2012, fortsatt lav (se **kapittel 2 og 3**), og kriteriene for å gi en slikt vurdering er strenge. Dette reduserer sannsynligheten for at eventuelle justeringer i beskatning skal true måloppnåelsen om sjøoverlevelsen blir ytterligere svekket. Vi stiller krav om høy sannsynlighet for måloppnåelse og høy prosentvis oppnåelse i de siste fire år. Vi presiserer hvilke år det var et uutnyttet overskudd dersom dette ikke gjelder alle år.

For vurdering 2 og 3 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 år (kriteriene for vurdering 0) bruker vi imidlertid de estimerte oppnåelsesprosentene (ikke trunkert), men bruker en relativt steng 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 denne vurderingen (vurdering 0) gjelder all beskatning på bestanden, både i sjø og elv.

For vassdrag der det ikke har vært åpnet for fiske etter villaks ga vi en av følgende tre vurderinger:

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

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

Vurdering 5 C: Ikke åpnet for fiske og vi har ikke grunnlag for å vurdere måloppnåelse

Vurdering 5 A eller 5 B ble gitt der vi hadde tilgang på bestandsdata (som gytefisktellinger).

Kriteriet for vurdering 5 A er som for vurdering 0 at gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse er 140 % eller høyere. Her kan imidlertid vurderingsperioden bli så kort som ett år, dersom vassdraget ble åpnet for fiske første gang i 2012, eller der oppnåelsen ble estimert (ved gytefisktellinger) bare i 2012.

For noen vassdrag hadde vitenskapsrådet så lite kunnskap tilgjengelig at vurderingene ble svært usikre. Dette er vassdrag der fangststatistikken var oppgitt å ha svært store mangler (det vil si høy underrapportering av fangst), eller vi vurderer rapporteringen til å ha vært svært dårlig (se **kapittel 5.1.5**), eller hvor fangststatistikken mangler i ett av de to siste årene. Det er avgjørende

for bestandsvurderingene at fangstrapporteringen er god. Vi ga følgende anbefalinger for disse vassdragene:

Uten pålitelig kunnskap om fangstene kan ikke vitenskapsrådet anbefale fangst i dette vassdraget.

Etter sesongen 2012 var det bare to vassdrag vi ga dette rådet for.

5.2 Nasjonale og regionale trender for oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning

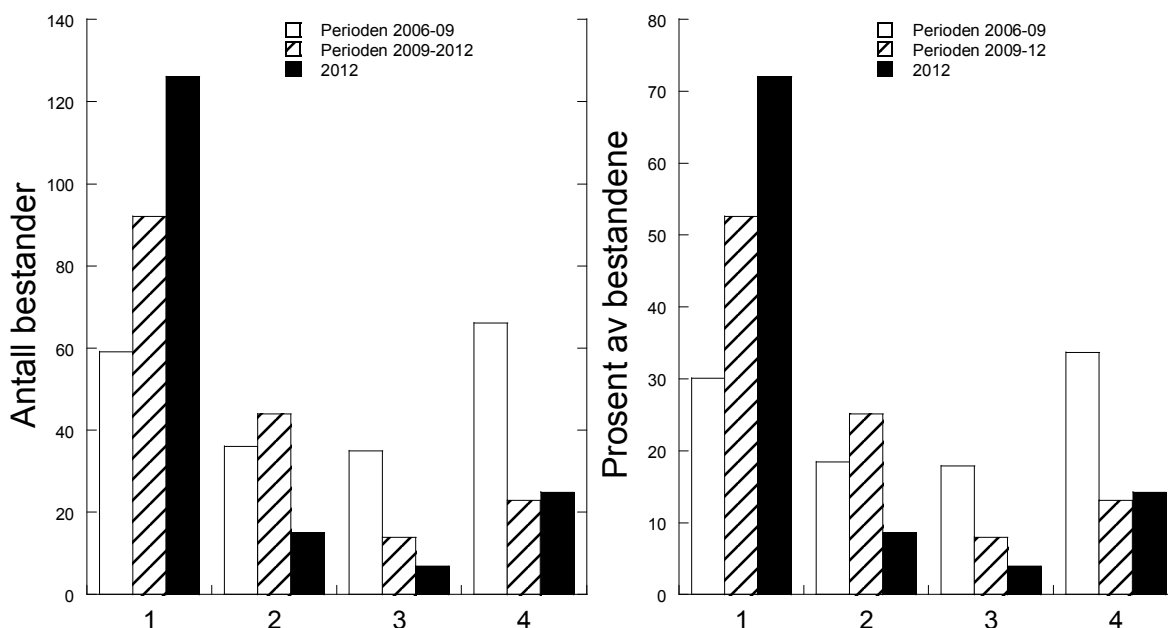
I dette kapitlet gis en nasjonalt og regional oversikt over trender i beskatning og oppnåelse av forvaltningsmål, basert på den bestandsvise gjennomgangen av oppnåelse av gytebestandsmål (se Anon. 2013b, og tidligere vedleggsrapporter). Sannsynlighet for oppnåelse og prosentvis måloppnåelse av gytebestandsmål i perioden 2009-2012 ble estimert for 175 laksevassdrag. I tillegg ble to deler av Årgårdsvassdraget og seks deler av Tanaelva vurdert for seg, men i denne gjennomgangen er disse behandlet samlet som Årgårdselva og Tanaelva, og inkludert i de 175 vurderte vassdragene. Måloppnåelsen ble dessuten vurdert med andre metoder i ytterligere 16 vassdrag der det ikke ble åpnet for fiske i 2012. Noen av analysene er således basert på de 175 bestandene som ble vurdert på ordinær måte, mens andre er basert på alle de 191 (175+16) bestandene som ble vurdert. Vi har også estimert totalbeskatning, overbeskatning og vurdert om det var et høstbart overskudd i 2012 for de 191 bestandene (se Anon. 2011a for metodikk).

Gjennomsnittlig veid oppnåelse av gytebestandsmål var 85 % for alle vurderte bestander i perioden 2009-2012 (veid med gytebestandsmålene og med 100 % som maksimum). Dette var på nivå med forrige vurdering (84 % for 2009-11, altså tre av de samme årene inkludert som i denne vurderingen). Prosentvis måloppnåelse og sannsynlighet for måloppnåelse har blitt brukt som kriterier for oppnåelse av forvaltningsmål og råd om beskatning fra vitenskapsrådet (Anon. 2009, 2010, 2011c, 2012b, **kapittel 5.1** i denne rapporten).

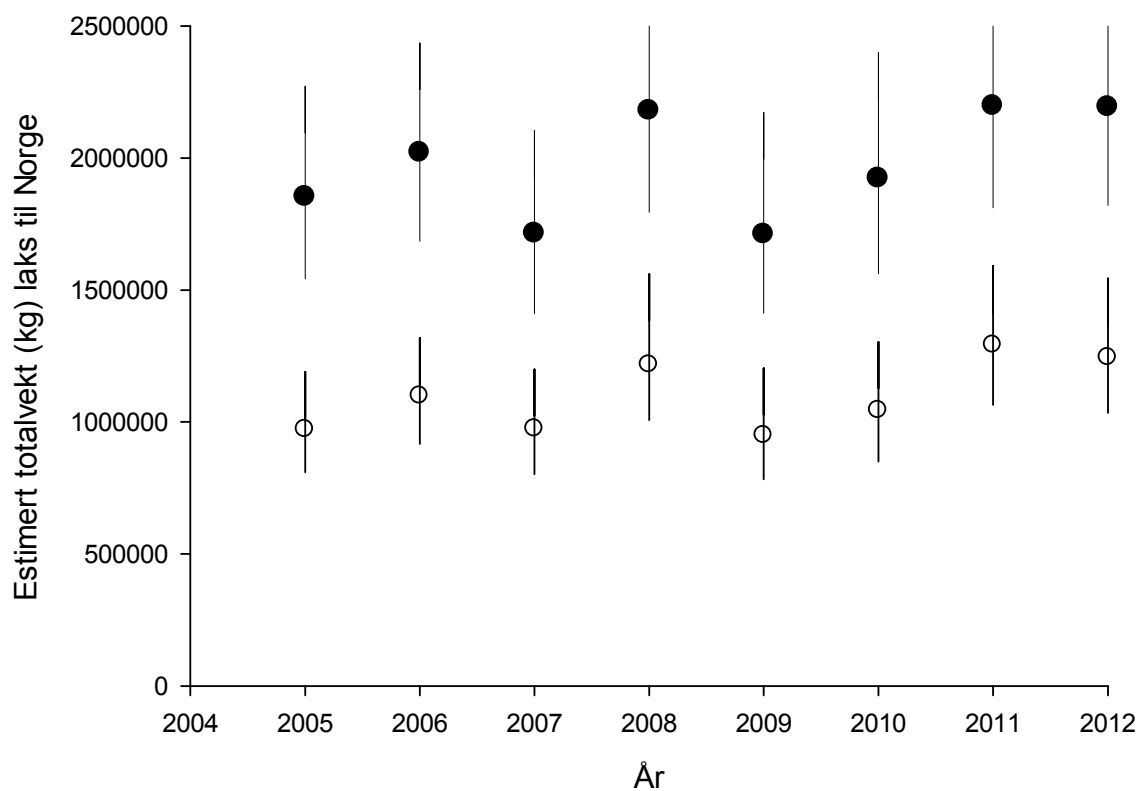
Forvaltningsmålet for perioden 2009-2012 var nådd for 53 % (n = 92) av de vurderte bestandene (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet), mens det var fare for at forvaltningsmålet ikke var nådd i 25 % (n = 44) av bestandene, sannsynlig at det ikke var nådd i 8 % (n = 14) av bestandene og langt fra nådd i 13 % (n = 23) av bestandene. En samlet vurdering viser en klar forbedring i måloppnåelsen fra perioden 2006-2009 til perioden 2009-2012. Det var 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 ble nådd (**figur 5.2**). Det var en ytterligere betydelig bedring i 2012, da 72 % av bestandene hadde nådd gytebestandsmålene. Tar vi hensyn til usikkerheten, både i målene og i vurderingen av måloppnåelse, og ser på bestander hvor måloppnåelsen sannsynligvis eller sikkert er for dårlig (vurdering 3 eller 4) var beskatningen for høy for ca. 22 % av bestandene i perioden 2009-2012 (mot 29 % for perioden 2009-11). Som det framgår nedenfor er dette ikke synonymt med at disse bestandene er sterkt overbeskattet.

Bedringen i oppnåelse av forvaltningsmålet fra 2006-2009 til 2009-2012 kan for landet samlet i høy grad tilskrives strengere reguleringer av fiske, men et betydelig høyere innsig av mellomlaks i Sør-Norge og Vest-Norge i 2011 og et høyt innsig av både mellom- og storlaks i de samme regionene i 2012, bidro også svært mye til bedre måloppnåelse i mange bestander i disse regionene (også i mange av de som var stengt for fiske, og som ikke er inkludert i analysene ovenfor). Det ble innført betydelige restriksjoner i elve- og sjøfisket både i 2008, 2009 og 2010, og restriksjoner i noen vassdrag i 2011 og 2012. Restriksjonene har gitt redusert beskatning, og bidratt til at måloppnåelsen har bedret seg til tross for at innsiget til landet samlet har vært relativt stabilt i perioden (også målt som kilo hunner, **figur 5.3**). Det finnes ikke uavhengige estimater av

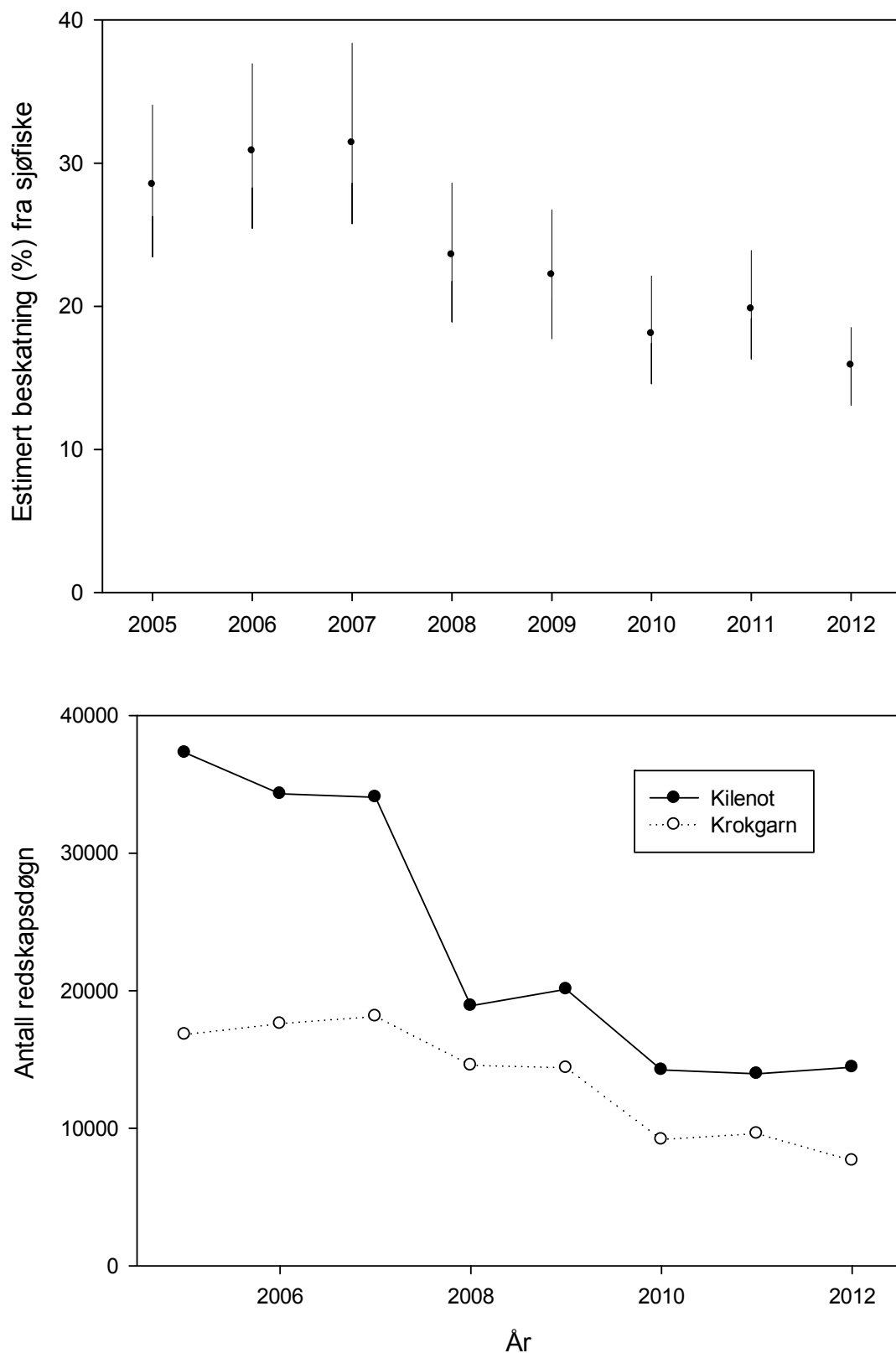
beskatning i sjøfisket, men basert på estimater fra innsigsmodellen (PFA) har beskatningen (av totalinnsiget) blitt redusert fra 29 % for perioden 2005-08 til 19 % for perioden 2009-2012 (**figur 5.4a**). Reduksjonen i sjøbeskatning framkommer også fra fangsttynnsatsen som er markant redusert (**figur 5.4b**). Endringene i elvefisket er mindre, og beskatningen (av totalinnsiget, fra PFA-modellen) er redusert fra 36 % for perioden 2005-08 til 32 % for perioden 2009-2012 (**figur 5.5b**). Basert på den bestandsvise gjennomgangen (se vedleggsrapport, Anon. 2013b) har beskatningen av innsiget til elvene avtatt signifikant for alle størrelsesgruppene (**figur 5.5a**), og om man antar en konstant størrelsesfordeling (50 % smålaks, 30 % mellomlaks and 20 % storlaks) har beskatningen blitt redusert fra 43 % i den første til 35 % i den andre perioden (ikke veid med gytebestandsmålene). Forskjellene er mindre om man baserer beregningene på veid (med gytebestandsmålet) gjennomsnittlig beskatning (43 % i første og 39 % i andre periode), noe som reflekterer at reduksjonen i beskatning er størst i små bestander. Fordi reduksjonen i elvebeskatning er basert på en blanding av *vurderinger* av beskatning og lokale *estimater* av beskatning, har vi også analysert noen langtidsserier hvor beskatningen er estimert med drivtelling eller fra tellinger i trapper (**figur 5.6**). Selv om disse ikke er et representativt utvalg av vassdrag, støtter disse uavhengige estimatene at elvebeskatningen har blitt redusert i perioden. Fordi innsiget til elvene øker når fisket i sjøen reduseres er, som det framgår ovenfor (se **figur 5.4b**), reduksjonen i elvebeskatning av totalinnsiget mindre. Vitenskapsrådet har i denne rapporten ikke analysert hvordan beskatningen har endret seg i regioner eller bestander hvor det har vært nødvendig med spesielt sterke reguleringer for å nå forvaltningsmålene, og hvor endringene sannsynligvis er større enn det gjennomsnittet viser.



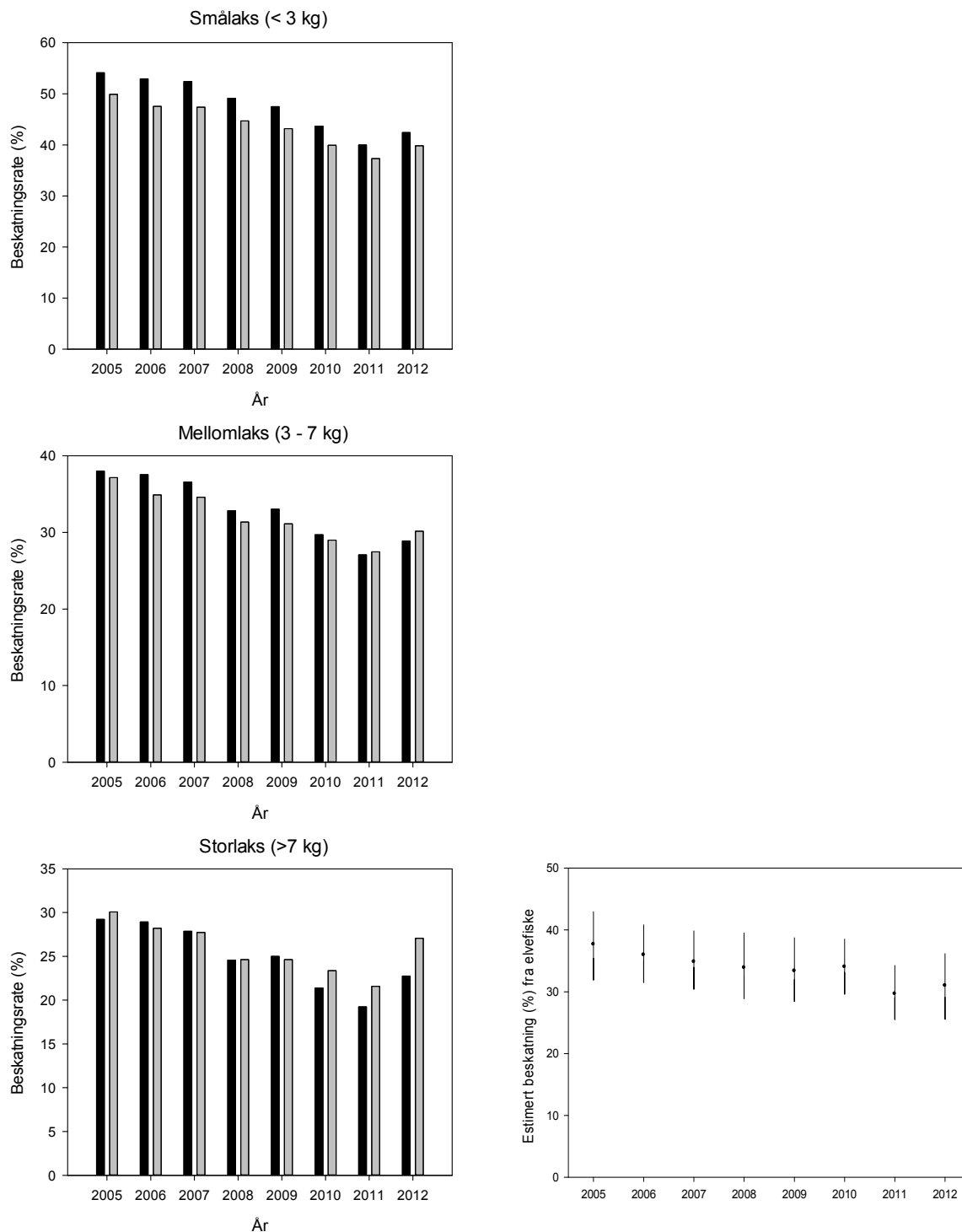
Figur 5.2. Antall bestander (venstre) og andelen (høyre) av de vurderte laksebestandene som ble gitt vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet), 2 fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd, 3 sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd og 4 forvaltningsmålet langt fra nådd, basert på perioden 2006 - 2009, perioden 2009 – 2012, samt basert på gytebestandsmål for 2012 alene. Samme figur er også vist i **kapittel 11**.



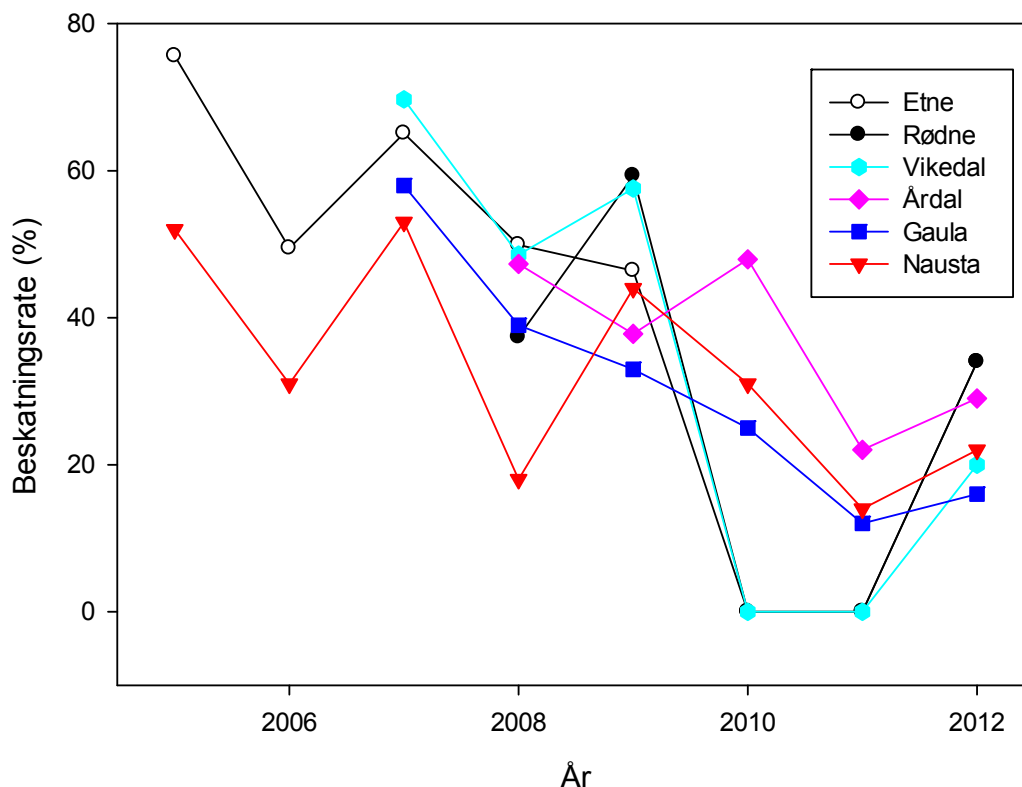
Figur 5.3. Totalvekt av all laks (sorte sirkler) og av bunner (åpne sirkler) som returnerte til Norge i perioden 2005 til 2012 gitt som gjennomsnitt med variasjonsbredde (beregnet fra PFA-modell). Gjennomsnittlig totalvekt av bunner var 1066 tonn i perioden 2005-2008 og 1133 tonn i perioden 2009-2013.



Figur 5.4. Endring i beskatning i sjølaksefiskeet i perioden 2005-2012 illustrert ved a) beregnet prosent av totalinnsiget av laks som ble rapportert fanget i sjøfiskeet (gjennomsnitt og variasjonsbredde, innsiget er basert på PFA-modellen), og b) fangsttinsats i sjøfiskeet (redskapsdøgn med kilenot og kroggarn) slik det er rapportert til Statistisk sentralbyrå.



Figur 5.5. Endring i beskatning i elvefisket av laks for perioden 2005-2012 illustrert ved a) gjennomsnittlig beskatning av innsiget til elvene slik de er estimert med ulike metoder eller satt ut fra informasjon om fiskeforhold i den bestandsvise gjennomgangen (figurer til venstre, ordinært gjennomsnitt sorte søyler, gjennomsnitt veid med gyltebestandsmålet grå søyler), og b) beregnet prosent av totalinnsiget fra PFA-modellen som ble rapportert fanget i elvefisket (figur til høyre, gjennomsnitt og variasjonsbredde). Det var signifikant lavere beskatning i perioden 2009-2012 enn perioden 2005-2008 for alle størrelsesgruppene (parvis t-test: alle $t > 6,8$, $N = 132$, alle $p < 0,001$).

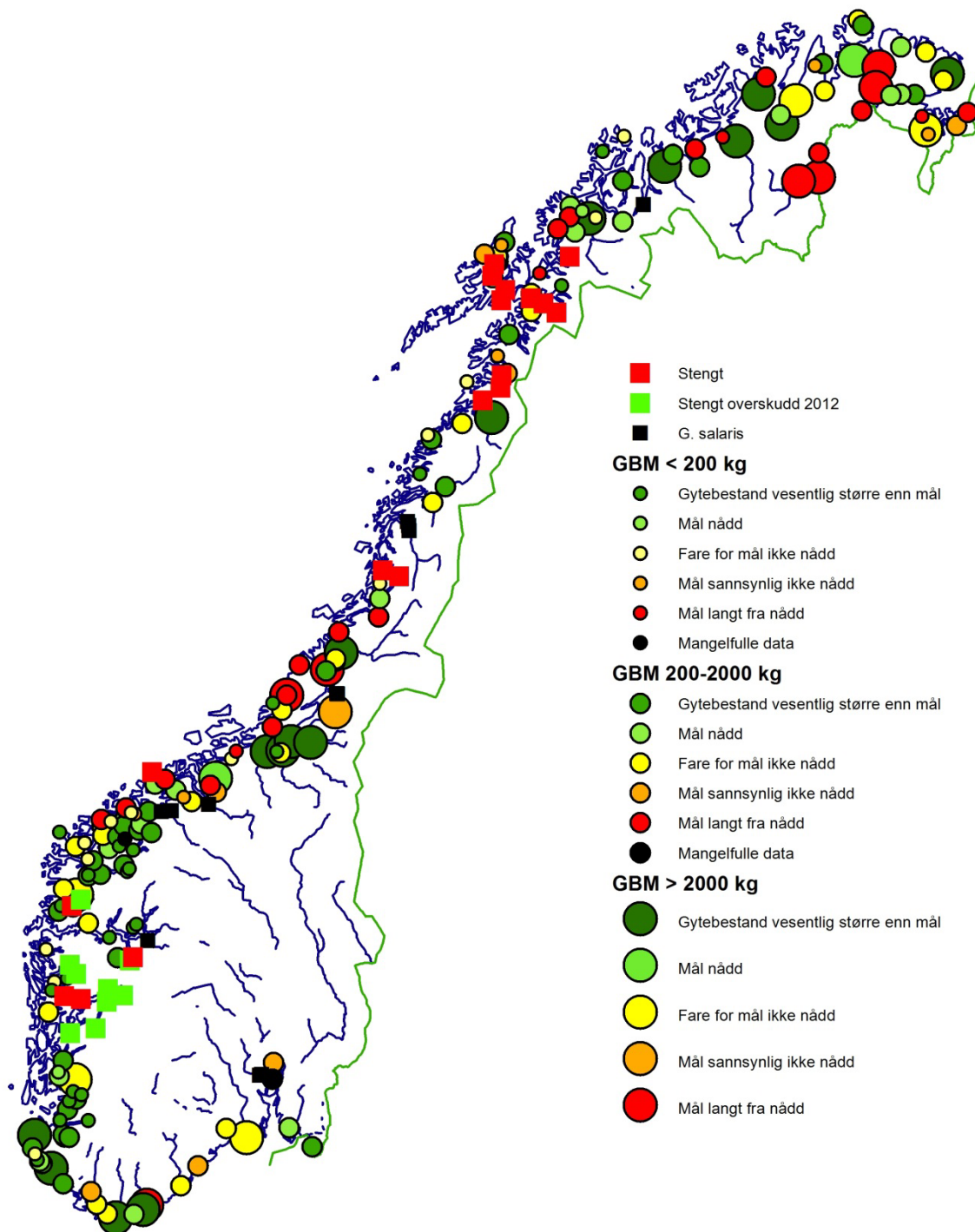


Figur 5.6. Beskatning for laks i elvefiske estimert med drivtelling eller fra tellinger i trapper i seks vassdrag der det finnes årlige estimater for hele perioden 2005-2012. Etneelva, Rødneelva og Vikedalselva var stengt i 2010 og 2011, men åpnet igjen i 2012. Beskatningsraten gikk ned gjennom perioden (generaliserte lineære blandede [mixed] modeller – glmm – med vassdrag som tilfeldig [random] effekt: $R^2 = 0,34$, $p < 0,001$). Resultatet var signifikant også om man fjerner nullverdiene i vassdrag som ble stengt i perioden ($R^2 = 0,67$, $p < 0,001$).

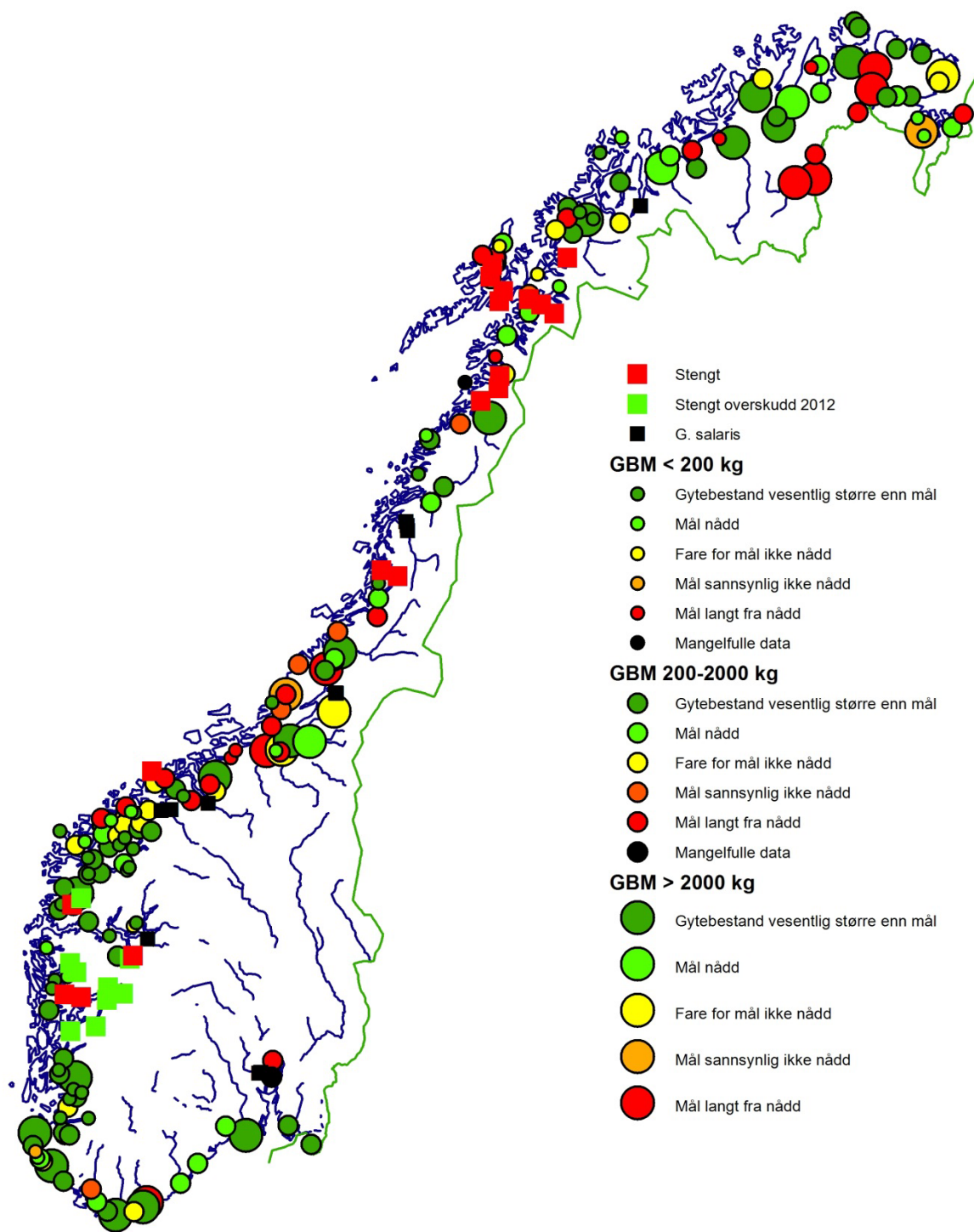
Oversikt over beskatningsvurderingene for alle vassdragene for perioden 2009-2012 og for 2012 alene er gitt i **figur 5.7** og **5.8**. En fylkesvis vurdering av oppnåelse av gytebestandsmålene viste en betydelig bedring fra 2010 til 2011 og 2012 (**figur 5.9**), og det økte innsiget av mellom- og storlaks til region Vest-Norge i 2011 og 2012 har gjort at forskjellene mellom fylkene har blitt relativt små, både om man ser perioden 2009-2012 under ett (**figur 5.10**) eller 2012 for seg (**figur 5.9**). For perioden 2009-2012 var oppnåelsen av gytebestandsmål dårligst i Finnmark med Tanavassdraget, men dette styres i høy grad av situasjonen i Tanavassdraget, og for Finnmark uten Tanavassdraget var gjennomsnittlig måloppnåelse god. Nest dårligst var oppnåelsen i Agderfylkene, der mange av bestandene ennå ikke er fullt etablert etter forsuring og kalking. På omtrent samme nivå lå Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. For 2012 alene var forskjellene mellom fylkene ytterligere redusert, med fortsatt dårligst oppnåelse i Finnmark med Tanavassdraget, en bedring på Vestlandet og Agderfylkene, og en dårligere oppnåelse i Sør-Trøndelag. Oppnåelsen i Sør-Trøndelag drives av relativt dårlig måloppnåelse i de to store bestandene i Orkla og Gaula i 2012.

Totalbeskatningen for perioden 2010-12 (**figur 5.10**) var spesielt lav i Hordaland (ca. 10 %), fulgt av Sogn og Fjordane og Nordland (26-27 %), og høyest i Finnmark med Tanavassdraget (59 %). Den lave totalbeskatningen i Hordaland, Sogn og Fjordane og Nordland har vært viktig for måloppnåelsen i mange vassdrag i disse fylkene. Fram til økningen i innsig av mellomlaks til Vestlandet i 2011 var måloppnåelse lav til tross for svært lav beskatning (se Anon. 2011c og **figur 5.9**), særlig i Hordaland, men i 2011 og 2012 ble innsiget så stort at beskatningen kunne ha vært

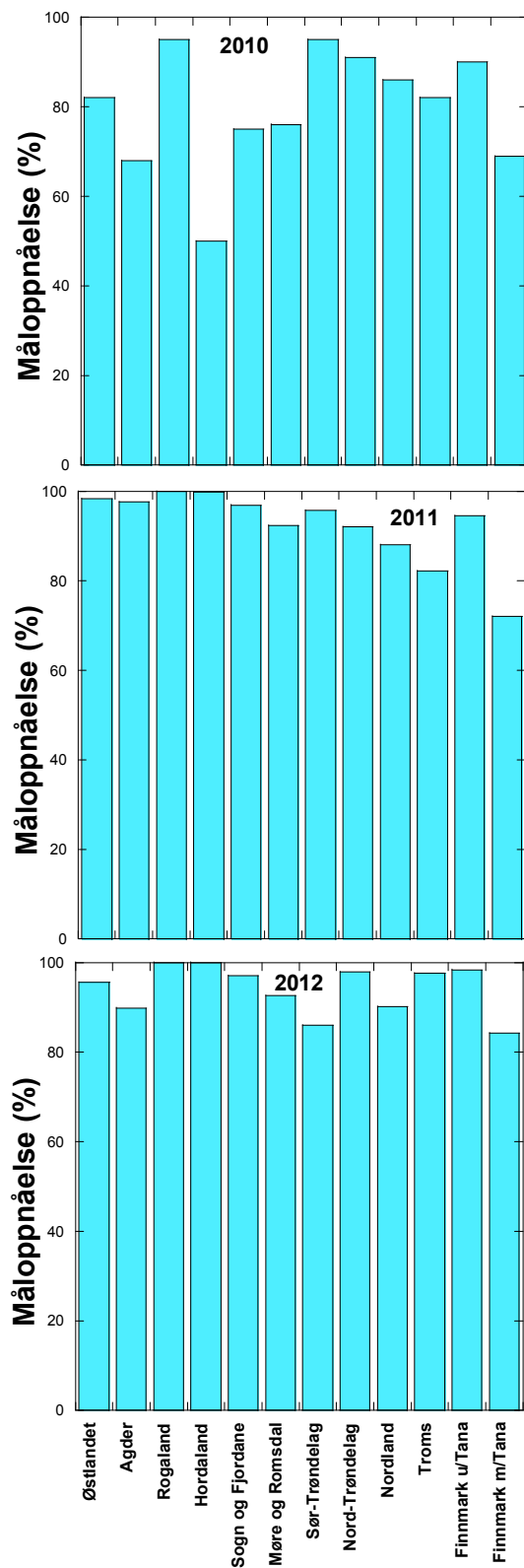
høyere både i Hordaland og Sogn og Fjordane, men ikke i Nordland (se **figur 5.13**). I gjennomsnitt har totalbeskatningen på laks i Norge vært på ca.45 % av innsiget i de siste tre år.



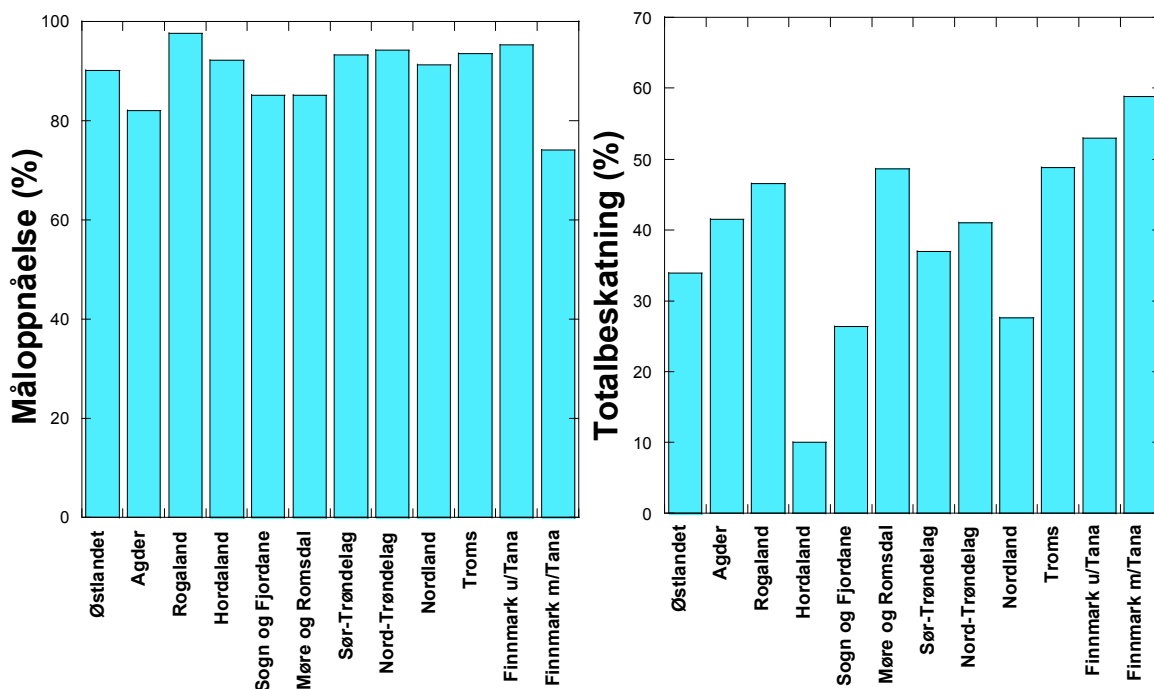
Figur 5.7. Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for perioden 2009-2012. Forvaltningsmålet var nådd i alle bestander med grønne (lyse og mørke) sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke er gitt vurderinger fordi bestanden er infisert med G. salaris er også vist. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et høstbart overskudd i 2012.



Figur 5.8. Vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål for de enkelte vassdrag for kun 2012. 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 2012.



Figur 5.9. Gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene (100 % er full oppnåelse) for årene 2010, 2011 og 2012 for bestander i de ulike fylkene. 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. Måloppnåelsen er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn små bestander i gjennomsnittene.



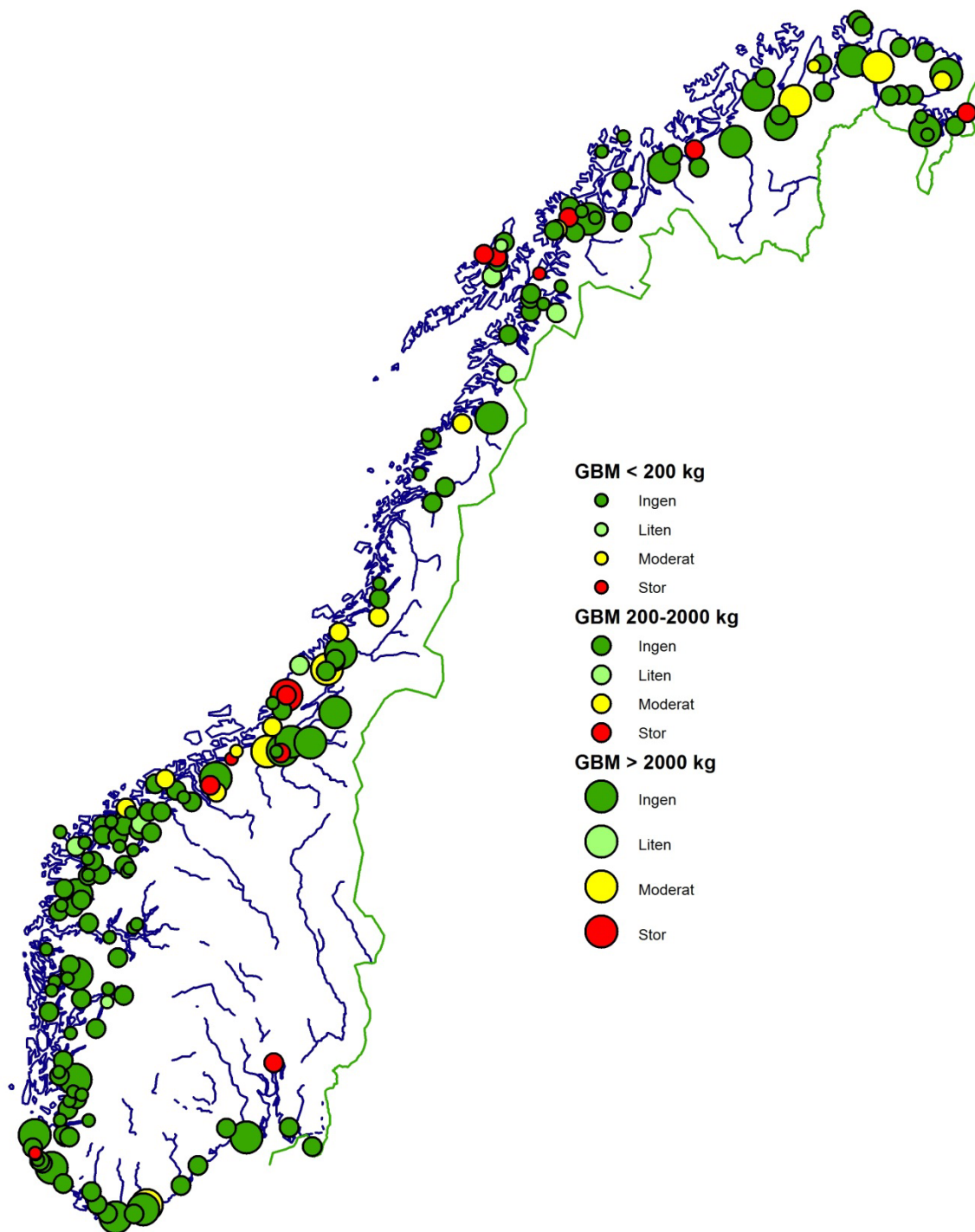
Figur 5.10. Gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene (100 % er full oppnåelse; venstre figur) og gjennomsnittlig total beskatningsrate (gjennomsnittlig prosent av innsiget fra havet som ble beskattet i både sjø- og elvefisket; høyre figur) for bestander i de ulike fylkene for perioden 2010-12. Estimater av totalbeskatning var ikke tilgjengelig for 2009. 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 Finnmærk er vist med og uten Tanavassdraget. Både måloppnåelsen og totalbeskatningen er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn små bestander i gjennomsnittene. Merk også at beskatningen er beregnet per kilo fisk slik at store fisker teller mer enn små fisker. Det er ikke justert for urapportert fangst, og dette bidrar til at beskatningsratene blir noe lavere enn om de beregnes fra simuleringene av lakseinnslag (**kapittel 2**).

Overbeskatning er definert som graden av reduksjon i gytebestandens størrelse under gytebestandsmålet på grunn av beskatning. Det ble i 2012 estimert overbeskatning for 39 (21 %) av de vurderte bestandene (totalt 183 bestander, **figur 5.11**). Tilsvarende tall for 2011 var 48 bestander (25 %). Overbeskatningen var liten (< 10 %) i 10 bestander, moderat (10-30 %) i 16 bestander og stor (> 30 %) i 13 bestander. Overbeskatningen var moderat i Finnmærk (inklusive Tanavassdraget), og liten eller ingen i Finnmærk uten Tanavassdraget og i de andre fylkene (**figur 5.12**). I Tanavassdraget sett samlet var det en overbeskatning på 25 % (moderat) i 2012. Vi gjør oppmerksom på at overbeskatningen i sidevassdragene i Tanavassdraget generelt er høyere enn det en samlet vurdering av Tanavassdraget tilsier. Fra 2010 til 2011 og 2012 ble overbeskatningen redusert eller borte i deler av landet (Vest- og Sør-Norge) hvor innsiget av mellomlaks og storlaks økte mye fra 2010 til 2011 og 2012.

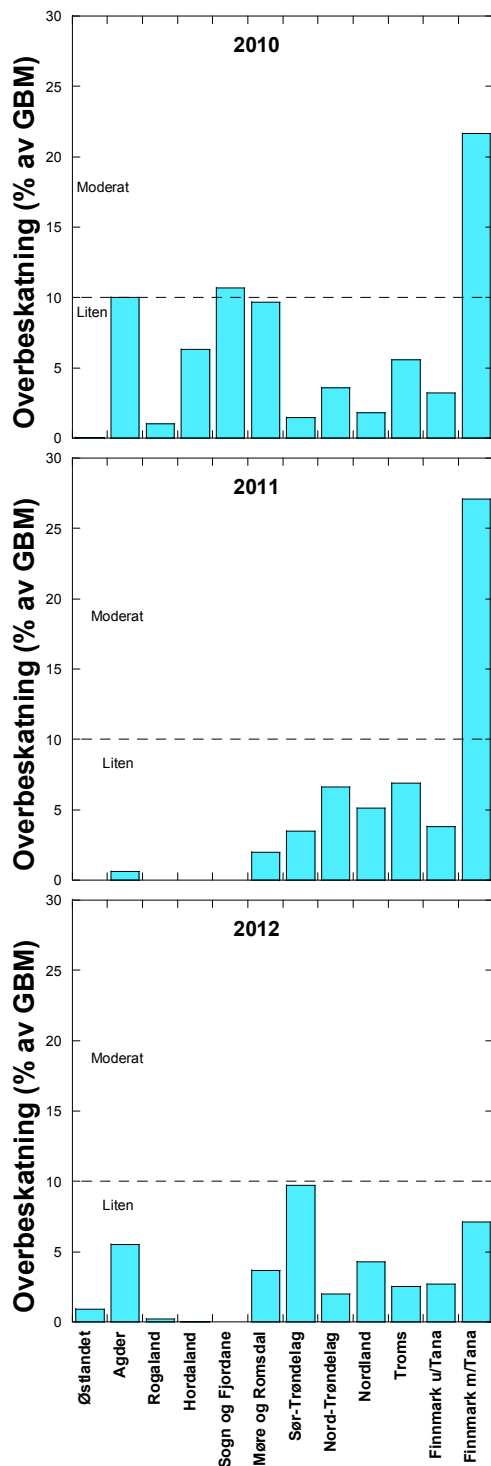
Overbeskatning, slik vitenskapsrådet har definert det, betyr ikke nødvendigvis at beskatning i seg selv er en viktig trusselfaktor. I mange tilfeller kan innsiget være redusert av andre årsaker, og overbeskatning kan estimeres også der beskatningen er lav eller svært lav, slik den var i mange av de overbeskattede bestandene i 2012. I 15 av de 39 bestandene med overbeskatning var det i 2012 neppe et høstbart overskudd i det hele tatt (estimert innsig var mindre enn eller svært nær gytebestandsmålet, **figur 5.13**). Når innsiget er så lite er det sannsynlig

at bestandene er redusert av andre årsaker. Dermed var det 24 bestander (13 %) som ble klassifisert som overbeskattet og som samtidig i utgangspunktet hadde et høstbart overskudd. Overbeskatning vurderes ikke lengre av vitenskapsrådet som en betydelig trussel mot laksebestandene i Norge, men med et viktig unntak for bestandene i Tanavassdraget.

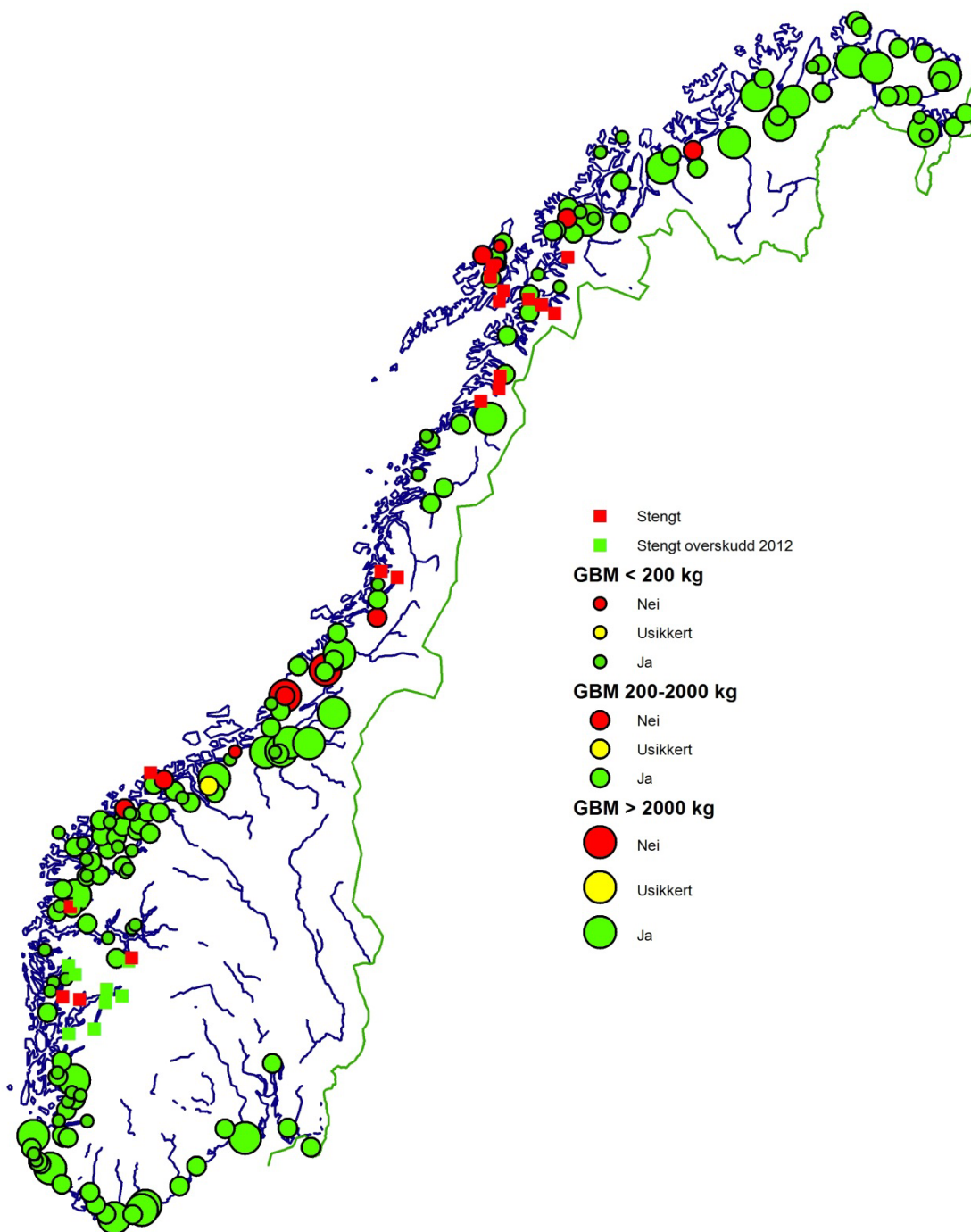
For å se nærmere på forholdet mellom beskatning og høstbart overskudd har vi for årene 2010, 2011 og 2012 estimert den maksimale beskatning bestandene tåler om de skal nå gytebestandsmålene, og en fylkesvis vurdering er gitt i **figur 5.14**. Her framgår det at bestandene i Hordaland i 2010 i gjennomsnitt bare tålte en beskatning på 10 % av innsiget, mens bestandene i Finnmark uten Tanavassdraget, Trøndelagsfylkene og Rogaland i gjennomsnitt tålte mellom 57 og 67 % beskatning. I Hordaland er det opplagt at det var andre faktorer som hadde betydning for bestandssituasjonen i 2010 enn overbeskatning (se Anon. 2011c). I 2011 økte innsiget av mellomlaks så mye til Sør-Norge og Vest-Norge (opp til Hustadvika) at maksimalt tålt beskatning i fylkene i denne delen av landet økte betydelig og kom opp på nivå med de andre fylkene. I Hordaland økte maksimal tålt beskatning fra 10 % i 2010 til 59 % i 2011 og 57 % i 2012. I 2012 var det Sør-Trøndelag og Nordland som hadde lavest maksimal tålt beskatning, mens det tålt høyest beskatning i Rogaland og Finnmark uten Tanavassdraget. Totalbeskatningen var fortsatt lavest i Hordaland, Sogn og Fjordane og Nordland, og i de to vestlandsfylkene var dette en viktig årsak til tallrike gytebestander i mange av vassdragene, ikke minst i mange av de stengte vassdragene. I Nordland var både totalbeskatning og maksimal tålt beskatning fortsatt lav i 2012.



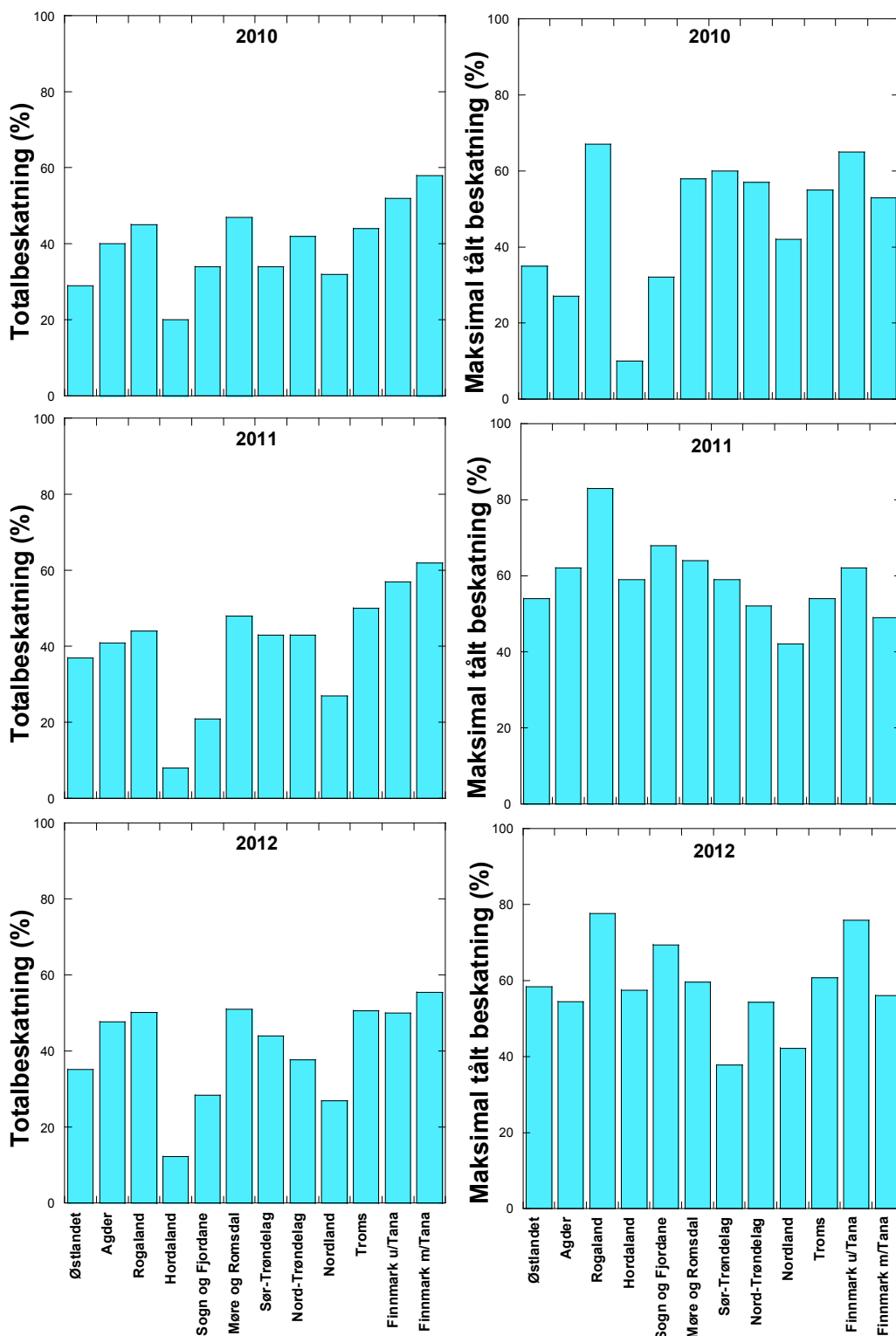
Figur 5.11. Klassifisering av overbeskatning for de ulike laksevassdragene i 2012 (grad av reduksjon i gytebestand under gytebestandsmålet på grunn av beskatning; i prosent av gytebestandsmålet): ingen overbeskatning: 0 %, liten: < 10 %, moderat: 10-30 % og stor: > 30 %. Størrelsen på symbolene reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene.



Figur 5.12. Gjennomsnittlig overbeskatning i prosent av gytebestandsmålene (GBM) i de ulike fylkene i 2010, 2011 og 2012. 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 med og uten Tanavassdraget. Overbeskatning er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn mindre bestander i gjennomsnittene.



Figur 5.13. Kart med klassifisering av om det i 2012 med rimelig sikkerhet kan antas at det var et høstbart overskudd (Ja = estimert innsig større enn 110 % av gytebestandsmålet), om det var usikkert (estimert innsig mellom 100 og 110 % av gytebestandsmålet), eller om det med rimelig sikkerhet ikke var et høstbart overskudd (Nei = estimert innsig mindre enn gytebestandsmålet), gruppert etter størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag er også vist. Størrelsen på symbolene reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene.



Figur 5.14. Gjennomsnittlig total beskatningsrate (gjennomsnittlig prosent av innsiget fra havet som ble beskattet i både sjø- og elvefisket; venstre panel) og gjennomsnittlig maksimal beskatningsrate som kunne tåles (i både sjø- og elvefisket; høyre panel) om gytebestandsmålene skulle nås for bestander i de ulike fylkene i 2010, 2011 og 2012. 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. Både total- og maksimalbeskatning er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn mindre bestander i gjennomsnittene.

6 RANGERING AV TRUSSELFAKTORER

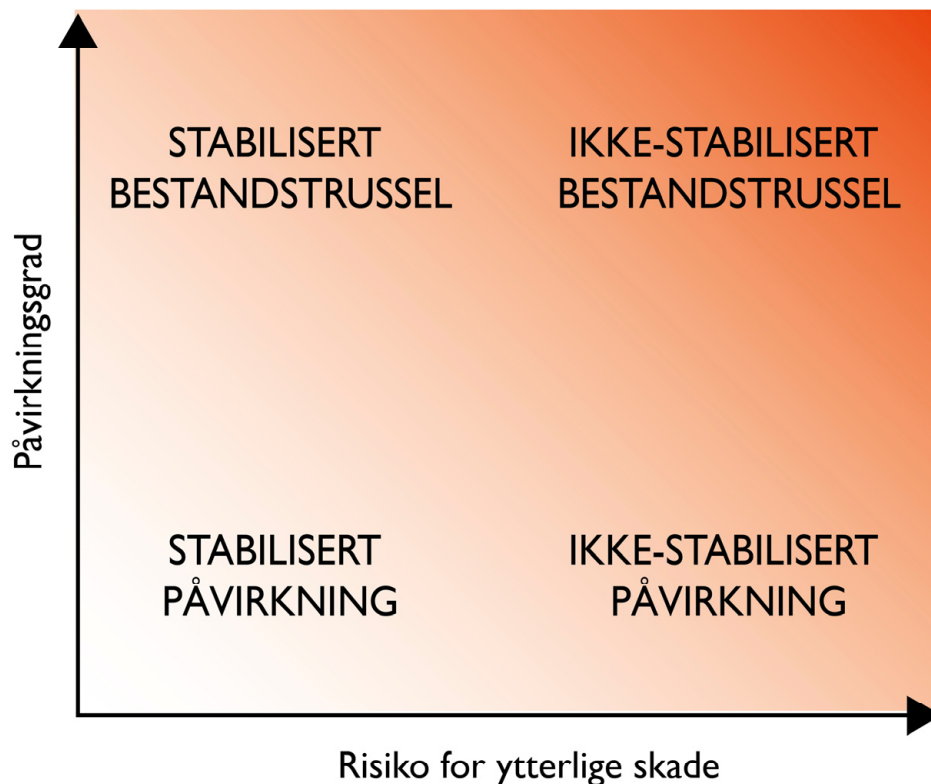
I tråd med mandatet (se www.vitenskapsradet.no) skal Vitenskapelig råd for lakseforvaltning vurdere de ulike menneskeskapte påvirkningene og truslene mot norsk villaks opp mot hverandre sammenholdt med:

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

Vitenskapsrådet har i to tidligere rapporter (Anon. 2010, 2011c) 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 6.1**). I det todimensjonale systemet er effekten av hver trussel dermed vurdert og framstilt langs en *påvirkningsakse* og en *risikoakse* (**figur 6.1**). I tidligere rapporter ble disse aksene betegnet som henholdsvis *effektakse* og *utviklingsakse*. Basert på tilbakemeldinger om at disse begrepene kunne være vanskelige å forstå har vi i denne rapporten revidert selve begrepsbruken, men klassifiseringssystemet og kriteriene er de samme. Skjematisk kan trusselfaktorene grupperes i fire kategorier i dette systemet (**figur 6.1**):

- **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 **6.1**. I teksten nedenfor gis en vurdering av hver enkelt trusselfaktor.



Figur 6.1. Vitenskapsrådets todimensjonale system for vurdering av påvirkningsfaktorer og bestandstrusler for norske villaksbestander. For illustrasjon er diagrammet fargelagt etter alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig). I tidligere rapporter er begrepene effektakse og utviklingsakse benyttet for henholdsvis påvirkningsgrad og risiko for ytterligere skade. Begrepene er endret, men klassifiseringssystemet for vurdering er det samme.

6.1 Vurdering av de enkelte trusselfaktorene

Poenggingiven for de enkelte trusselfaktorene er gitt i **tabell 6.1**. For graden av påvirkning er det tilkommet ny kunnskap som tilsier at effekten av rømt oppdrettsfisk oppgraderes, mens det for de andre faktorene ikke er noen endringer. Det er også gjort endringer på noen av risikovurderingene. Vi har også valgt å behandle effekter av bergverk for seg (tidligere inkludert i annen forurensning), fordi dette ser ut til å være en aktivitet i økning, med potensielle effekter på laksebestander (se utfyllende vurdering av bergverksdrift i **kapittel 10**).

Her gir vi en kort beskrivelse av hver av de vurderte faktorene, samt de viktigste egenskapene som ligger grunn for plasseringen langs påvirknings- og risikoaksene. Noen av trusselfaktorene er omtalt spesielt og mer omfattende i vitenskapsrådets beskrivelse av trusler (**kapittel 7-10**), eller i tidligere års rapporter og temarapporter fra vitenskapsrådet.

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, primært fordi det er lite sannsynlig, ut fra dagens forvaltningspraksis, 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. I tillegg er det mye oppmerksomhet rundt gjennomføring av effektive tiltak, og det er gitt klare styringssignaler (blant annet i St.prp. nr. 32 og i Stortingets behandling av denne, samt i veiledere fra Norges vassdrags- og energidirektorat, NVE) om at laksen skal tillegges vesentlig vekt i de mange vilkårsrevisjoner som tas opp nå og i de nærmeste årene. 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 er ikke endret fra forrige vurdering.

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 kommer etter (i tid) vannbruk til kraftproduksjon, eller foregår parallelt med 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), 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 oppdrettsnæringa 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). Usikkerheten om framtidig utvikling er således moderat. Vurderingen er ikke endret fra forrige runde.

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, først og fremst på grunn av omfattende og effektive tiltak (kalking) og lav risiko for ytterligere tap i produksjon og bestander gitt at sur nedbør ikke øker og at kalkingstiltakene opprettholdes. 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 og usikkerheten om framtidig utvikling er liten. Potensial for effektive tiltak er endret fra 1 til 2 siden forrige runde. Dette skyldes at det ikke planlegges nye kalkingstiltak samtidig som mange av fiskebestandene fortsatt er redusert som følge av sur nedbør. Noen fiskebestander er også redusert på grunn av forsuringspåvirkning av brakkvannsområdene.

Tabell 6.1. 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	POENG OG KRITERIUM	Vassdragsregulering (kraft)	Annen vannbruk (oppdrett, industri, vanning)	Sur nedbør	G. salaris	Landbruksforurensninger	Annen forurensning (metaller, PCB, pesticider)	Overbeskatning	Lakselus	Andre infeksjoner knyttet til oppdrettsvirksomhet	Andre infeksjoner påvirket av menneskelig	Menneskepåvirket predasjonstrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv.)	Fremmede arter (pukkellaks, ørekyt, regnbueørret)	Bergverk	
PÅVIRKNINGSASKE:																	
1 Antall rammede bestander (->2010)	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 sannsynlighet for tap av bestander)	2: Mange med bra effekt																
	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 6.1 fortsetter

VURDERTE EGENSKAPER	POENG OG KRITERIUM	Vassdragsregulering (kraft)	Annen vannbruk (oppdrett, industri, vanning)	Sur nedbør	G. salaris	Landbruksforurensninger	Annen forurensning (metaller, PCB, pesticider)	Overbeskatning	Lakselus	Andre infeksjoner knyttet til oppdrettsvirksomhet	Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet	Rømt oppdrettsfisk	Menneskepåvirket predasjonstrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv.)	Fremmede arter (Pukkellaks, ørøkt, regnbueørret)	Bergverk
RISIKOAKSE:																	
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	2	2	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
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	1	1	4	1	1	1	1	1
Sum (av maksimum 12)		5	7	4	6	4	5	4	9,5	7	7	11	5,5	6	5	6	5,5
Samlet risiko for ytterligere skade (0-1)		0,42	0,58	0,33	0,50	0,33	0,42	0,33	0,79	0,58	0,58	0,92	0,46	0,50	0,42	0,50	0,46
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

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 høyt langs påvirkningsaksen. Bestander som har hatt *G. salaris* i mange tiår blir vurdert til å være kritisk truet eller tapt i naturen. Effekten på produksjonen (gjennom stor yngeldødelighet) er også svært stor (Johnsen mfl. 1999). Faktoren plasserer seg imidlertid midt på risikosaksen, primært fordi omfattende tiltak for å utrydde parasitten i mange elver er ventet å redusere problemet betydelig. I 2012 ble slike tiltak fullført i Vefsn-regionen (ti elver og tre innsjøer) og i Lærdalselva. Ved overgangen til 2013 har *G. salaris* kjent forekomst i 14 norske elver. 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. Risikoen for ytterlige produksjonstap og tap av nye bestander vurderes som moderat, det vil si en liten reduksjon i forhold til tidligere år.

Landbruksforurensninger

Mange laksevassdrag finnes i elvedaler med høy landbruksaktivitet. Dette kan gi tilførsler av næringssalter (som både kan virke både positivt og negativt på produksjonen, avhengig av mengden og vassdragets generelle næringsstatus og hydrologi), samt bidra til erosjon (finpartikulært materiale som transporteres fra land og ut i vassdraget som kan redusere habitatkvaliteten og tette gytegroper). Under spesielle forhold kan slik forurensning forårsake dødelighet (for eksempel på grunn av oksygenmangel knyttet til siloutslipp). Landbruksaktivitet kan også bidra med andre forurensende og skadelige stoffer (pesticider osv.). Disse 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. Kunnskapen om faktoren kunne vært bedre (vurdert som moderat), mens usikkerheten om framtidig utvikling er liten. Vurderingen er ikke endret fra forrige runde.

Andre forurensninger

Vassdrag mottar en rekke miljøskadelige stoffer som metaller, PCB og ulike pesticider fra lokale kilder og langtransport (med luftmasser og nedbør). Effektene varierer fra svakt reduksjon i reproduksjon, via kronisk økt dødelighet, til episoder med omfattende dødelighet av voksen fisk og/eller yngel. 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 er en faktor hvor kunnskapsnivået er dårlig, både med hensyn på overvåking og effektstudier, 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). Fordi dette er et problem som er aktivt og kan være i økning for noen forurensende stoff ligger faktoren relativt høyt på

utviklingsaksen, men plasserer seg ikke svært høyt fordi 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 er ikke endret fra forrige runde.

Bergverk

Bergverk er ved denne vurderingen skilt ut som egen trusselfaktor (se utfyllende vurdering i **kapittel 10**). Bergverksindustrien bidrar til økte metallkonsentrasjoner, partikler og til utslipp av ulike produksjonskjemikalier. Forurensningene kan påvirke anadrom fisk både i elvene, men også i de utenforliggende fjordene. Antall rammede bestander er lavt, men fordeler seg over mange fylker. Iverksatte tiltak gjør at risiko for ytterligere skade settes lavt, samtidig som man antar at produksjonstapet i dag er lavt. Det er betydelig kunnskapsmangel knyttet til biologiske effekter av utslippene. Dette, sammen med en forventning om økt bergverksaktivitet i fremtiden, innebærer at det er en risiko for ytterligere skade.

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. Faktoren lå opprinnelig relativt høyt på påvirkningsaksen fordi den påvirket mange bestander, virket nasjonalt (med stedvis høy beskatning både i sjø og elv), og effekten på produksjonen kan være stor. Det er lite sannsynlig at overbeskatning alene i moderne tid har medført at bestander har blitt kritisk truet eller tapt. Imidlertid har bestandskomponenter (storlaks) blitt sterkt redusert i deler av Tanavassdraget (Anon. 2012c). Det er fra 1980-tallet og utover gjennomført en rekke omfattende tiltak for å redusere beskatningen (blant annet forbud mot drivgarnfiske fra 1989). Disse tiltakene reflekteres også langs risikosaksen, der overbeskatning ligger relativt lavt. Forvaltningsmål basert på gytebestandsmål (fra 2007) og påfølgende innstramminger i både sjøfiske og elvefiske medfører at det er sannsynlig at beskatningen framover vil basere seg på høsting av et overskudd, og således ikke true bestander eller produksjon. Situasjonen i Tanavassdraget gir imidlertid grunn til bekymring, med stor avstand mellom bestandsstørrelse og gytebestandsmål i norske sidevassdrag, og med beskatning som dominerende trusselfaktor. Det pågår imidlertid forhandlingene med Finland om nye fiskereguleringer. Kunnskapen om overbeskatning som trusselfaktor er god, og usikkerheten om framtidig utvikling er lav. Vitenskapsrådets bestandsvise vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål, samt estimatene av overbeskatning (se **kapittel 5.2**) tilsier at antall rammede bestander er kraftig redusert (særlig fra 2011, men ytterligere fra 2012), etter at effektive tiltak er gjennomført. Denne trusselfaktoren er derfor flyttet betydelig nedover langs påvirkningsaksen i de senere år.

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). 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 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 til Taranger mfl. (2013a) var det i 2010 det 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 6 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 18 lav risiko. Lakselusovervåkingen (Bjørn mfl. 2012) og Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013a) viser således at infeksjonspresset fra lakselus gradvis har økt i flere regioner fra 2010 til 2012.

Trusselfaktoren plasserer seg høyt både langs påvirkningsaksen og risikoaksen. Vurdering av lakselustrusselen er i denne rapporten lik forrige vurdering. Kunnskapsgrunnlaget er vurdert som moderat godt og usikkerheten om framtidig utvikling er også vurdert som moderat.

Andre infeksjoner knyttet til oppdrettsvirksomhet

Trusselbildet fra andre infeksjoner er knyttet til det store volumet av fisk i oppdrettsnæringen og de mange sykdomsutbruddene hos oppdrettsfisk. Dette 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, samt deler av Finnmark). Effekten på produksjonen er imidlertid ventet å være moderat og det er lite sannsynlig at slike infeksjoner alene kan medføre at bestander blir kritisk truet eller tapt. Med dagens teknologiløsninger i oppdrettsnæringa 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. Vurderingen er ikke endret fra forrige runde.

Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet

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. 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 gir sykdom ved høye vanntemperaturer og lave vannføringer. Furunkulosebakterien gir 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 risikosaksen. Også her er kunnskapsgrunnlaget dårlig fordi det ikke finnes et overvåkingsprogram for infeksjoner på villfisk bortsett fra en nystartet overvåking av villlaks som nesten utelukkende vektlegger virus som forårsaker sykdom hos oppdrettslaks. Vurderingen er ikke endret fra forrige runde.

Rømt oppdrettsfisk

Rømt oppdrettsfisk har effekt gjennom å være vektorer for infeksjoner, bidra til infeksjonstrykk for lakselus, økologiske effekter gjennom konkurranse og genetisk påvirkning av bestandene (se **kapittel 7** og Anon. 2009). Her vurderes økologiske og genetiske effekter. Faktoren plasserer seg høyt langs påvirkningsaksen og svært høyt langs risikoaksen. Faktoren rammer nasjonalt. Den historiske effekten på produksjon 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 innkrysning av rømt oppdrettslaks. Det er også i en undersøkelse av laks fra Namsen (Karlsson mfl. 2012) påvist genetiske signaturer av oppdrettslaks i voksen villaks ved hjelp av SNP-markører. Grad av innkrysning 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. (2012) 8 av 99 (8 %) bestander som kritisk truet eller tapt (< 25 % beregnet andel villaks i bestanden). I Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013a) ble 15 bestander kategorisert til å ha høy sannsynlighet for å være genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks, blant bestander som inngikk i høstundersøkelsen med data fra to av årene i perioden 2009–2011. For flere av elvene er det imidlertid til dels store sprik mellom sannsynlighet for genetisk påvirkning basert på årsprosent fra høstundersøkelsene, sportsfiske og endringer (før/nå) basert på genetiske analyser (mikrosatelittmarkører). Samlet sett tilsier foreliggende undersøkelser at antall kritisk truede eller tapte bestander oppgraderes fra nivå to (1-5 bestander) til nivå tre (6-20 bestander). Det mangler imidlertid en samlet nasjonal kartlegging av innslaget av oppdrettslaks med det diagnostiske SNP-markørsettet.

Selv om oppdrettsnæringen har gjennomført omfattende tiltak som har redusert *andelen* fisk som rømmer, og dette har redusert gjennomsnittlig andel rømt laks i villfiskbestandene om høsten fra i størrelsesorden 20 % til 10 %, så har produksjonsøkningen medført at problemet fortsatt er for stort. Enkeltbestander har også fortsatt svært høye innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestandene. Nivåene for innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestandene i 2012 var på samme nivå som årene før, mens innslaget i prøver fra sportsfiske var lavere enn tidligere år. Nivåene både vurdert ut fra prøver fra høsten og ut fra gjennomsnittet av høstprøver og prøver fra sportsfiske er nå stabilt høyere enn bærekraftig nivå i store deler av landet, slik det er definert av både vitenskapsrådet (Anon. 2011a) og Havforskningsinstituttet (Taranger mfl. 2013b). 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 oppankring og merder/nøter (NYTEK forskriften⁴), samt forslag fra Fiskeri- og kystdepartementet til forskrift om en prøveordning der 20 % av produksjonskapasiteten til et settefiskanlegg kan ha økt individvekt fra normalt 250 gram til 1000 gram (som kan redusere risiko for smoltrømminger). Uten at det er dokumentert eller sannsynliggjort at dette vil redusere totalpåvirkningen på bestandene er det imidlertid ikke grunnlag for å endre risikovurderingen Kunnskapsnivået er generelt godt, men fordi det ennå ikke foreligger en nasjonal kartlegging av genetiske endringer i bestandene (relativt omfattende studier pågår) vurderes kunnskapen om trusselen og dens effekt som moderat. Vi har også kategorisert usikkerheten om framtidig effekt som moderat. Scenarioene (Diserud mfl. 2012) baserer seg på studier av mekanismer og ekstrapolering fra forsøk over få

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

generasjoner, noe som innebærer usikkerhet. Dokumenterte genetiske endringer i naturlige bestander som over tid har hatt høye innslag rømt oppdrettslaks (Glover mfl. 2012) gir på den annen side støtte til de utviklede scenarioene, selv om det kan være stor og uforklart variasjon i effekt mellom bestander. Risikovurderingen er ikke endret fra forrige runde. Rømt oppdrettslaks er mer omfattende omtalt i **kapittel 7**.

Menneskepåvirket predasjonstrykk

Predasjon fra fugl, pattedyr og annen fisk er i utgangspunktet dødelighetsfaktorer som alltid har påvirket laksebestandene. Forekomsten av predatorer kan imidlertid påvirkes av menneskelig aktivitet som påvirker forekomsten av predatorer (direkte gjennom regulering av jakt eller introduksjon og spredning av fremmede arter, indirekte gjennom fiskerier eller andre påvirkninger av forekomsten av alternative byttedyr for predatorene) og gjennom habitatendringer som øker tilgangen til vassdragene (f.eks. redusert isdekke 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 er ikke endret fra forrige runde.

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 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 ventes mye ny kunnskap i årene som kommer. I dag er imidlertid usikkerheten om den framtidige utviklingen stor, spesielt for det enkelte vassdrag. Det er fortsatt stor usikkerhet knyttet til hvor og når laks fra ulike vassdrag oppholder seg i ulike havområder. Grunnleggende studier som er i gang vil trolig kaste nytt lys over akkurat dette. Klimaendringer plasserer seg relativt lavt både langs risiko- og påvirkningsaksen. Det har ikke skjedd endringer i vår vurdering av denne faktoren siden sist.

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. Kunnskapen om effekt av slike tiltak er god og usikkerheten om framtidig utvikling er liten. Vurderingen er ikke endret fra forrige runde.

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 spredt 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*) 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. Det er 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 vil 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.

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.

6.2 Samlet vurdering

Det er generelt små endringer i trusselvurderingen fra forrige vurdering, som ble gjort i 2011, men rømt oppdrettslaks har kommet høyere langs påvirkningsaksen. Rømt oppdrettslaks, lakselus, *Gyrodactylus salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår i analysene som bestandstrusler (**figur 6.1** og **6.2**). Av disse truslene framstår særlig rømt oppdrettslaks men også 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 lignende 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.

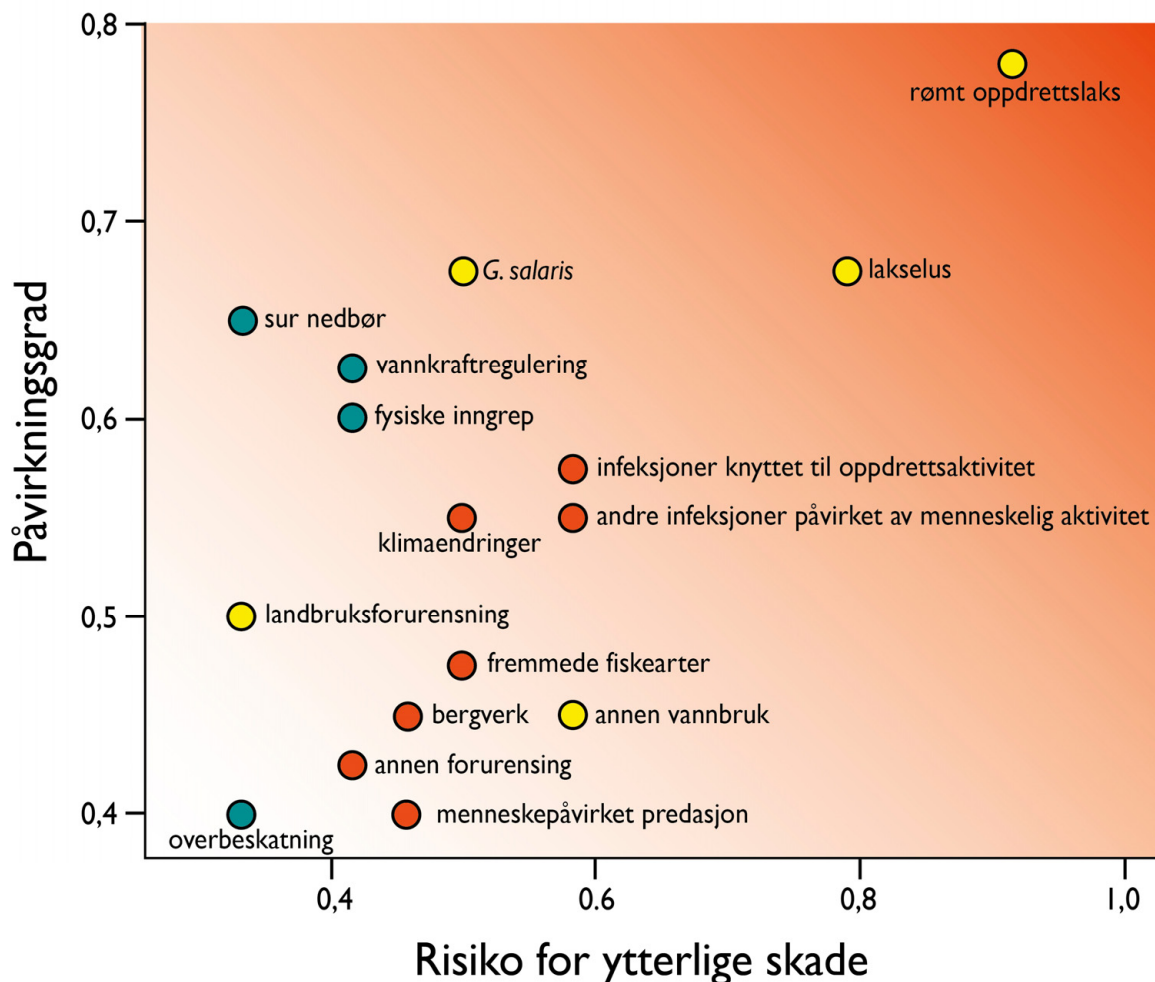
Parasitten *G. salaris* er også en bestandstrussel med relativt høy påvirkningsgrad og risiko, men trusselen er vurdert som mer stabilisert enn i forrige vurdering, siden tiltaksplaner og vellykkede utryddelsesaksjoner har medført at det gjenoppbygges stedegne bestander av laks i tidligere infiserte vassdrag. Tiltakene har også begrenset risikoen for spredning til nye vassdrag. Resultatene fra utryddelsesaksjonen i Vefsnregionen vil være viktig for framtidige trusselvurderinger, men per i dag vet vi ikke annet enn at aksjonen ble gjennomført i tråd med

planene. Det vil dermed ta tid før vi vet om utryddelsesaksjonen i Vefsnregionen var vellykket og om de behandlede vassdragene blir friskmeldt (se **kapittel 8**).

Sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår i analysen som stabiliserte bestandstrusler, ved at de har en høy plassering på 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.

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.

Overbeskatning ble i forrige vurdering 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, som for første gang er vurdert for seg, 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. Både landbruksforurensninger og andre forurensninger har flyttet seg noe nedover langs risikoaksen, fordi vannkvalitet har fått økt oppmerksomhet gjennom Vanddirektivet, og det er sannsynlig at det vil bli gjennomført tiltak i flere vassdrag.



Figur 6.2. Plassering av de ulike trusselfaktorene i et påvirknings- og risikodiagram. Faktorene kan grovt kategoriseres etter systemet som er vist i **figur 6.1** 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).

7 RØMT OPPDRETTLAKS

7.1 Forekomst av rømt oppdrettlaks

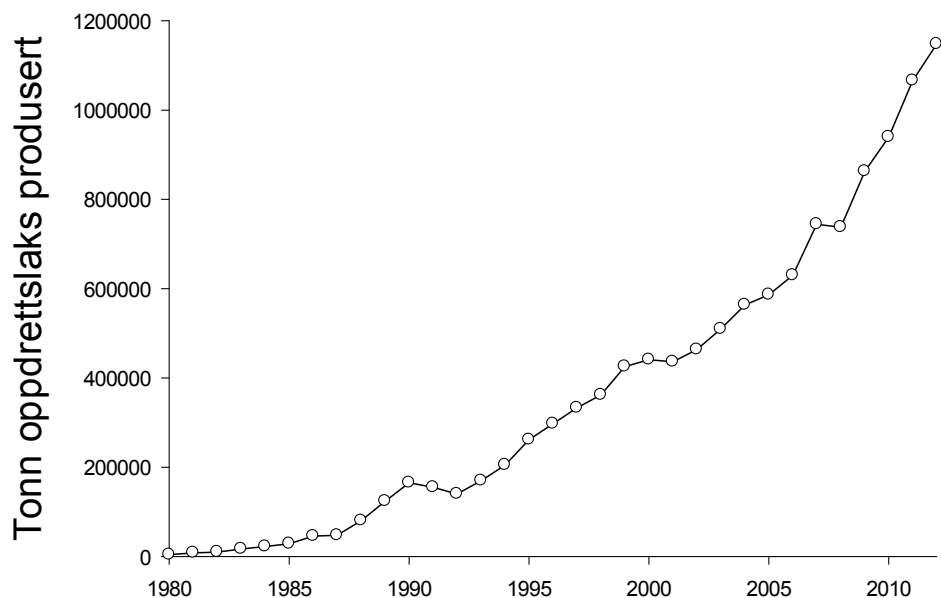
I 2012 ble det i Norge produsert ca. 1 148 000 tonn oppdrettlaks (**figur 7.1**). Til sammenligning ble det i 2012 fanget ca. 780 tonn laks i sjø- og elvefisket i Norge (inkludert fisk som er satt ut igjen). Selv uten korrigerering for innslaget av rømt oppdrettlaks i fangsten var produksjonen av oppdrettlaks ca. 1470 ganger større enn totalfangsten av laks i sjø- og elvefisket målt i tonn. I følge rapport på Fiskeridirektoratets hjemmeside (www.fiskeridir.no) ble det rapportert at ca. 368 000 individer av laks rømte i 2011 (**figur 7.2**), mens de foreløpige tallene for 2012 bare er 38 000 individer, noe som er det laveste nivået i tidsserien. Utsettet av smolt i merdene i 2012 (281 millioner oppdrettssmolt) var det høyeste noensinne, og foreløpige tall fra 2012 tyder på at nivået for 2012 var omtrent det samme som i 2011. Per slutten av april 2013 er det ikke meldt om rømt oppdrettlaks i 2013, mens det til samme tid i 2012 var rapportert 3000 rømte laks.

Innslaget av rømt oppdrettlaks i fangstene fra fisket i sjø og elv har blitt systematisk undersøkt årlig siden 1989 (Fiske mfl. 2001a, Anon. 2012b, Diserud mfl. 2010). 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 prøvefiske og stamfiske om høsten like før gyting, og høyest i sjøfisket.

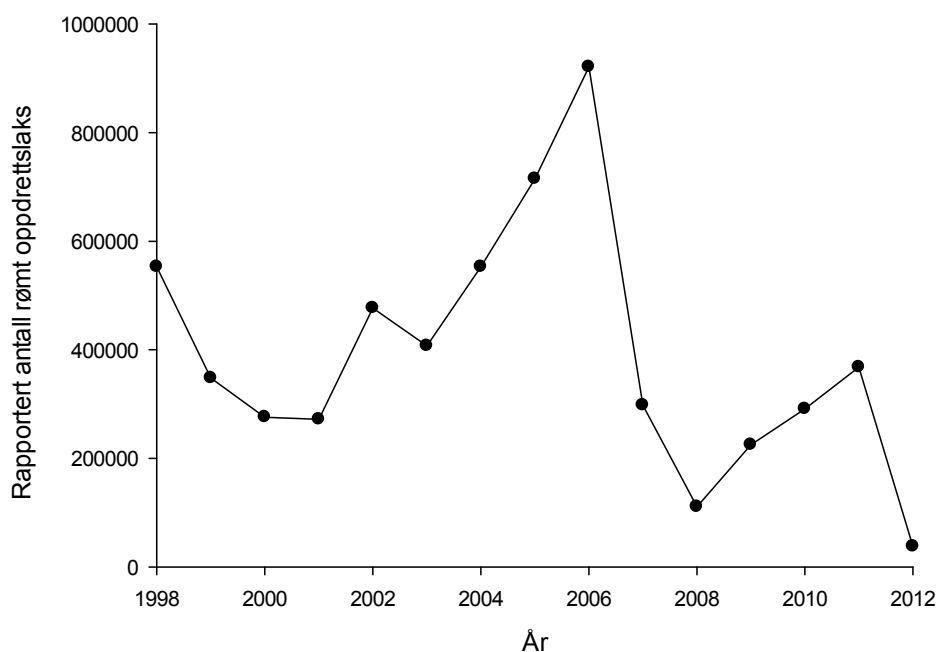
Lavere innslag av rømt oppdrettlaks i sportsfisket i elvene enn i sjøfisket (**figur 7.3**) skyldes at oppdrettlaksen i hovedsak går opp i elvene seinere enn villaksen, og dermed ikke blir utsatt for fangst i et like langt tidsrom som villaksen. Med unntak av 2002, da andelen rømt oppdrettlaks i prøvene fra sportsfisket var 16 %, har det uveide gjennomsnittet av innslaget av rømt oppdrettlaks i sportsfisket vært forholdsvis stabilt de foregående 10 årene og ligget på nivået 6-9 %. I 2012 var det uveide gjennomsnittet fra 101 vassdrag (24 540 prøver) på 5 %, noe som er det blant de laveste innslagene i tidsserien. Dette skyldes spesielt at innslaget i prøver fra Vestlandet var lavere enn i tidligere år.

Innslaget av rømt oppdrettlaks i prøvene fra prøvefiske og stamfiske like før gyting i 2012 (høstfisket) var omtrent på samme nivå som i de siste årene (12 %, **figur 7.3**). Årsaken til at dette ligger høyere enn sportsfisket i elvene, er som nevnt at rømt oppdrettlaks går senere opp i elvene enn villaks. De siste fjorten årene har det uveide gjennomsnittet av innslaget av rømt oppdrettlaks i høstfisket ligget mellom 11 og 18 %, mens det lå over 20 % i alle årene fra 1989 til og med 1998.

I 2012 ble et stort antall skjellprøver av laks fanget i sjølaksefisket i Nord-Norge analysert i prosjektet Kolartic Atlantic Salmon (over 11 000 prøver fra 53 fiskere). Innslaget i prøvene, som ble samlet inn fra nordlige deler av Nordland til Øst-Finnmark i 2012, er foreløpig estimert til ca. 10 % rømt oppdrettlaks samlet og 8 % for Finnmark (Svenning mfl., upubliserte data). Innslaget i Finnmark var vesentlig høyere enn hva som ble estimert fra den tilsvarende undersøkelsen i 2008 (3,6 %, Svenning mfl. 2011). I innsigsberegningene i denne rapporten (**kapittel 2.3**) og i beregninger av antall oppdrettlaks i fangstene fra disse (**figur 7.4**), har vi antatt at innslaget av rømt oppdrettlaks 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 og 2012 har vi imidlertid antatt av innslaget økte noe i Nord-Norge, fordi prøvene fra Kolartic-prosjektet viser større innslag i sjøfangstene i nord enn tidligere år.



Figur 7.1. Produksjon av oppdrettslaks i Norge i perioden 1980-2012 (tonn). Tallene for 2012 er foreløpige (Kilde: www.fiskeridir.no).

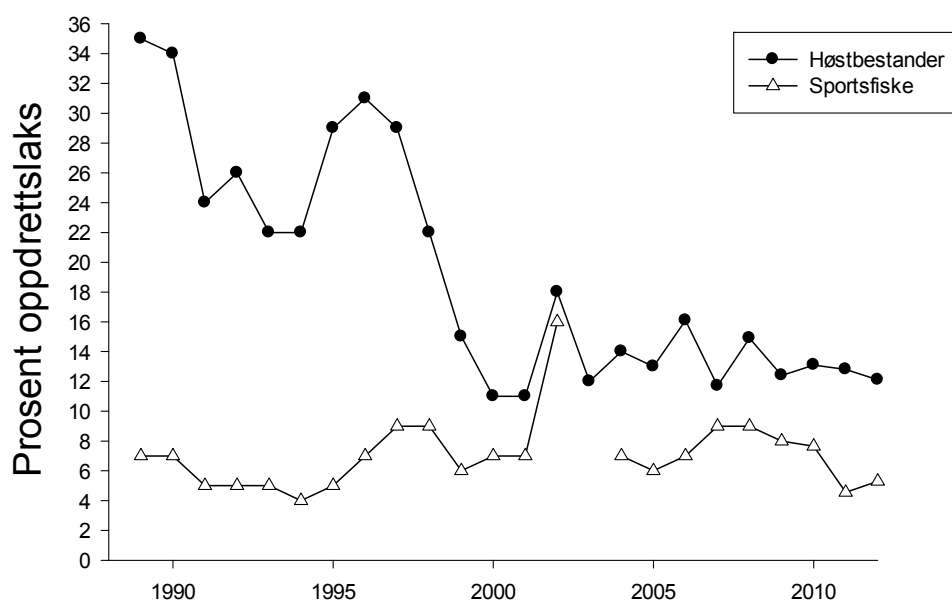


Figur 7.2. Rapportert antall rømt laks fra norske oppdrettsanlegg i perioden 1998-2012. Tallene fra 2012 er foreløpige tall per april 2013 (Kilde: www.fiskeridir.no).

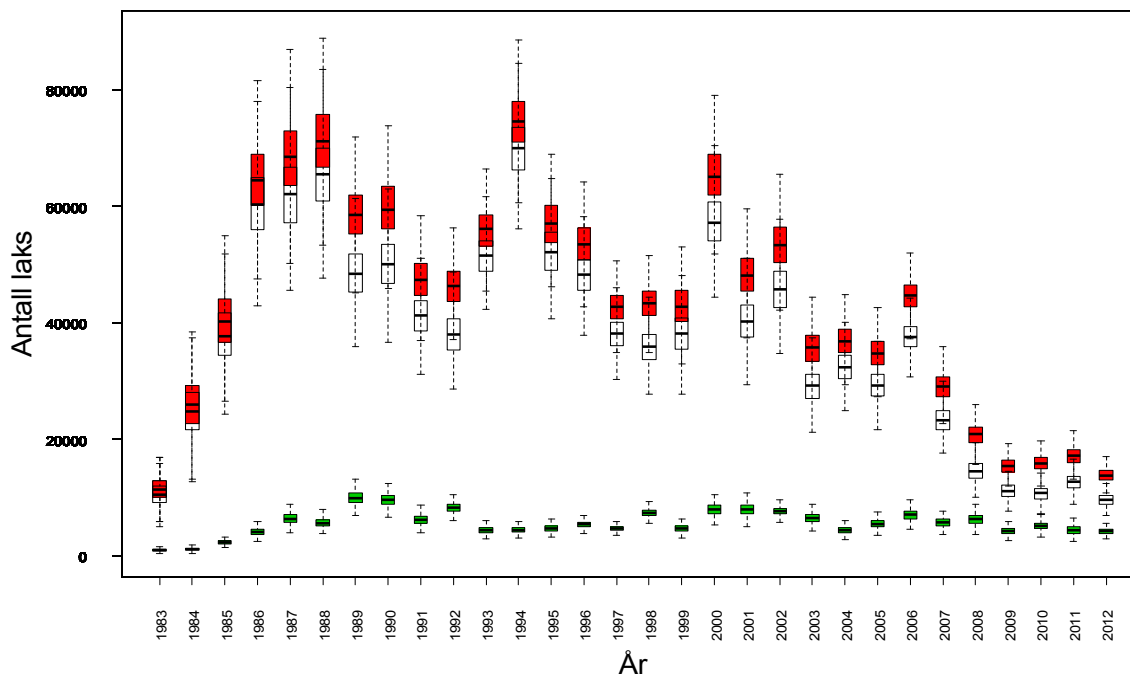
Estimert antall rømt oppdrettslaks i laksefangstene i sjø- og elvefiske har vært lavt i de siste årene (**figur 7.4**). Reduksjonen er nært knyttet til redusert fangst av laks i sjøen. I tillegg foregår en høy og økende andel av sjøfangsten i Norge i Finnmark, som har hatt et lavt innslag av rømt oppdrettslaks i sjøfangstene (innslaget økte fra 2011, se ovenfor). Reduksjonen kan også ha sammenheng med en nedgang i rapportert antall rømt laks fra 2006 til 2008, som vil påvirke

antallet oppdrettslaks som registreres i fangstene i samme år eller påfølgende år, avhengig av hvilket stadium oppdrettslaksen rømmer på.

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 2012 på ca. 10 500 oppdrettslaks (95 % konfidensintervall 6500 – 14000). 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 villfisk), og vi kan derfor ikke på noen god måte anslå andelen oppdrettslaks som vandrer opp i vassdragene etter fiskesesongen. Overvåkingen om høsten foregår i relativt få vassdrag (36 vassdrag i 2012) 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.



Figur 7.3. Prosentandel rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og i prøver fra prøvefiske/ stamfiske like før gyting om høsten i perioden 1989-2012. I 2003 ble undersøkelsene ikke finansiert og det mangler derfor tall for dette året.



Figur 7.4. Beregnet antall oppdrettslaks i fangstene av laks i perioden 1983-2012. 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.

7.2 Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks

To kontrollerte eksperimentene i elver i Norge og Irland med rømt oppdrettslaks og deres avkom i naturlige villaksbestander er sentrale for dokumentasjon av rømt oppdrettslaks sin påvirkning på villaks (Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003). I 2012 ble det publisert en ny norsk undersøkelse med et lignende kontrollert eksperiment i Guddalselva (Skaala mfl. 2012). I Imsa i Rogaland fant Fleming mfl. (2000) at oppdrettslaksens reproduksjonssuksess var ca. 16 % av villaksens, målt over én generasjon. Oppdrettslaksavkom og krysninger hadde raskere veksthastighet og lavere alder ved kjønnsmodning enn den lokale villaksen. Den samlede smoltproduksjonen var ca. 30 % lavere enn det en skulle vente ut fra en “stock-recruitment”-modell for Imsa (Jonsson mfl. 1998). Det lave smoltallet gjaldt også for rene Imsalaksavkom, og dette ser ut til å skyldes negative interaksjoner mellom oppdretts- og villfisk. I Burrishoolevassdraget i Irland fant McGinnity mfl. (2003) at alle gruppene som var avkom av oppdrettslaks og “hybrider” (første- og andregenerasjons hybrider, samt tilbakekrysninger), hadde redusert overlevelse i naturen i forhold til lokal villaks, men de vokste raskere enn villaks og fortrenget disse i deler av ungfiskstadiet. Konklusjonen deres var, som for Imsa, at interaksjonene mellom oppdretts- og villaks resulterte i redusert overlevelse for den ville bestanden, og at denne reduksjonen var kumulativ over generasjoner (McGinnity mfl. 2003).

Skaala mfl. (2012) undersøkte overlevelse, vekst og diett hos familiegrupper av oppdrettslaks, villaks og hybrider fra de ble satt ut som øyerogn og til de ble gjenfanget som smolt i ei smoltfelle i Guddalselva. I samsvar med de to undersøkelsene referert ovenfor var

overlevelsen (korrigert for maternale effekter) dårligere hos oppdrettsavkom enn både hybrider og villaksavkom. Imidlertid var forskjellen mellom familiene svært store, og både familiene med høyest og lavest overlevelse var oppdrettsfamilier. Mye av forskjellen mellom familier kunne forklares med eggstørrelse (maternal effekt), og Skaala mfl. (2012) antydte at store egg hos oppdrettslaks (oppdrettshunnene kan i mange bestander være større enn villakshunnene, og dermed ha større egg) kan være viktig for overføring av oppdrettsgenotyper inn i villfiskbestander. Som ventet ut fra andre undersøkelser vokste oppdrettsavkom raskere enn hybrider og villaks, og det var ingen forskjeller i diett. Dette underbygger tidligere resultater for økologiske effekter i form av økt konkurranse (oppdrettsavkom vokser godt og må spise mye) og potensielt redusert produksjonen av villfisk.

Nye molekylærgenetiske studier har dokumentert genetiske endringer i villaksbestander som over flere år har hatt høye andeler rømt oppdrettslaks (Bourret mfl. 2011, Glover mfl. 2012). I Norge var Skaala mfl. (2006) den første som viste slike endringer, og denne forskningsgruppen har nå publisert en utvidet undersøkelse (Glover mfl. 2012). Denne viste genetiske endringer i 6 (sterkt signifikant i 4) av 21 undersøkte laksebestander (28 %) som kunne knyttes til innkryssning av rømt oppdrettslaks. Selv om den genetiske struktureringen av bestandene var signifikant redusert med tid (fra historiske til nåværende prøver), var det fortsatt en signifikant genetisk strukturering av de 21 bestandene. Glover mfl. (2012) konkluderte med at mye av den genetiske bestandsstrukturen i laksebestandene er opprettholdt, noe som tyder på at rømt oppdrettslaks har lav til moderat suksess i naturen, og at genetisk innblanding i bestandene er bestandsspesifikk og knyttet til bestandstetthet. Undersøkelsen var basert på mikrosatellitter, og Besnier mfl. (2011) viste ved hjelp av modellering at graden av innblanding kan underestimeres når genstrømmen kommer fra flere oppdrettslinjer. I Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013a) står det: «Foreløpige resultater fra arbeidet med SNP-markører, som ventes publisert i 2013 (Glover mfl., under arbeid), støtter resultatene fra det tidligere publiserte mikrosatellitt-arbeidet på disse bestandene, men viser samtidig mer tydelig at det har skjedd sterke og retningsbestemte genetiske forandringer i enkelte bestander; dvs. at de blir mer lik oppdrettslaksen». Det omtalte arbeidet basert på SNP-markører er ennå ikke publisert, og vi kan således ikke vurdere det nærmere.

I voksen villaks fra Namsen har det ved hjelp av SNP-markører blitt påvist genetiske signaturer av oppdrettslaks (Karlsson mfl. 2012). Graden av innkryssning varierte betydelig mellom innsamlingsår. Det ble observert en større grad av oppdrettsinnslag i ungfisk innsamlet i 2011 enn i potensielle villaksforeldre innsamlet i 2010, hvilket antyder at det har skjedd en hybridisering mellom oppdrettslaks og villaks i vassdraget. Det var ikke mulig å tallfeste graden av innkryssning av oppdrettslaks i bestanden i denne undersøkelsen. Namsen er en av de bestandene der det ikke har blitt vist genetiske endringer ved bruk av mikrosatellittmarkører (Skaala mfl. 2006, Glover mfl. 2012), men hvor bruk av SNP-markører altså viste at hybridisering mellom villaks og rømt oppdrettslaks har skjedd.

Nylig ble det også publisert en undersøkelse av endringer i genetisk integritet i en laksebestand i Canada (Bourret mfl. 2011), hvor det har vært høye innslag av rømt oppdrettslaks over nesten 20 år og gyting av rømt oppdrettslaks har blitt påvist. Ved hjelp av mikrosatellitt- og SNP-markører ble det dokumentert endringer i genetisk sammensetning som ble knyttet til innblanding av oppdrettslaks

Basert på et modellverktøy (Hindar mfl. 2006, Hindar & Diserud 2007) klassifiserte Diserud mfl. (2012) 8 av 99 (8 %) 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). I Havforskningsinstituttets risikovurdering ble henholdsvis 13, 8 og 15 elver i kategorisert som å ha lav, moderat og høy sannsynlighet for å være genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks, blant elver som inngikk i høstundersøkelsen og med data fra to av årene i perioden 2009–2011 (Taranger mfl. 2013a). Fram til det foreligger en nasjonal kartlegging basert på de diagnostiske SNP-markørene (Karlsson mfl. 2011) er disse modelleringene, kategoriseringene og resultatene fra kartleggingen ved hjelp av mikrosatelittmarkører det beste grunnlaget for å anslå problemets omfang i Norge.

Det har også kommet ytterligere studier som dokumenterer genetisk baserte fenotypiske forskjeller mellom oppdrettslaks, hybrider og villaks (Solberg mfl. 2012) og studier som viser forskjeller i genuttrykk (Normandeau mfl. 2009) og endringer i gentranskripsjon (Debes mfl. 2012). Dette er forskjeller som kan påvirke fitness til hybrider mellom oppdrettslaks og villaks.

Samlet sett tilsier disse 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.

8 *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 definerte 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. 2009, 2011c).

8.1 Utbredelse av *G. salaris* i norske vassdrag

G. salaris er påvist i 49 norske vassdrag. Tre genetisk ulike varianter av *G. salaris*, som alle er dødelige for laks, er påvist på laksunger i 48 norske vassdrag i syv fylker (**tabell 8.1**). 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 (Olstad mfl. 2007).

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 2013 er 20 vassdrag friskmeldt, mens 14 vassdrag er under friskmelding (se kapitlene nedenfor). Selv om de 14 sistnevnte vassdragene formelt sett blir betraktet som smittede inntil de blir friskmeldte, inngår de likevel ikke i oversikter over smittede vassdrag. Per mai 2013 regnes 14 norske vassdrag som infisert med *G. salaris* (**tabell 8.1**).

8.2 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.

Totalt har 23 norske vassdrag blitt friskmeldt etter utryddelsestiltak ved bruk av rotenon. Ved hjelp av denne giften drepes all fisk på smittet strekning. Følgelig dør også *G. salaris* som ikke kan overleve på andre dyregrupper eller som frittlevende. I tre tidligere friskmeldte vassdrag har imidlertid parasitten kommet tilbake. Dette gjelder Batnfjordselva, Henselva og Måna, alle i Møre og Romsdal. 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 og 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 infiserte 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 spredt fra Rauma (eller andre smittede elver i regionen) til Henselva og senere til Måna med vandrende smittet laks. Per mai 2013 er det dermed 20 friskmeldte vassdrag.

8.3 Vassdrag under friskmelding

De tre *G. salaris*-infiserte vassdragene i Steinkjer-regionen (Steinkjervassdraget – som omfatter Steinkjerelva, Ognå og Byaelva samt Figga og Lundelva) ble rotenonbehandlet i 2008 og 2009. I disse vassdragene pågår det friskmeldingsundersøkelser. Dersom *G. salaris* ikke blir påvist kan vassdragene trolig friskmeldes høsten 2014. I 2010, 2011 og 2012 ble henholdsvis 100, 286 og 431 laksunger undersøkt uten at *G. salaris* ble påvist. Etter tidligere behandlinger som har mislyktes, har parasitten som oftest blitt påvist det tredje året etter behandling. Det tredje året etter behandling blir derfor betraktet som et “kritisk” år. I og med at parasitten ikke ble påvist i noen av de tre vassdragene i Steinkjer-regionen i 2012, er det et godt håp om at vassdragene i denne regionen kan friskmeldes mot slutten av 2014.

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 (lakseunger) eller annen fisk. I 2011 og 2012 ble det gjennomført utryddelsestiltak i Lærdalselva med aluminiumsulfat som hovedkjemikalium. Undersøkelser med tanke på friskmelding vil begynne i 2013 og vassdraget vil tidligst bli friskmeldt mot slutten av 2017.

I Vefsn-regionen ble rotenon brukt for å utrydde *G. salaris* i elvene Vefsnå, 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 kostnadskrevenende utryddelsestiltak for *G. salaris* som noen gang er gjennomført i Norge. Etter at behandlingen nå er gjennomført, skal det dokumenteres at parasitten er utryddet fra hele Vefsn-regionen. Dette blir et omfattende arbeid, og det blir blant annet en utfordring å dokumentere at *G. salaris* er utryddet fra de tre behandlede innsjøene i Fustavassdraget. I og med at all røye er fjernet fra disse innsjøene, vil det ta flere år før røyebestandene som etableres etter utsetting er tilstrekkelig tallrike slik at fravær av *G. salaris* kan dokumenteres. Følgelig er det grunn til å vente at friskmeldingsprosessen vil ta en del lengre tid enn de fem årene som er vanlig ved utryddelse av *G. salaris* i lakseelver.

Tabell 8.1. Smittestatus per mai 2013 for de 48 norske vassdragene der dødelige typer av *G. salaris* for laks er påvist.

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		
Rauma	Møre og Romsdal	X		
Skorga	Møre og Romsdal	X		
Innfjordelva	Møre og Romsdal	X		
Måna	Møre og Romsdal	X		
Aureelva	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	48	14	14	20

8.4 Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har laget en handlingsplan med prioriteringer for gjennomføring av utryddelsestiltak i norske vassdrag. DN har valgt total rotenonbehandling som det viktigste utryddelsestiltaket. Utryddelsestiltakene gjennomføres regionsvis og i alle regioner planlegges det å gjennomføre doble behandlinger, vanligvis i to påfølgende år. I enkelte vassdrag vil det i tillegg bli brukt langtidssperrer. Forutsatt at gjennomførte utryddelsestiltak har vært vellykkede, gjenstår det nå bare fire regioner med *G. salaris* i Norge; Rauma-regionen, Driva-regionen, Skibotnelva-regionen og Drammenselva-regionen. De regionene som nå har høyest prioritet for behandling (i prioritert rekkefølge) er Rauma-regionen, Driva-regionen og Skibotn-regionen.

I Rauma-regionen (Rauma, Henselva, Skorga, Innfjordelva og Måna) planlegges det å gjennomføre utryddelsestiltak i 2013 og 2014. Behandlingene vil bli mer omfattende enn de som ble gjennomført i denne regionen i 1993. I tillegg til de fem smittede vassdragene, vil også noen små, potensielt lakseførende elver bli behandlet for å hindre at parasitten har mulighet til overleve på steder er forekomsten er vanskelig å dokumentere.

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

I Skibotn-regionen (Skibotnelva og Signaldalselva) planlegges det å gjennomføre utryddelsestiltak i 2015 og 2016. Selv om denne regionene har lavere prioritet enn Driva-regionen, vil det være tid og kapasitet til å gjennomføre tiltak i Skibotn-regionen før Driva-regionene fordi det, som nevnt, vil ta mange år før en sperre i Driva er operativ og *G. salaris* er utryddet oppstrøms sperra.

8.5 Status og utviklingstrekk

G. salaris ble ikke påvist i nye vassdrag i 2011 eller 2012. I perioden 2009-2012 ble 10 elver og tre innsjøer i Vefsn i Nordland rotenonbehandlet, og i 2011 og 2012 ble Lærdalselva i Sogn og Fjordane behandlet med aluminiumsulfat. Forutsatt at behandlingene har vært vellykkede har forekomsten av *G. salaris* i norske vassdrag blitt ytterligere redusert, og per mai 2013 er det 14 elver med kjent forekomst av *G. salaris*. Risiko for ytterligere produksjonstap og risiko for tap av ytterligere laksebestander er begge vurdert til å være moderate og i en samlet vurdering er trusselen fra *G. salaris* mot norske laksebestander noe redusert.

9 SYKDOMSSITUASJONEN FOR VILLAKS

Sykdomssituasjonen for villaks ble vurdert i vitenskapsrådets rapport for 2011 (Anon. 2011c). I de to påfølgende avsnittene oppsummeres hovedkonklusjonene fra denne vurderingen, som fortsatt er gjeldende, og vi refererer til Anon. (2011c) for detaljer og referanser. Videre i kapitlet gjøres en oppdatering av ny kunnskap om sykdomssituasjonen for villaks fra de siste to årene.

Det oppdages stadig nye infeksjoner og sykdommer hos norsk villaks. Flere av disse synes å øke i forekomst og har stedvis påviselig negativ effekt på bestandene. Flere endringer i laksens leveområder gir grunn til å hevde at smittepresset mot villaks har økt betydelig for en rekke infektive organismer i de siste 20-30 år. Særlig har smittepresset fra infektive organismer som er oppformert hos oppdrettslaks økt. Mange millioner oppdrettslaks i anlegg blir syke hvert år av ulike infeksjonssykdommer, særlig virussykdommer, men også bakterie- og parasittsykdommer. Det er sannsynlig at de mange sykdomsutbruddene har resultert i et økt smittepress mot villaks. Infeksjonene kan medføre dødelighet, eller påvirke veksten hos villaks slik at disse blir mindre og magrere enn normalt. En syk eller svekket villaks kan også bli sårbar for andre påvirkninger. Parasitten *Desmozoon lepeophtherii* (= *Paranucleospora theridion*) veksler mellom laksefisk og lakselus som verter i sin livssyklus, og forårsaker alvorlige sykdomsutbrudd hos oppdrettslaks. Parasitten er nå vanlig i villaks som fanges i oppdrettsintensive områder, men har mye lavere forekomst i områder uten eller med lite lakseoppdrett, for eksempel nord i landet. Det er grunn til å hevde at *D. lepeophtherii* har økt sin forekomst betydelig på grunn av den store økningen i antall laksefisk og lakselus i norske oppdrettsmerder.

Fysiske og kjemiske endringer i miljøet, som for eksempel økt vanntemperatur ved klimaendringer og visse vassdragsreguleringer, kan også bidra til økt smittepress og sykdomsforekomst. Parasittær nyresyke (PKD) er for eksempel en sykdom som utvikles ved høye vanntemperaturer. PKD forårsakes av nyreparasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae*. Denne parasitten forekommer hos laksefiskunger i et stort antall norske vassdrag og det er grunn til å vente at PKD blir vanligere i årene som kommer dersom vanntemperaturen øker. Sykdommen kan få negative effekter på laksefiskbestander i enda flere vassdrag enn de som allerede er berørt.

I Norge gjennomføres det få undersøkelser med hensyn på infeksjoner og sykdommer hos ville laksefisk. I løpet av de to siste årene har det vært publisert enkeltarbeider på infeksjonsstatus hos ville laksefisk i visse geografiske områder, men det er få systematiske overvåkinger og undersøkelser med hensyn på infeksjoner og sykdommer hos ville anadrome laksefisk. Slike undersøkelser må fortsatt sies å ha et svært lite omfang. Grunnlaget for å vurdere sykdomssituasjonen for anadrome laksefisk er derfor fortsatt begrenset. Dette er betenkelig fordi Norge har ansvaret for ca. 20 % av den totale mengden av villaks i hele laksens utbredelsesområde (beregnet fra tall i ICES 2012) samtidig som vi også har den desidert største produksjonen av oppdrettslaks. Den systematiske overvåkingen med hensyn på *Gyrodactylus salaris* og lakselus er videreført og det henvises til egne kapitler for disse to ektoparasittene.

I 2012 startet Veterinærinstituttet (VI) og Havforskningsinstituttet (HI) et samarbeid om helseovervåking av ville anadrome laksefisk der VI har ansvaret for overvåkingen i ferskvann og HI står for overvåkingen i saltvann. Denne overvåkingen kommer i tillegg til den nevnte overvåking av *G. salaris* og lakselus. Den første fellesrapporten for helseovervåkingen av ville anadrome laksefisk ble utgitt tidlig i 2013 (Anon. 2013a).

Veterinærinstituttets helseovervåking av ville anadrome laksefisk i ferskvann i 2012 omfattet undersøkelser av stamfisk (villaks og sjørret) fanget inn til levende genbank og kultiveringsanlegg. Etter at stamfisken ble strøket for rogn eller melke, ble organbiter undersøkt for forekomst av en rekke sykdomsorganismer ved hjelp av molekylærbiologiske metoder. Disse var infeksjøs pankreas nekrose-virus (IPNV), salmonid alfa-virus (SAV), piscine reovirus (PRV),

piscine myokardittvirus (PMCV), infeksjøs lakseanemi-virus (ILAV), *Renibacterium salmoninarum* og *Aeromonas salmonicida*. SAV forårsaker pankreas disease (PD), PRV synes å være viruset som forårsaker hjerte- og skjelettmuskelbetennelse, mens PMCV synes å være viruset som forårsaker syndromet kardiomyopati (CMS), på norsk kalt hjertesprekk. Bakteriene *R. salmoninarum* og *A. salmonicida* forårsaker henholdsvis bakteriell nyresyke (BKD) og furunkulose. Totalt ble prøver fra 532 villaks og 100 sjøørret undersøkt. PRV var den eneste infeksjonen som hadde forholdsvis høy forekomst i vill laksefisk; 24,4 % i laks og 3 % i sjøørret. Andre infeksjoner ble bare påvist hos enkeltfisk.

Havforskningsinstituttets helseovervåking av ville anadrome laksefisk i sjøvann i 2012 omfattet utelukkende sjøørret som opprinnelig var samlet inn til lakselusovervåkingen (totalt 657 sjøørret). Organbiter ble undersøkt ved hjelp av PCR for forekomst av en spesiell variant av salmonid alfa-viruset (SAV) kalt SAV3 og piscine reovirus (PRV). SAV3 ble ikke påvist. PRV ble påvist i 11 av 192 sjøørret fra Rogaland, men ikke i sjøørret fra Hordaland (305 sjøørret analysert), Sogn og Fjordane (100 sjøørret analysert) eller Finnmark (59 sjøørret analysert).

Både VI og HI konkluderte at virus som har høy forekomst hos oppdrettslaks, for eksempel IPNV og SAV, synes å ha lav forekomst i ville laksefisk, men det stilles spørsmål ved om dette resultatet kan skyldes at villfisk som infiseres med virulente organismer raskt dør og således ikke blir samlet inn til undersøkelse (Anon. 2013a).

Mattilsynet var oppdragsgiver for helseovervåkingen av ville anadrome laksefisk som VI og HI utførte i 2012 (Anon. 2013a). Forvaltningen ønsker å få belyst smittespredning mellom oppdrettslaks og villaks, og særlig om oppformert smitte og sykdomsutbrudd hos oppdrettslaks har økt smittepresset og forekomsten av ulike infektive organismer hos ville laksefisk slik det for eksempel er vist for lakselus. At de alvorligste og mest omfattende sykdomsproblemene i norsk oppdrettsnæring er forårsaket av ulike virus, kan forklare den nesten ensidige vektleggingen av virus i VIs og HIs helseovervåking av ville laksefisk i 2012.

Havforskningsinstituttet gjorde en risikovurdering av norsk oppdrettsnæring i 2012 og belyste potensialet for smitteoverføring mellom oppdrettede- og ville laksefisk for en rekke ulike agens (Taranger mfl. 2013a). I en overvåkingssammenheng bør mikrosporidien *Desmozoon lepeophtherii* (= *Paranucleospora theridion*) få oppmerksomhet fordi den bruker både lakselus og laks som verter i sin livssyklus. *D. lepeophtherii* har høy forekomst i oppdrettslaks (Nylund mfl. 2011, Sveen mfl. 2012). Villaks fra Vestlandet kan ha høy mikrosporidieforekomst, mens sjøørret har lav smitte (Staveland 2010). Så langt har forekomsten av *D. lepeophtherii* i laksefisk i Nord-Norge vært lav. Dette kan ha sammenheng med at parasittens formering og spredning er temperaturstyrt (Nylund mfl. 2011). Siden både lakselus og laks er til stede i sjøen i store mengder, året rundt, er parasittens overføring blitt dramatisk økt i forhold til en teoretisk naturlig situasjon (lite laksefisk, lite lus) (Taranger mfl. 2013a). Nylund (2013) mente at den høye forekomsten *D. lepeophtherii* i Vossolaksen sannsynligvis er et resultat av den høye produksjonen av lakselus i oppdrett på kysten av Vestlandet.

Helseovervåkingen av ville anadrome laksefisk i 2012 omfattet bare undersøkelser for å påvise infektive organismer. Det ble ikke gjennomført undersøkelser for å belyse om den enkelte fisk er syk eller om infeksjonene har hatt negativ effekt på bestandsnivå. Negative effekter på bestandsnivå er, som mange har påpekt, tilnærmet umulig å belyse basert på undersøkelser fra ett enkelt år, blant annet fordi syk og død fisk ikke blir fanget inn og at innsamlet fisk representerer de som ikke har blitt infisert eller som har hatt infeksjoner av liten betydning for fiskehelsen. Når overvåkingen pågår over mange år kan imidlertid endringer i forekomst av de infektive organismene, kombinert med kunnskap om deres negative effekt på fisken, brukes til å tolke infeksjonenes betydning for en fiskebestand. Helsen til ville laksefisk vil også være avhengig av et samspill av negative påvirkninger fra flere ulike infektive agens i tillegg til andre påvirkningsfaktorer. Det er derfor viktig at et årlig helseovervåkingsprogram omfatter

mange ulike infektive organismer for å få et best mulig grunnlag for å trekke riktige konklusjoner.

10 BERGVERK

Bergverk omfatter uttak av mineraler og bergarter fra fastfjell eller løsmasser (industrimineraler, naturstein, byggeråstoffer, metalliske malmer og energimineraler). Gruvedrift er uttak av mineraler og malmer i dagbrudd eller i underjordiske gruver. Alle former for bergverk produserer forurensning og avfall. Utvinningen kan påvirke laks, sjørret og sjørøye som følge av økt partikkeltransport, tilførsel av tungmetaller, endring av pH og som følge av utslipp av flotasjonskjemikalier og kjemiske flokkulanter. Dette er kjemikalier som benyttes til å anrike det metallet eller mineralet som skal utvinnes. Svært mange organismer kan påvirkes av bergverk, men vitenskapsrådets vurdering er knyttet til sjøvandrende laksefisk. I hvilken grad det enkelte bergverk påvirker økologisk mangfold varierer med omfanget av virksomheten, hvilke mineraler som utvinnes og hvilke utvinningsmetoder og avbøtende tiltak som benyttes. Den økonomisk viktige ressursen utgjør kun en liten andel av mengde berg som bearbeides i forbindelse med utvinningen. Bergverk produserer derfor betydelige mengder restavfall i form av gråberg (grov masse) og avgang (finkornet masse). Historisk har gråberg vært deponert på land i nærheten av forekomsten, i den grad massen ikke kunne nyttiggjøres (for eksempel til pukk). Det er i hovedsak tre alternativer for håndtering av avgangsmasser: lagring i landdeponi, tilbakefylling i gruveganger hvor malmen er hentet ut, eller deponering i sjøen (Klif 2010). Norge er sammen med Indonesia, Tyrkia, Papua Ny-Guinea og Filippinene de eneste landene som fortsatt tillater deponering av slike avgangsmasser i sjøen (Klif 2010).

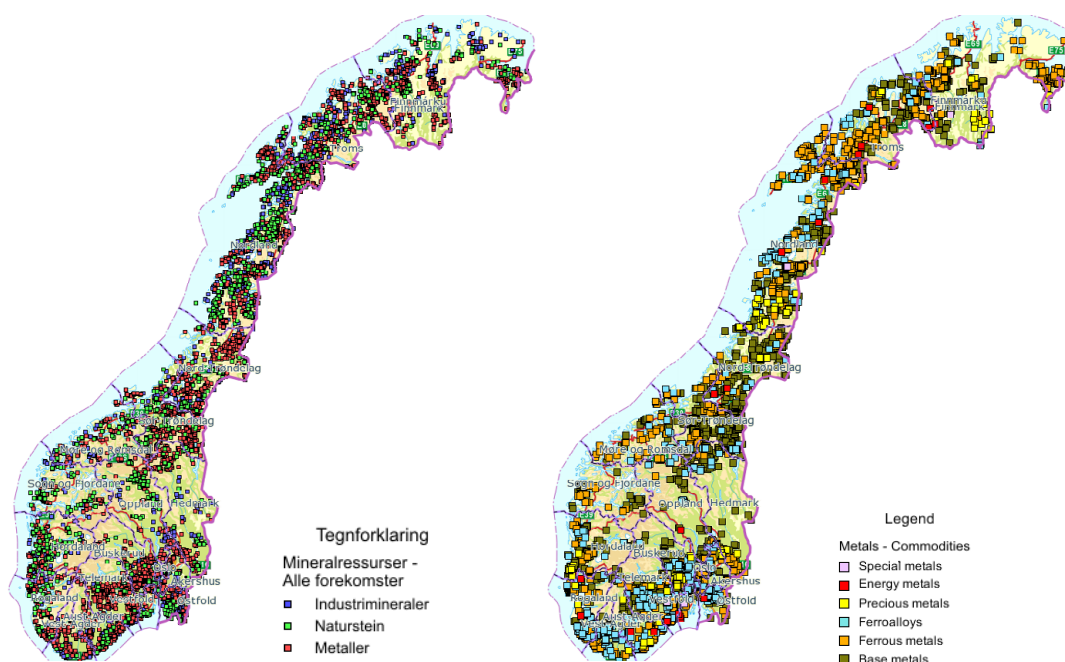
Andre typer aktiviteter som for eksempel utplanering av arealer til industritomter og lignende, bygging av veier og jernbane samt kraftverk vil alle kunne påvirke anadrom fisk på samme måte som bergverk fordi påvirkningsfaktorene kan være like. Aktiviteter i saltvann som mudring og deponering av sjømasser kan ha samme effekt som partikkeltransport fra bergverk. Selv om vi her konsentrerer oss om bergverk, gjelder vurderingene også for de andre virksomhetene.

I Norge har det historisk pågått gruedrift flere tusen steder spredt over hele landet (**figur 10.1**). Vannkvalitet overvåkes av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) i de gruveområdene som i følge Klif har størst potensial for forurensning. Her inngår Follidal verk, Grong gruber, Killingdal gruve, Løkken gruber, Nordgruvefeltet, Skorvas gruber, Swartzområdet (Røros) og Sulitjelma gruber (www.miljostatus.no). Alle er kisgruver. Det finnes mange små kisgruver i nær samtlige fylker. Disse overvåkes normalt ikke (www.miljostatus.no). Eventuelle effekter av disse utslippene på vannmiljøet er således dårlig dokumentert.

I norsk gruvevirksomhet er metallene kobber, sink, kadmium, bly, jern og nikkel særlig aktuell for utvinning (Klif 2010). Alle vil kunne være giftige for fisk avhengig av konsentrasjon. Konsentrasjonen i avrenningen fra de enkelte gruvene avhenger av malmtypen og deponeringsforhold. Kobber vurderes av Klif som det metallet som har størst betydning i forurensningssammenheng (www.miljostatus.no). I tillegg til negative effekter knyttet til metaller, kan laks, sjørret og sjørøye også påføres skader som følge av partikkelsedimentasjon (ødelegger habitat), fysiske skader knyttet til partiklenes form og fasong (hvasse og nålforma partikler skjærer opp fiskens gjeller) og utslipp av produksjonskjemikalier. Påvirkningsfaktorene fra bergverk er således sammensatt og unik for hver virksomhet. Samtidig er det klare likhetstrekk mellom like virksomheter.

Nylig la regjeringen fram sin mineralstrategi som uttrykker forventning om et stort potensial for utvinning av mineralressurser i Norge (Nærings og Handelsdepartementet 2013). Det ventes at økt global økonomisk vekst og økt forbruk vil føre til økende etterspørsel etter mineraler og metaller. Det er økende interesse for utvikling av nye gruveprosjekter og gjenåpning av tidligere gruver i Norge. Ny virksomhet vil innebære nye naturinngrep, og

aktiviteten kan få negative konsekvenser for natur og økosystemer som ligger i nærheten av slike prosjekter hvis ikke tilfredsstillende tiltak samtidig iverksettes.



Figur 10.1. Forekomst av mineralressurser (venstre kart) og metallutvinning (høyre kart) i Norge. Kartene er hentet fra www.geo.ngu.no/kart/.

Utslipp fra bergverk bidrar til en sammensatt påvirkning som inneholder både metaller, partikler og ulike kjemikalier. Selv om det er godt dokumentert at de ulike påvirkningsfaktorene kan være akutt giftig, er det likevel betydelige kunnskapshull når det gjelder fiskens tålegrense for hver av enkeltfaktorene og for kombinasjoner av faktorer i særdeleshet. Tålegrense defineres her som den påvirkning som ikke resulterer i forringet bestandsstatus. Denne grensen vil tilsvare overgang mellom god og moderat tilstand i vannforskriften. Når tålegrensen blir økende overskredet, ventes tiltagende negativ bestandseffekt. Effekt kan her spenne fra effekter på vekst til effekter på produksjon og overlevelse. Stor overskridelse kan utrydde bestander (jfr. Orkla). Økende mengder forurensninger fra Løkken gruver medførte at laksen ble nær utryddet på 1940-tallet. Tiltak igangsatt i 1952 førte metallene ut i fjorden og laksen ble berget (Hvidsten mfl. 2004).

Det er viktig å påpeke at ikke alle gruver eller deponier utgjør et vesentlig forurensningsproblem. Mens gråberg fra gruvevirksomhet ofte kan benyttes som fyllmasse og pukk, kan gråmasse fra kisgruver ikke benyttes. Denne vil erodere, ødelegge betongkonstruksjoner, forblir ustabil over tid og vil utgjøre en vedvarende miljøtrussel i mange hundre år hvis effektive tiltak ikke iverksettes. Landdeponering av sulfidholdig avgang fra kisgruver utgjør således et stort miljøproblem (Klif 2010). Tilsvarende berggrunn langs deler av den nye E18 i Agder har utryddet eller nær utryddet anadrom fisk i flere små kystvassdrag, til tross for at tiltak ble iverksatt (Hindar mfl. 2009).

Tre hovedkomponenter i avrenningen fra gruver påvirker fisk: frie metallioner, partikler og fellingskjemikalier. Vi omtaler ikke her bruken av miljøfarlige kjemikalier ettersom disse skal

utfases til fordel for mindre miljøgiftige kjemikalier der dette er mulig (substitusjonsplikten, Klif brev av 25. okt. 2012 til Norsk Bergindustri).

10.1 Påvirkning på fisk i ferskvann

Bergverk har som oftest avrenning til ferskvann. De negative påvirkningene kan knyttes til metaller, syre og partikler. Mens avrenningen fra de fleste typer gruver betraktes som lite forurensende, er det betydelige miljøpåvirkning fra gruver som utvinner kisholdig malm. I Norge er det ni nedlagte gruver med stor avrenning og utallige med liten avrenning (Klif 2010). Kismalm kan inneholde opptil 50 % svovelkis (jernsulfid), i tillegg til svovelforbindelser av kobber, sink, nikkel, bly og kadmium (www.miljostatus.no). Gjennom oksidasjon vil tungmetaller og svovelsyre i malmen løses ut. Slik utløsning av tungmetaller kan fortsette i flere hundre år etter at gruvedriften er avsluttet. Avrenningsvannet vil også anrikes med aluminium. Aluminium regnes ikke som miljøgift (NOU 2010), men er akutt giftig for fisk i ionefattig surt vann (Gensemer & Playle 1999, McCormick mfl. 2009, Rosseland & Kroglund 2010).

Alle organismer responderer på en forurensing når tålegrensen overskrides. Tålegrensen må defineres ut fra de mest sårbare livsstadiene. For partikler kan dette være egg- og plommesekestadiet, mens smoltstadiet er særst følsomt for metaller og andre miljøgifter. Partikler påvirker ved å slamme ned gyteområder og hemme oksygentilgang til rogn, samt ved å påføre fisken fysiske skader, men kan også påvirke fisk indirekte ved å påvirke forekomst av næringsdyr (EIFAC 1965, Kemp mfl. 2011, Newcombe 1998, Jacobsen mfl. 1987). Det er vist i en rekke undersøkelser at partikulært materiale i vannet kan påvirke fisk negativt (se for eksempel Lake & Hinch 1999, Bilotta & Brazier 2008). Påvirkningen kan resultere i atferdsmessige endringer, men det er også vist at gjellevev er sårbart for partikler og at fysiologiske skader kan oppstå. Graden av påvirkning vil kunne variere med typen partikler, blant annet hvor skarpe kanter partiklene har, og med størrelse og tetthet. Svært høye konsentrasjoner kan også være dødelig for fisk (Reynolds mfl. 1989). Mengde partikler en fisk kan tolerere avhenger både av partikkelens opphav, mengde, form og fasong. Avgang fra bergverk kan medføre betydelig partikkeltransport (Klif 2010) og vil følgelig kunne påvirke nedenforliggende fiskebestander negativt. Partikler fra Hekni kraftverk i Vest-Agder hadde imidlertid en motsatt effekt. Disse fungerte som kalking, medførte at pH økte og bidro til å avgifte metaller i Otra så lenge spyling av tunell pågikk (Bjerknes mfl. 1996). Mengde partikler oppgitt som suspendert tørrstoff angir ikke vannkvalitetsoverskridelse tilstrekkelig presist til at effekter på fisk kan avledes direkte.

Metaller påvirker fisk på flere måter (Evans mfl. 2005). De økologisk relevante responsene avhenger av både dose og dosens sammensetning, samt av vannets øvrige kjemiske sammensetning (Niyogi & Wood 2004). Mens høye konsentrasjoner forårsaker akutt dødelighet i ferskvann, kan lave konsentrasjoner medføre dødelighet ved å påvirke fiskens evne til å saltregulere normalt i saltvann. Svikt i saltreguleringsevne forårsaker endringer i atferd, fluktprespons og reduserer overlevelse (Björnsson mfl. 2011, McCormick mfl. 2009, Russell mfl. 2012). Mens akutt dødelighet i ferskvann kan registreres som reduksjon i tetthet av fisk innen vassdraget, vil effekter på saltvannstoleranse redusere overlevelse fra smolt til voksen fisk og vanligvis først påvises som redusert innvandring av gytefisk. Metaller vil foruten å påvirke overlevelse direkte, også kunne redusere overlevelse ved å øke følsomhet for en senere forekommende påvirkningsfaktor. Smolt som eksponeres for aluminium i ferskvann har økt følsomhet for lakselus i brakkvann (Finstad mfl. 2007, Ibrahim mfl. 2000).

Metaller forekommer i en rekke tilstandsformer i vann. Normalt er det kun den andelen som er positivt ladd (frie ioner) som akkumuleres og påvirker fisken og forårsaker skader. Mengde fritt metall varierer med totalkonsentrasjon til metallet, temperatur, pH, humusinnhold

og vannets øvrige ionesammensetning og vil ofte være lavt i ionerikt, humøst vann med pH verdier > 6 og ved sommertemperaturer (Niyogi & Wood 2004). Totalkonsentrasjon av et metall kan derfor gi misvisende informasjon om vannets skadepotensial (Lydersen mfl. 2002). Grenseverdier for alle prioriterte metaller i ferskvann og kystvann oppgis imidlertid som totalverdier. Ettersom det er de frie metallionene som påvirker fisken vil konsentrasjonsgrensene som benyttes innenfor vannklassifisering kunne overbeskytte fisk i ionerike og humøse elver, men beskytter ikke nødvendigvis fisken tilstrekkelig i ionefattige klarvannselver. I Norge og EU inngår kadmium og nikkel på prioritetslisten, og vannkvalitetsgrenser er spesifisert (www.vannportalen.no). Kobber inngår ikke i prioritetslisten ettersom stoffet ikke oppfyller kriteriene for å være en miljøgift. Tiltak for å redusere utslippene av kobber er derfor basert på konkrete risikovurderinger i hvert enkelt tilfelle. Stoffet inngår imidlertid i miljøovervåkning ettersom kopper er meget giftig (www.klif.no/no/Aktuelt/Nyheter/2009/Februar-2009/Mindre-utslipp-av-de-mest-skadelige-miljogiftene/). Det anbefales i dag at årsmiddelkonsentrasjonen for kopper i vassdrag skal være under $20 \mu\text{g Cu/l}$ som totalverdi. Ifølge Klif er målet for arbeidet med nedlagte gruver at utslipp av kobber skal reduseres, slik at kobberkonsentrasjonen ikke skal overstige rundt $10 \mu\text{g/l}$ i nærmeste vassdrag (www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/)

Kobber har i forsøk vist seg å ha negative effekter på laksefisk ved lavere konsentrasjoner enn det som per i dag er angitt som grenseverdier (20 , alternativt $10 \mu\text{g Cu/l}$). Blant annet er det vist at luktesansen til laksefisk hemmes selv ved konsentrasjoner så lave som $2 \mu\text{g/l}$ (Baldwin mfl. 2003, Sandahl mfl. 2007, Meyer mfl. 2010, Kennedy mfl. 2012). Luktesansen er av betydning for næringsøk, og er også viktig i predatorunngivelse, og redusert luktesans kan medføre redusert evne til å oppdage predatorer (McIntyre mfl. 2012). Det er også vist at så lave kobberkonsentrasjoner i vannet som $0,7 \mu\text{g/l}$ kan utløse unngivelsesresponser hos laksefisk (Tierney mfl. 2010), noe som kan føre til endringer i habitatbruk. Forsøk gjennomført ved NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) i Seattle har vist at kobber i vannet kan påvirke ungfisk til å velge mer eksponerte lokaliteter med større risiko for predasjon dersom disse har lavere kobberkonsentrasjon (David Baldwin, Northwest Fisheries Science Center, NOAA, Seattle, pers. kom.). Kobber i ferskvann påvirker også saltreguleringsevnen til postsmolt i saltvann (Lorz mfl. 1977). Selv om disse forsøkene er utført på stillehavslaks, antas det at mekanismene kan være lik på laks, sjørøtt og sjørøye, men at kobbernivåene som utløser en respons kan være ulike. Det er gjennomført få undersøkelser som angir kritisk kjemisk grense ut fra atferdsstudier og sjøoverlevelse i Norge (Kristensen mfl. 2009). Med dagens grenser kan vi trolig vente negative effekter på fisk i noen vassdrag. Det er behov for å kunne fastsette konsentrasjonsgrenser for kobber med hensyn til atferd og saltvannstoleranse til anadrom fisk.

Avrenning fra gruver inneholder også andre metaller enn kopper. Selv om kadmium og nikkel står på prioritetslisten over svært giftige miljøgifter, foreligger det lite kunnskap om disse metallene og deres effekter på atferd og sjøoverlevelse hos laks, sjørøtt og sjørøye. Det foreligger ikke kritisk kjemiske grenser hverken for enkeltmetallene eller for kombinasjoner av metaller. EUs kjemikaliedirektiv (REACH) definerer heller ikke grenser for sumeffekter (ECHA 2008). Enkeltmetallene kan foreligge i en ufarlig konsentrasjon, mens summen kan skade bestanden. Det er behov for å kunne fastsette konsentrasjonsgrenser for hvert metall og for metallene i kombinasjon med hensyn til atferd samt saltvannstoleranse til anadrom fisk. Det er utarbeidet BAT (best tilgjengelig teknologi) protokoller for gruver ([www.ec.europa.eu/environment/waste/mining/Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities January 2009](http://www.ec.europa.eu/environment/waste/mining/Reference_Document_on_Best_Available_Techniques_for_Management_of_Tailings_and_Waste-Rock_in_Mining_Activities_January_2009)).

10.2 Påvirkning på fisk i brakkvann

Når metaller transporteres fra ferskvann og møter saltvann øker salinitet, pH og innholdet av organisk materiale. Endringene i det kjemiske miljøet påvirker hvilken tilstandsform metallene foreligger på. Fortynning bidrar til å redusere konsentrasjonen (Donat & Dryden 2001). Effektene av gruveavrenning på fisk i brakkvann avhenger av hvilke vannmasser som blir påvirket. Hvis utslippet følger elva, eller hvis avrenningen slippes høyt i vannsøylen vil overflatelaget påvirkes. Dersom utslippet går på dypt vann og ikke bringes opp til overflata av strømmer, vil kun bunnvannet påvirkes. Vandrende laks benytter i hovedsak overflatevannet og påvirkes mindre dersom utslippet går dypere enn om det går i overflata (Thorstad mfl. 2011a).

Det foreligger lite kunnskap om hvilken betydning metaller har på vandrende anadrom fisk i brakkvann. Den biologiske responsen på aluminium i brakkvann er veldokumentert i Norge. Aluminium, som i ferskvann kan foreligge på former som var ufarlig for anadrom fisk, omdannes til akkumulerbare og giftige former i brakkvann (Bjerknes mfl. 2003, Teien mfl. 2006). Utvandring til villsmolt kan forsinkes når det er akkumulerbart aluminium i brakkvann (Kroglund mfl. 2013). Det er ikke undersøkt om utvandringsatferd påvirkes av gruvemetaller i brakkvann som påvist for aluminium. Vi må kunne anta at tilsvarende responser kan inntreffe.

10.3 Påvirkning på fisk i saltvann

Sjødeponi og avrenning fra land kan ha negative miljøkonsekvenser, også ut over nærområdet for mineraldriften, herunder konsekvenser for gyte- og oppvekstområder for fisk og skalldyr og marine økosystemer. Slike konsekvenser skal være gjenstand for en grundig vurdering (Nærings og Handelsdepartementet 2013). I dag er det 23 store og små sjødeponier knyttet til gruver og bergverk i Norge (Kvassnes mfl. 2009). I tillegg kommer deponier knyttet til mudring og tildekking av forurensede masser fra industrivirksomhet og fra bygging av vei og jernbane. Flere av disse deponiene er i nasjonale laksefjorder. Selv om problemstillingene knyttet til sjødeponier er utredet nylig (Klif 2010), konkluderes det med at det nesten ikke foreligger publiserte undersøkelser fra norske sjødeponier, og at man i stor grad må benytte generell og muligens utdatert kunnskap (Kvassnes mfl. 2009).

Selv om metaller vil felles ut av løsning i saltvann, vil en andel forbli på en biotilgjengelig form (Donat & Dryden 2001). Metallene synes å ha større effekt på primærproduksjon enn på fisk (Cole mfl. 1999). Noen nyere forsøk har imidlertid påvist at utvandringsvillighet påvirkes selv ved lave konsentrasjoner kobber (Baldwin 2012). Vannkvalitetsgrenser for laks, sjørret og sjørøye bør undersøkes.

10.4 Kunnskapsbehov

Det er store kunnskapsmangler knyttet til miljømessige effekter av eksisterende bergverk. Det er dermed også manglende kunnskap med hensyn på å kunne utrede konsekvenser av ny bergverksindustri. Noen av manglene skyldes delvis at dagens miljøakseptkriterier er basert på umoderne økologiske metoder og prinsipper, og ikke med hensyn til hvor stor belastning smolt faktisk tåler uten at atferd og sjøoverlevelse reduseres. I tillegg må det fastslås hvilke belastninger som påvirker innvandring av voksen fisk og reproduksjon.

For å kunne sette økologisk forsvarlige grenser må belastningsnivåene defineres både ut fra eksponeringsvarighet, metallsammensetning og konsentrasjon. Det er kun de frie formene av metallene som er giftige. Konsentrasjonen av frie metaller vil avhenge av total konsentrasjon til metallet, vannets ionestyrke, pH, humusinnhold og temperatur. Konsentrasjon av frie metaller kan modelleres (jfr Biotic Ligand Model, Niyogi & Wood 2004). Disse modellene er oftest

basert på relasjoner etablert i ionerikt vann og ikke for ionesvakt vann. Mange vassdrag i Norge har ionesvakt vann. Ulike arter og livsstadier har ulik følsomhet for en belastning. Tålegrenser må settes ut fra relevante bestandsresponser. Dette kan være egg til smoltoverlevelse samt smolt til gytefisk og gytefisk til egg.

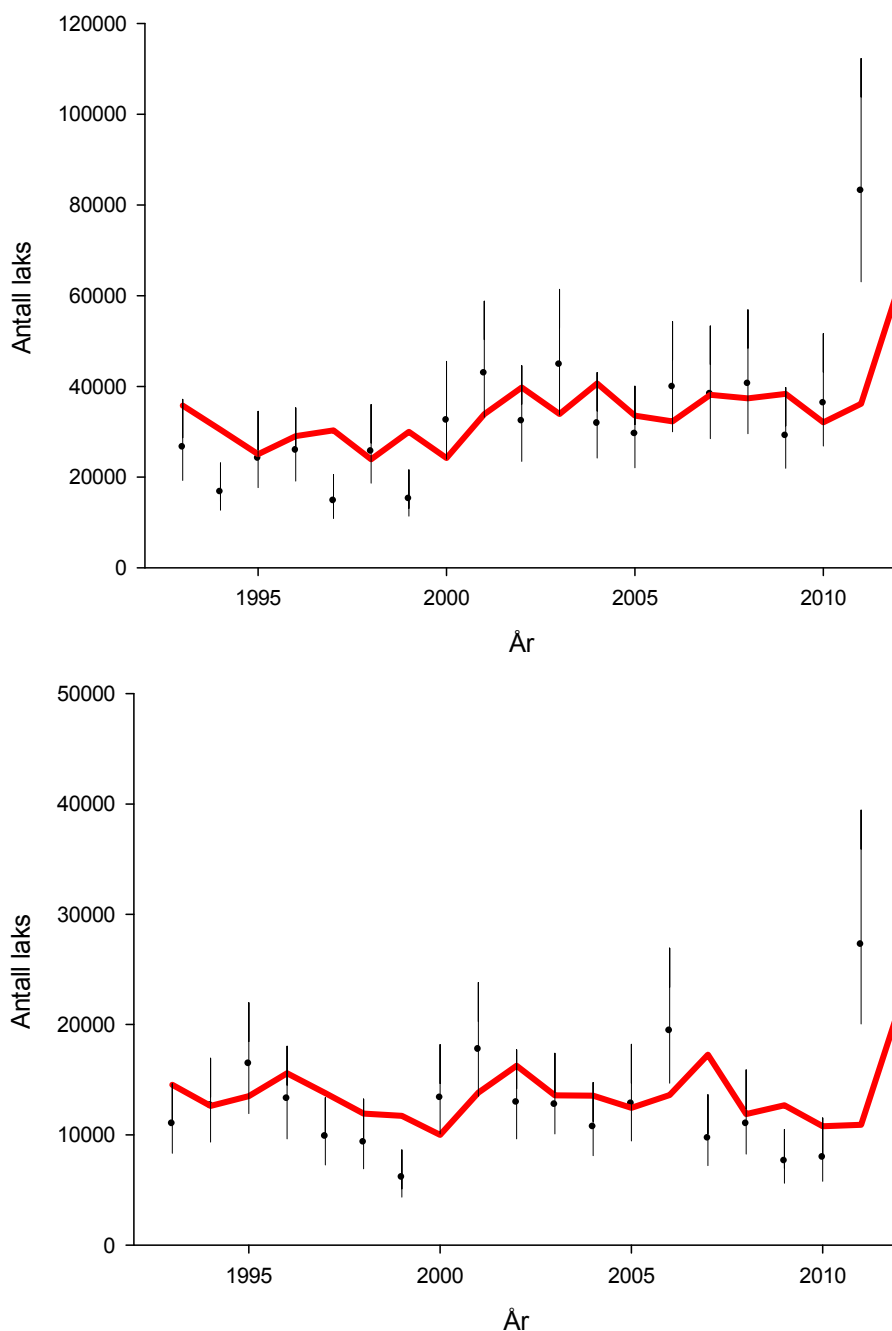
Fra forsuringsforskningen er det kjent at eksponering for aluminium i ferskvann øker følsomhet når det gjelder lakselus i saltvann. Det kan ikke utelukkes at andre metaller i ferskvann også nedsetter toleranse for eksempel lakselus.

Avrenning fra bergverk vil inneholde en blanding av metaller, partikler samt produksjonskjemikalier. Disse vil samlet kunne utøve større bestandseffekt enn det som ventes ut fra enkeltstoffene alene. Slike kombinasjonseffekter må utredes. Avgang kan ha indirekte effekter på anadrom fisk i både elv og fjordresipient ved å påvirke forekomst av blant annet byttedyr. Slike relasjoner bør avklares.

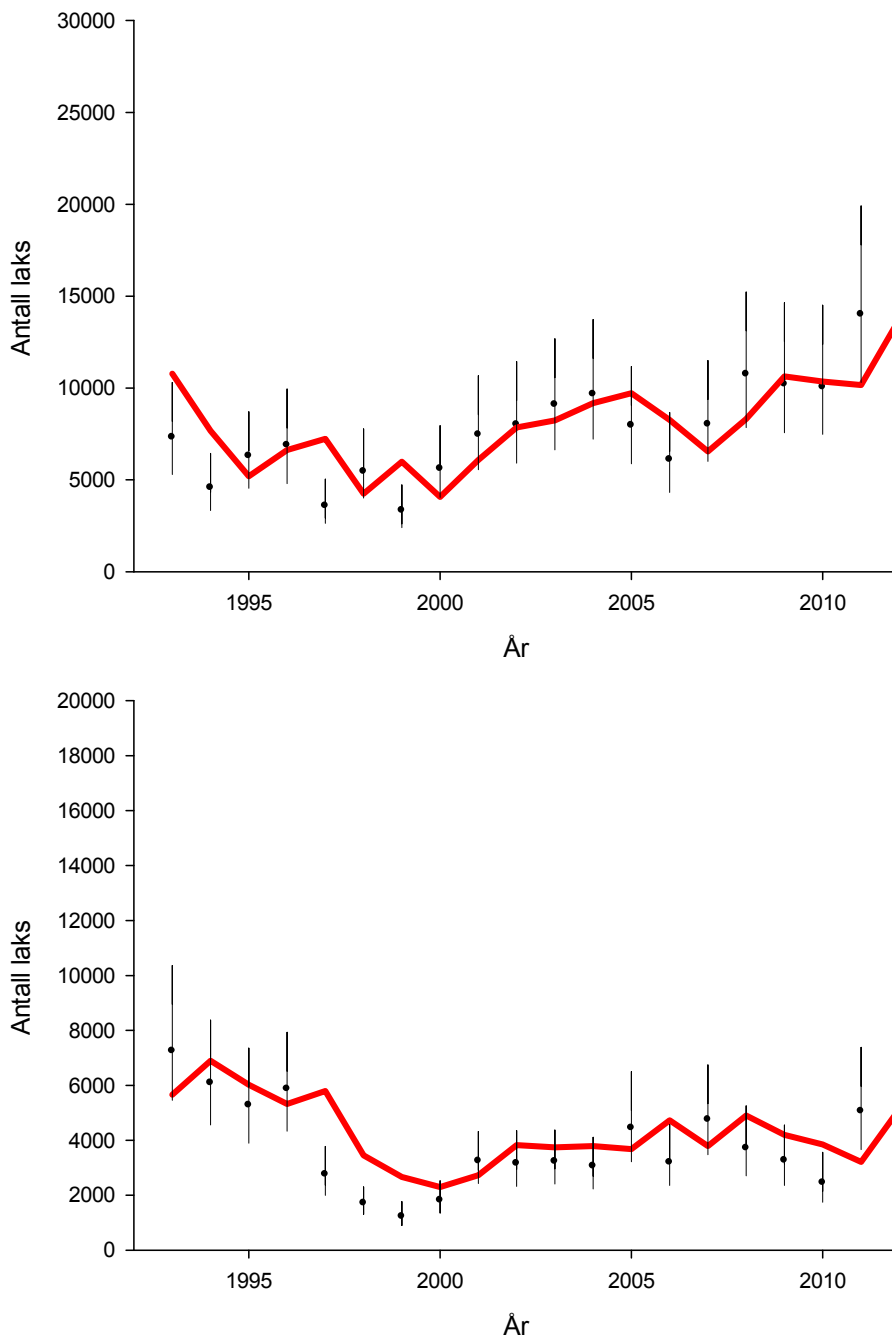
11 SAMLET UTVIKLINGSBESKRIVELSE

Innsiget av laks til Norge (i antall laks) har vært på et relativt stabilt lavt nivå i de siste seks årene. Det har imidlertid vært en negativ langtidstrend fra 1983 til 2012, med en halvering av lakseinnsiget til kysten i denne perioden. Hvis vi sammenligner årene 1983-1986 med årene 2009-2012 har det vært en 56 % reduksjon i lakseinnsiget. I perioden etter at drivgarnsfisket opphørte, fra 1989 til 2012, har det vært en 35 % reduksjon i lakseinnsiget. Det reduserte innsiget av laks skyldes primært av en sterk reduksjon i innsiget av smålaks (laks mindre enn 3 kg). Størrelsesgruppen smålaks har normalt bestått av fisk som har vært ett år i sjøen (ensjøvinterlaks), men i perioden 2007-12 (se **kapittel 3**) var 25-30 % av smålaksen fisk som hadde 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.

Innsiget av mellomlaks (3-7 kg) og storlaks (>7 kg) har vært relativt stabilt etter 1989 for landet som helhet, men i 2011 økte innsiget av mellomlaks til Sør- og Vest-Norge betydelig, etterfulgt av både en sterk storlaksårsklasse og en mellomlaksårsklasse i 2012 (**figur 11.1 og 11.2**). Samlet sett ga dette et historisk høyt innsig av mellom- og storlaks til regionene Sør-Norge (høyeste i serien som går fra 1983) og Vest-Norge (høyeste siden 1988) i 2011 og 2012. Ut fra fangstene i de enkelte vassdragene ser det ut til at denne økningen skjedde i nær alle bestander sør for Hustadvika i Møre og Romsdal. I region Vest-Norge, men ikke i noen av de andre regionene, var det også en moderat økning i innsiget av smålaks fra 2011 til 2012. Økningen i innsig av mellomlaks og storlaks i Sør- og Vest-Norge var det mest framtreddende utviklingstrekket for laks i Norge i 2011 og 2012. For de andre delene av landet, det vil si Midt-Norge nord for Hustadvika og hele Nord-Norge, har det ikke vært noen større endringer i innsig av noen av størrelsesgruppene laks i de senere år.



Figur 11.1. Beregnet innsig av mellomlaks (laks mellom 3 og 7 kg) til kysten fra Østfold til og med Rogaland (region Sør-Norge, øvre figur) og til kysten av Hordaland og Sogn og Fjordane (region Vest-Norge, nedre figur) i perioden 1993-2012. 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.



Figur 11.2. Beregnet innsig av storlaks (> 7 kg) til kysten fra Østfold til og med Rogaland (region Sør-Norge, øvre figur) og til kysten av Hordaland og Sogn og Fjordane (region Vest-Norge, nedre figur) i perioden 1993-2012. 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.

Den langsiktige trenden med redusert totalinnsig, og spesielt lavt innsig av smålaks, er også registrert i andre land (ICES 2013). I den årlige rapporten fra ICES sin arbeidsgruppe for laks (ICES 2013) beskrives en generell trend for redusert sjøoverlevelse i både nordlige og sørlige områder. Både i ICES region nord (Norge, Sverige, nordlige Island, Finland og Russland) og ICES region sør (Frankrike, sørlige Island, Irland og Storbritannia) var innsiget av ensjøvinter

laks i årene 2007-2009 de laveste i tidsseriene, som går henholdsvis fra 1970-tallet i sør og fra begynnelsen av 1980-tallet i nord. I 2010 økte imidlertid innsiget av ensjøvinterlaks i begge regionene, avtok litt i begge regionene i 2011, for så å øke igjen i 2012. For mellom- og storlaks i ICES region nord ligner utviklingen på den vi ser i Norge (innsiget til Norge utgjør da også over halvparten av innsiget av mellom- og storlaks i denne regionen), med relativt små endringer i innsiget etter 1989. I ICES region sør har innsiget av mellom- og storlaks vært svært lavt siden midt på 1990-tallet. Innsiget av mellom- og storlaks økte imidlertid i 2011 både i den sørlige og nordlige regionen, men gikk litt tilbake i 2012. Basert på laksearbeidsgruppens modeller er alle bestandskompleksene i Nordøstatlanteren beregnet til å ha full reproduktiv kapasitet før de beskattes i de nasjonale fiskeriene. Dette betyr at det var mer modnende gytefisk i havet enn det samlede gytebestandsmålet i regionene. ICES sin produktivitetsparameter for laks (et indirekte mål på overlevelsen fra egg til voksenfisk) i det nordlige bestandskomplekset viste en jevn nedgang fra årtusenskiftet til 2007 og 2008 (innsigsår for smålaks), men økte i 2009 og 2010, for så å gå litt ned igjen i 2011 (ICES 2013). Produktivitetsparameteren var således relativt høy for innsigsår for 2011 mellomlaksårsklassen.

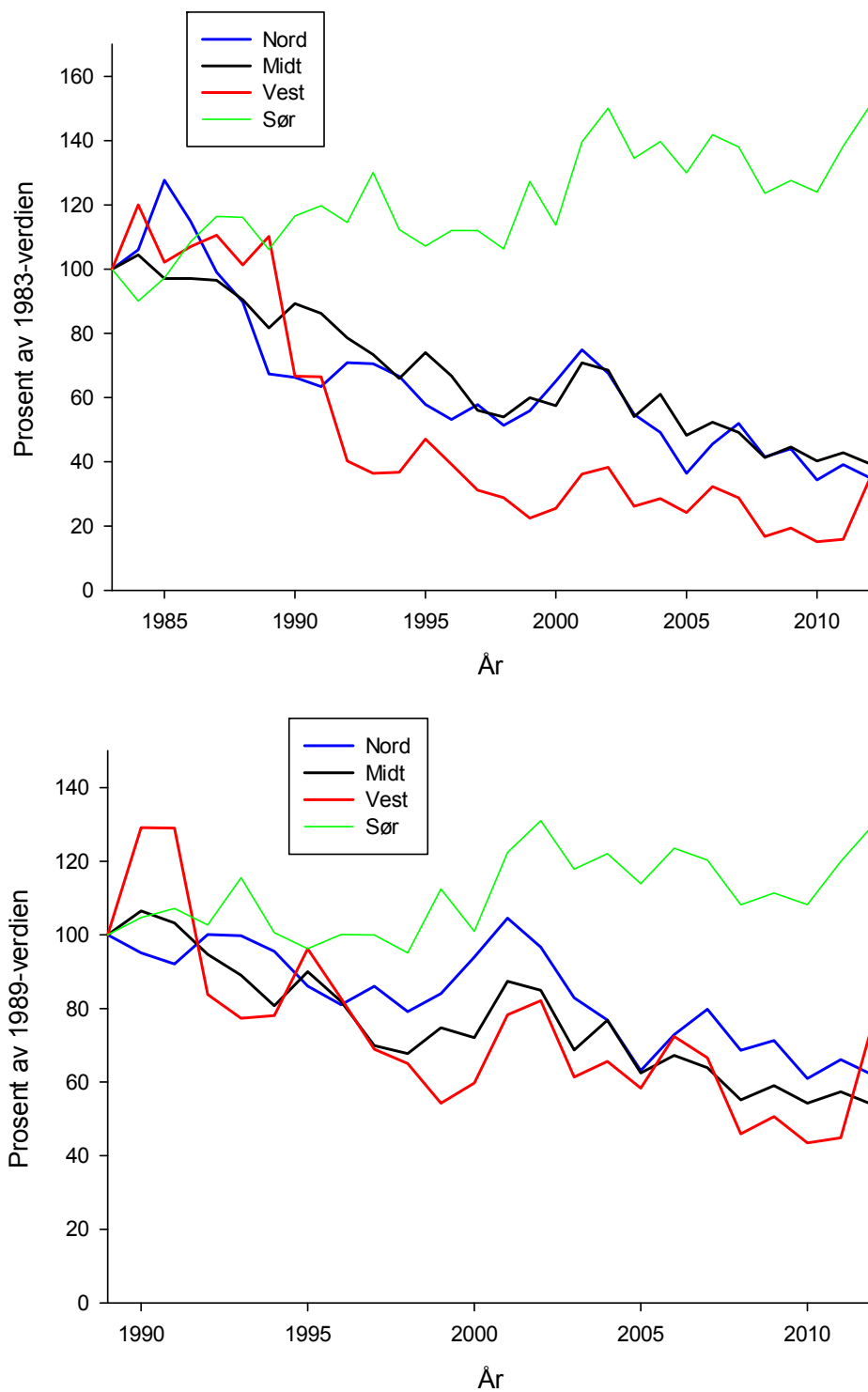
Reduksjon i innsiget av laks i perioden 1983-2012 og i perioden 1989-2012 (perioden etter at drivgarnsfisket var stoppet) er ikke framtreddende eller like sterk i hele landet (**figur 11.3**). Innsiget har, fram til 2011/12, gått mest tilbake i Vest-Norge, men også betydelig tilbake i Midt-Norge og Nord-Norge i perioden 1983-2012, sett i forhold til innsigsstørrelsen i 1983. Reduksjonen i innsiget til Vest-Norge var størst i årene rundt 1990, mens reduksjonen i innsiget til Midt-Norge og Nord-Norge var mer jevn fordelt over hele perioden. Utviklingen i perioden 1983-2012 var relativt lik i regionene Midt-Norge og Nord-Norge. Innsiget til Sør-Norge har i motsetning til de andre regionene økt i hele perioden 1983-2012, sett i forhold til innsigsstørrelsen i 1983. Økningen i region Sør-Norge kan knyttes til reetablering av laks i kalkede vassdrag på Sørlandet (Hesthagen mfl. 2011). Det samme mønstret sees også om man betrakter perioden etter 1989 for seg, men forskjellene mellom Vest-Norge og regionene Midt- og Nord-Norge er mindre. Vurdert i forhold til innsiget i 1989 har innsiget i årene etter vært generelt lavest i Vest-Norge, fulgt av Midt-Norge og Nord-Norge, og størst i Sør-Norge, men rangeringen har variert noe mellom år. I en samlet vurdering av trender i fangststatistikk fra elvene i Norge og Skottland (1969-2002) fant også Vøllestad mfl. (2009) at utviklingen i fangst i Vest-Norge skiller seg negativt ut i forhold til andre norske regioner. På grunn av økningen i innsig av mellom- og storlaks til region Vest-Norge i 2011 og 2012 er imidlertid forskjellene i relativt innsig mellom Vest-Norge og regionene Midt- og Nord-Norge utlignet.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har tidligere konkludert med at påvirkningsfaktorer fra lakseoppdrett er særlig viktige årsaker til den avvikende langsiktige trenden med lavt innsig og dårlig måloppnåelse på deler av Vestlandet (Anon. 2011c). Denne konklusjonen støttes av funn i Otero mfl. (2011), som analyserte rapporterte fangster av smålaks fra 60 elver i hele Norge for perioden 1979 (da smålaks for første gang ble rapportert separat) til 2007. Variasjon og trend i fangst ble knyttet spesifikt til forholdene i sjøen (lokal sjøtemperatur og antall oppdrettsanlegg i utvandringsruten til smolten) og i vassdragene (vannføring og vannkraftregulering). Fangstene av smålaks viste en generell negativ trend over tid, og trenden framsto som sterkere der det var lakseoppdrett i utvandringsruten til smolten. Det var særlig elver i Vest-Norge som hadde en negativ utvikling. Det ble påvist at både forhold i havet (positiv effekt av sjøtemperatur ved smoltutvandring) og i elvene (positiv effekt av vannføring, men redusert der vassdraget var regulert) bidro til variasjon i fangst mellom år og elver (Otero mfl. 2011).

I 2012 konkluderte vitenskapsrådet at den store økningen i innsig av mellomlaks til Vestlandet og Sørlandet i 2011 var del av et storskala regionalt mønster (økningen ble i tillegg til i disse regionene i Norge, registrert i Sverige, Frankrike, England og Wales, Nord-Irland og

Skottland) som sannsynligvis kan knyttes til bedre oppvekstforhold i deler av havområdene, samtidig som lakselus og andre påvirkningsfaktorer fra oppdrett ikke synes å ha virket sterkt på sjøoverlevelsen til smolt fra mange av vassdragene i region Vest-Norge i 2009 (Anon. 2012b). Denne konklusjonen framstår som forsterket fordi også innsiget av storlaks i 2012, som i stor grad kom fra samme smoltårgangen (2009), var stort til regionene Sør- og Vest-Norge. I tillegg var mellomlaksinnsiget, som i hovedsak kom fra smoltårgangen 2010, også stor til de samme regionene i 2012. Som det framgår av trusselvurderingen (**kapittel 6**) viser lakselusovervåkingen (Bjørn mfl. 2012) og Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013a) at infeksjonspresset gradvis har økt i flere regioner, inkludert Vest-Norge, fra 2010 til 2012. Dette betyr at situasjonen er ustabil, og at lakselus igjen kan redusere innsiget og det høstbare overskuddet i Vest-Norge og i andre regioner med høy oppdrettsaktivitet.

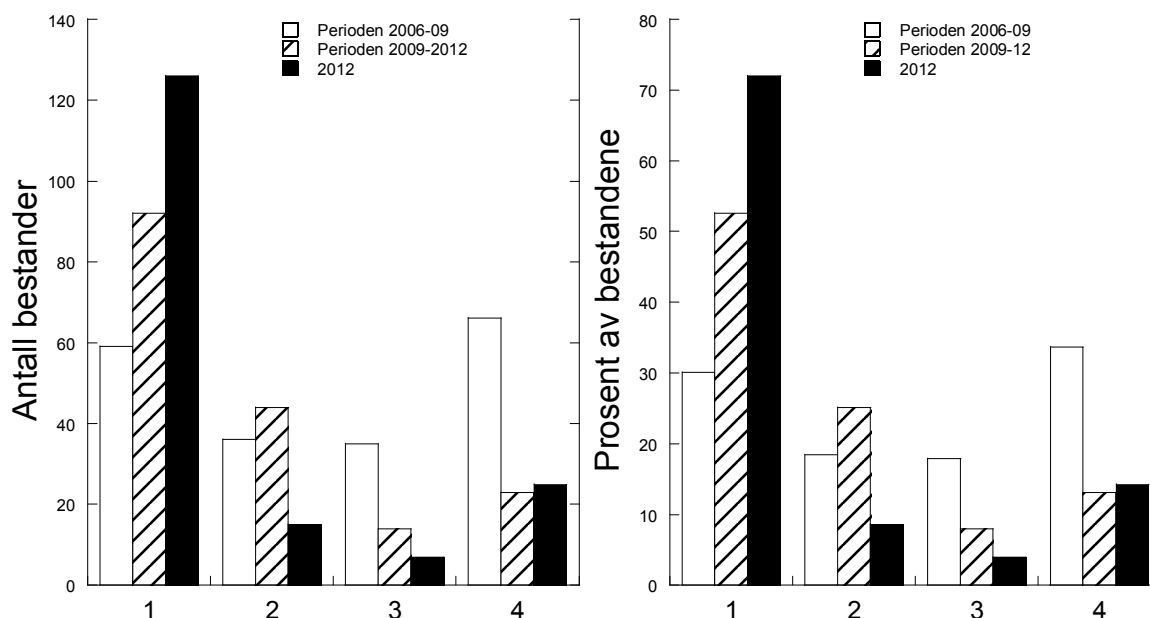
Generelt har dokumentasjonen av bestandseffekter av lakselus blitt forsterket i løpet av det siste året (Gargan mfl. 2012, Krkošek mfl. 2013, Skilbrei mfl. 2013, Jackson mfl. 2013, Barlaup mfl. 2013). Vitenskapsrådet konkluderte i en egen temarapport (Anon. 2012a) med følgende: *«Samlet sett er det sannsynliggjort 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. 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»*. På samme måte har dokumentasjonen for at rømt oppdrettslaks har påvirket eller kan påvirke genetisk integritet blitt forsterket gjennom genetiske analyser (Glover mfl. 2012, Karlsson mfl. 2012) og et nytt feltforsøk (Skaala mfl. 2012). Vitenskapsrådets konklusjon er derfor at det er nødvendig å videreføre og forsterke tiltakene for å redusere effekten av trusselfaktorene fra lakseoppdrett.



Figur 11.3. Trendlinjer for innsig av laks til region 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) for perioden 1983 til 2012 gitt som prosent av 1983-verdien (øvre figur) og for perioden etter 1989 gitt som prosent av 1989-verdien (nedre figur) fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet. Trendanalyser er gjort separat for de to periodene.

For å kompensere for redusert innsig av laks til Norge har fisket etter laks blitt begrenset gjennom reguleringer (**tabell 11.1**). Det ble innført betydelige restriksjoner i sjø- og elvefisket både i 2008, 2009 og 2010, og restriksjoner i noen vassdrag i 2011 og 2012. Tiltakene har redusert beskatningen, både i sjøfisket og elvefisket og bidratt til at oppnåelse av gytebestandsmålene har bedret seg mye (**figur 11.3**), selv om innsiget til store deler av landet har vært relativt stabilt i perioden etter 2005 (også målt som kilo hunner). I Sør- og Vest-Norge ga det store innsiget av mellom- og storlaks i 2011 og 2012 en betydelig bedring i måloppnåelsen i mange bestander, og i flere av vassdragene som ikke har vært åpnet for fiske på mange år ble gytebestandsmålet nådd for første gang i 2011. Det store innsiget av stor fisk (mellom- og storlaks) med mye rogn var viktig for dette resultatet. Strengt reguleringer som ga lav beskatning i 2011 og 2012 var også viktig for god oppnåelse i flere enkeltbestander i regionene. For resten av Norge (nord for Hustadvika i Møre og Romsdal) er det reguleringene av sjøfiske som har bidratt mest til bedre måloppnåelse gjennom å redusere beskatningen (**tabell 11.1**), men beskatningen i elvefiske har også avtatt, både målt i forhold til totalinnsiget og i forhold til innsiget til elvene, og bidratt til bedre oppnåelse av gytebestandsmål i mange enkeltvassdrag (se vedleggsrapport Anon. 2013b).

Oppnåelse av gytebestandsmålene ble likevel vurdert som (sannsynligvis eller sikkert) for dårlig til at forvaltningsmålet var nådd for perioden 2009-2012 for 22 % av bestandene. Dette er færre enn ved forrige vurdering (29 % for perioden 2009-2011). For mange av disse bestandene ble imidlertid beskatningen vurdert til å være lav eller svært lav. Det ble estimert overbeskatning for 39 (21 %) av de vurderte bestandene i 2012 (se **kapittel 5.2**), men for 15 av disse bestandene var det sannsynligvis ikke eller usikkert om det var et høstbart overskudd i 2012 (det vil si innsig likt eller under gytebestandsmålet). Det er sannsynlig at innsiget i mange av disse bestandene er redusert av andre årsaker enn fiske. Det var således 24 bestander (13 %) som ble klassifisert som overbeskattet etter at de i utgangspunktet hadde et høstbart overskudd.



Figur 11.3. Antall bestander (venstre) og andelen (høyre) av de vurderte laksebestandene som ble gitt vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet), 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 2009 – 2012, samt basert på gytebestandsmål for 2012 alene. Samme figur er også vist i **kapittel 5.2**.

Tabell 11.1. Gjennomsnittlig totalinnsig til Norge (antall fisk, fra PFA-modellen), innsig til alle elvene (etter sjøbeskatning) og beskatning på laks i Norge i sjø- og elvefiske for periodene 2005-08 og 2009-2012, samt for 2012 alene. Både sjøbeskatning og elvebeskatning av totalinnsig er beregnet i forhold til totalt antall laks og inkluderer estimater av urapportert fangst, mens elvebeskatningen av innsiget til elvene er beregnet ut fra antall laks i de elvene hvor vi har estimert/ satt beskatningsrater i alle årene fra 2005 ($n = 132$ vassdrag) og en antatt konstant størrelsessammensetning (50 % små-, 30 % mellom- og 20 % storlaks) og inkluderer ikke estimater av urapportert fangst. Totalbeskatning er beregnet per kg laks, men inkluderer ikke estimater av urapportert fangst. Elvebeskatningen av innsiget til elvene er beregnet både uveid og veid med gytebestandsmålet (GBM). Store bestander teller mer enn små når gjennomsnittet veies.

	2005-2008	2009-2012	2012
Totalinnsig	499 000	470 000	525 000
Sjøbeskatning av totalinnsig	29 %	19 %	16 %
Elvebeskatning av totalinnsig	36 %	32 %	31 %
Innsig til elvene	354 000	381 000	441 000
Elvebeskatning av innsig til elvene (uveid)	43 %	35 %	34 %
Elvebeskatning av innsig til elvene (veid med GBM)	43 %	39 %	34 %
Totalbeskatning	-	45 %*	46 %

*Estimater bare for årene 2010-12

REFERANSER

- Anon. 2006-2007. Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevasdrag og laksefjorder St.prp. nr. 32: 1-143. Det kongelige miljøverndepartement.
- Anon. 2009. Status for norske laksebestander i 2009 og råd om beskatning. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 230 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, 56s.
- 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 p.
- Anon. 2013a. Annual report on health monitoring of wild salmonids in Norway. http://www.vetinst.no/content/download/10652/134446/file/Rapportserie_13-02_Health_monitoring_of_Wild_Anadromous_Salmonids_in_Norway.pdf
- Anon. 2013b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5b, 672 s.
- Baldwin, D. 2012. Impact of dissolved copper on the olfactory system of seawater-phase juvenile salmon. San Francisco Estuary Institute, Regional Monitoring Program. Rapport, 9 s.
- Baldwin, D.H., Sandahl, J.F., Labenia, J.S. & Scholz, N.L. 2003. Sublethal effects of copper on coho salmon: Impacts on nonoverlapping receptor pathways in the peripheral olfactory nervous system. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 2266-2274.
- 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. 2012. Anadrome vassdrag på Hitra, Sør Trøndelag; Vurderinger av vandringshindre, -barrierer og andre hydromorfologiske inngrep etter vannforskriften. NIVA-rapport L. NR 6405. 153 s.
- Besnier, F., Glover, K.A. & Skaala, Ø. 2011. Investigating genetic change in wild populations: modelling gene flow from farm escapes. *Aquaculture Environment Interactions* 2: 75-86.
- Bilotta, G.S. & Brazier, R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849-2861.
- Bjerknes, V., Kvellestad, A. & Berntssen, M. 1996. Igangkjøring av Hekni kraftverk. 3. Undersøkelser av partikeleffekter på vannkjemi, Byglandsfjordbleke og vassdragsøkologi. NIVA-rapport 3519-96. 37 s.
- Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H.C., Rosseland, B.O. & Kroglund, F., 2003. Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. *Marine Chemistry* 83: 169-174.

- 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.
- Björnsson, B.T., Stefánsson, S.O. & McCormick, S.D. 2011. Environmental endocrinology of salmon smoltification. *General and Comparative Endocrinology* 170: 290-298.
- 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.
- Bourret, V., O'Reilly, P.T., Carr, J.W., Berg, P.R. & Bernatchez, L. 2011. Temporal changes in genetic integrity suggest loss of local adaptation in a wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) population following introgression by farmed escapees. *Heredity*, 106:, 500-510.
- Carlson, S. M. & Seamons, T. R. 2008. A review of quantitative genetic components of fitness in salmonids: implications for adaptatin 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: Journal du Conseil*, doi: 10.1093/icesjms/fss1013.
- Cole, S., Codling, I., Parr, W., Zabel, T., Nature, E. & Heritage, S.N. 1999. Guidelines for managing water quality impacts within UK European marine sites. UK Marine SACs Project.
- Davidson, 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., Mormandeu, E., Fraser, D.J., Bernatchez, L. & Hutchings, J.A. 2012. Differences in transcription levels among wild, domesticated, and hybrid Atlantic salmon (*Salmo salar*) from two environments. *Molecular Ecology* 21: 2574-2587.
- 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.
- Donat, J. & Dryden, C. 2001. Transition metals and heavy metal speciation. *Marine Ecological Processes: A derivative of the Encyclopedia of Ocean Sciences*. Redigert av John H. Steele, Steve A. Thorpe & Karl K. Turekian: ISBN: 9780080964836. 648 s.
- ECHA 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment Appendix R.7.13-2: Environmental risk assessment for metals and metal compounds. European chemicals agency rapport, 78 s.
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) 1965. Working party on Water Quality Criteria for European Freshwater Fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. *Air and Water Pollution* 9: 151-168.
- 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). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, s. 277-298.
- 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.

- Evans, D.H., Piermarini, P.M. & Choe, K.P. 2005. The multifunctional fish gill: Dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid-base regulation, and excretion of nitrogenous waste. *Physiology Review* 85: 97-177.
- Falkegård, M., Hindar, K., Fiske, P., Erkinaro, J., Orell, P., Niemelä, E., Kuusela, J., Finstad A.G. 2013. Revised spawning targets for Tana/Teno (under utarbeidelse).
- 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*, til trykking.
- 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.
- 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., Hansen, L.P., Hårsaker, K., Lund, R.A., Næsje, T.F., Sandhaugen, A.I., & Thorstad, E.B. 2001b. Beskatning og selektiv fangst. I Fiske, P. & Aas, Ø. (red.) *Laksefiskeboka – Om sammenhenger mellom beskatning, fiske og verdiskapning ved elvefiske etter laks, sjøaure og sjørøye*. NINA Temahefte 20, 100 s.
- Fiske, P., Baardsen, S., Stensland, S., Hvidsten, N.A. & Aas, Ø. 2012. Sluttrapport og evaluering av oppleieordningen i Trondheimsfjorden. NINA Rapport 854: 1-70. (korrigert versjon av NINA Rapport 546, 2011)
- Fiske, P., Hansen, L.P., Jensen, A.J., Sægrov, H., Wennevik, V., Gjøsæter, H., & Jonsson, N. 2013. Atlantic salmon; National Report for Norway 2012. WGNAS working paper, No 16 - 2013: 1-27.
- 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. 2011. Reproductive ecology: a tale of two sexes. I: Atlantic salmon ecology. First edition.: 33-65. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal (red.). 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., Gjøsæter, H. & Hindar, K. 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. *Environmental Conservation* (akseptert).
- 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., Hansen, L.P., Dunkley, D.A., MacLean, J.C. 2000. Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 419-429.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I.A., Einum, S. Verspoor, E., Jordan, W.C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Ijusz, 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.
- Gensemer, R.W. & Playle, R.C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29: 315-450.
- 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.
- 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.
- Hecht, S.A., Baldwin, D.H., Mebane, C.A., Hawkes, T., Gross, S.J. & Scholz, N.L. 2007. An overview of sensory effects on juvenile salmonids exposed to dissolved copper: Applying a benchmark concentration approach to evaluate sublethal neurobehavioral toxicity. *NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-83*, 55 s.
- Hindar, A., Iversen, E., & Håvardstun, J. 2009. Deponering av sulfidholdig stein i sjø fra ny E18-trasé - forsøk med metallutlekkning og karakterisering av sedimentet i Kaldvellfjorden. *NIVA Rapport nr OR-5769*. 26 s.
- 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. 2013. 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). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, s. 299-332.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægvog, H. & Sættem, L.M. 2007 Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. *NINA Rapport 226*: 1-78.
- Hindar, K., Fiske, P., Forseth, T. & Diserud, O. 2013. Reviderte gytebestandsmål for laksebestander i Norge. *NINA Rapport (under utarbeidelse)*.
- Hutchings, J.A. 2004. Norms of reaction and phenotypic plasticity in salmonid life histories. I: *Evolution illuminated. Salmon and their relatives.*: 154-174. A. P. Hendry & S. C. Stearns (red.). 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., 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.
- Ibrahim, A., MacKinnon, B.M. & Burt, M.D.B. 2000. The influence of sub-lethal levels of zinc on smoltifying Atlantic salmon *Salmo salar* and on their subsequent susceptibility to infection with *Lepeophtheirus salmonis*. *Zoology* 69. <http://dpc.uba.uva.nl/ctz/vol69/nr01/art13>

- ICES 2012. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). 26 March-4 April 2012. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:09: 1-322.
- ICES 2013. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). 3 -12 April 2012. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:09: 1-378.
- Jacobsen, P., Aanes, K. J., Grande, M., Kristiansen, H. & Andersen, S. 1987. Vurdering av årsaker til fiskedød ved G.P. Jægtvik A.S., Langstein. NIVA-rapport no. 2038. 103 s. (Sperret) Oppdragsgiver: Gudmund P. Jægtvik A.S.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.
- Jackson D., Cotter D., Newell J., McEvoy S., O'Donohoe P., Kane1 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.
- 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., 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.
- 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, 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. 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.
- Karlsson, S., Fiske, P., Diserud, O., Hindar, K. & Staldvik, F. 2012. Genetiske studier av innkryssning 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.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological Processes 25: 1800-1821.
- Kennedy, C.J., Stecko, P., Truelson, B. & Petkovich, D. 2012. Dissolved organic carbon modulates the effects of copper on olfactory-mediated behaviors of chinook salmon. Environmental Toxicology and Chemistry 31: 2281-2288.
- 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.
- Klif 2010. Bergverk og avgangsdeponering. TA 2715. 109 sider.
- Kristensen, T., Henning, A., Teien, H.-C., Adolfsen, P., Salbu, B., Stefansson, S., Nilsen, T.O. & Bjørn, O. 2009a. Increased susceptibility to metal mine discharges during the smolt stage

- of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). 8th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) and Securing the Future: Mining, Metals & the Environment in a Sustainable Society 2009. Skelleftea, Sweden, Volume 3. ISBN: 978-1-61567-816-7: 1441-1451.
- 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, 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.
- Kvassnes, A.J.S., Sweetman, A.K., Iversen, E. & Skei, J. 2009. Waste management in the Norwegian Extractive industry. Peer-reviewed paper presented at the ICARD Conference in Skellefteå, Sweden. <http://www.proceedings-stfandiscard-2009.com>
- 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.
- Lake, R.G. & Hinch, S.G. 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 862-867.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S., Bakken, M., Gjertsen, V., Kanstad Hansen, Ø., & Øksenberg, S. 2012. Videoovervåking av laks, sjørret 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 sjørret 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 sjørret i Skjoma i 2012. SNA-rapport 03/2013, 24 s. Skandinavisk naturovervåking AS.
- Lorz, H.W. & McPherson, B.P. 1977. Effects of copper and zinc on smoltification of coho salmon. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Corvallis Environmental Research Laboratory. EPA/600/3-77/032.
- 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 villaks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. NINA Forskningsrapport 001: 1-54.
- Lydersen, E., Lofgren, S. & Arnesen, R.T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32: 73-295.
- 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.
- Maycock, D., Merrington, G. & Peters, A. 2011. Water Framework Directive - United Kingdom Technical Advisory Group (WFD-UKTAG) Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: copper (saltwater) Water Framework Directive - United Kingdom Technical Advisory Group (WFD-UKTAG), 88 s.
- McCormick, S.D., Lerner, D.T., Monette, M.Y., Nieves-Puigdoller, K. & Björnson, T.B. 2009. Taking it with you when you go: How perturbations to the freshwater environment, including temperature, dams, and contaminants, affect marine survival of salmon. *American Fisheries Society Symposium* 69:195-214.

- 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.
- McIntyre, J.K., Baldwin, D.H., Beauchamp, D.A. & Scholz, N L. 2012. Low-level copper exposures increase visibility and vulnerability of juvenile coho salmon to cutthroat trout predators. *Ecological Applications* 22: 1460-1471.
- Meyer, J.S. & Adams, W.J. 2010. Relationship between biotic ligand model-based water quality criteria and avoidance and olfactory responses to copper by fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29: 2096-2103.
- 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.
- 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 2009. NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries. CNL(09)43, 6 s.
- Newcombe, C.P. 1998. Mining and fisheries protection: sediment impact models. *British Columbia Mine Reclamation Symposium 1998*. <http://hdl.handle.net/2429/10533>.
- Niyogi, S. & Wood, C. 2004. Biotic Ligand Model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science & Technology* 38: 6177-6192.
- NOU 2010. Et Norge uten miljøgifter. Hvordan utslipp av miljøgifter som utgjør en trussel mot helse eller miljø kan stanses. *Norges offentlige utredninger 2010*: 9, 131 s.
- Normandeau, E., Hutchings, J.A., Fraser, D.J. & Bernatchez, L. 2009. Population-specific gene expression responses to hybridization between farmed and wild Atlantic salmon. *Evolutionary Applications* 2: 489-503.
- Nylund, S., Andersen, L., Sævareid, I., Plarre, H., Watanabe, K., Arnesen, C.E., Karlsbakk, E. & Nylund, A. 2011. Diseases of farmed Atlantic salmon *Salmo salar* associated with infections by the microsporidian *Paranucleospora theridion*. *Diseases of Aquatic Organisms* 94: 41-57.
- Nylund, A. 2013. Patogener hos Vossolaksen i perioden 2009-2011. I Barlaup, B.T. (red.) *Redningsaksjonen for Vossolaksen. DN-utredning 1-2013*.
- Nærings og Handelsdepartementet 2013. *Strategi for mineralnæringen*. 72 s.
- Olstad, K., Robertsen, G., Bachmann, L. & Bakke, T.A. 2007. Variation in host preference within *Gyrodactylus salaris* (Monogenea): an experimental approach. *Parasitology* 134: 589-597. doi:doi:10.1017/S0031182006001715
- 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.
- 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.
- Reynolds, J.B., Simmons, R.C. & Burkholder, A.R. 1989. Effects of Placer mining discharge on health and food of arctic grayling. Journal of the American Water Resources Association, 25: 625–635
- Ricker, W.E. 1975. Computations and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191, Ottawa.
- 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.
- Roff, D.A. 1997. Evolutionary quantitative genetics. New York: Chapman & Hall.
- Rosseland, B.O. & Kroglund, F. 2010. Ecological consequences of pollution: lessons from acidification and pesticides. I: Salmon Ecology (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. red). Wiley, Blackwell Publishing Ltd.. 496 s.
- Russell, I.C., Aprahamian, M.W., Barry, J., Davidson, I.C., Fiske, P., Ibbotson, A.T., Kennedy, R.J., Maclean, J.C., Moore, A. & Otero, J. 2012. The influence of the freshwater environment and the biological characteristics of Atlantic salmon smolts on their subsequent marine survival. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 69: 1563-1573.
- Sandahl, J.F., Baldwin, D.H., Jenkins, J.J. & Scholz, N.L. 2007. A sensory system at the interface between urban stormwater runoff and salmon survival. Environmental Science & Technology 41: 2998-3004.
- 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 Marine Science 63: 1224-1233.
- 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., 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.
- Solberg, M.F., Skaala, Ø., Nilsen, F. & Glover, K.A. 2012. 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 (1): e54469.
- Staveland, Ø. 2010. Prevalence and densities of *Paranucleospora theridion* in wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta* L.) in selected areas in Western Norway, Department of Biology. University of Bergen, Bergen, Norway.
- Sveen, S., Overland, H., Karlsbakk, E. og Nylund, A. 2012. *Paranucleospora theridion* (Microsporidia) infection dynamics in farmed Atlantic salmon *Salmo salar* put to sea in spring and autumn. Diseases of Aquatic Organisms 101: 43-49.
- Svenning, M.A., Wennevik, V., Prusov, S., Niemelä, E. & Vähä, J.P. 2011. Sjølaksefiske i Finnmark: Ressurs og Potensial Del II. Genetisk opphav hos laks (*Salmo salar*) fanga av sjølaksefiskere langs kysten av Finnmark sommeren og høsten 2008. Fisken og Havet nr.7/2011.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2013a. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet, særnummer 2-2013. 164 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Bjørn, P.A., Jansen, P.A., Heuch, P.A., Grøntvedt, R.N., Asplin, L., Skilbrei, O., Glover, K., Skaala, Ø., Wennevik, V. & Boxaspen, K.K. 2012b. Forslag til

- førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefiskbestander. Rapport fra Havforskningsinstituttet Nr. 13-2012, Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7-2012, 40 s.
- Teien, H.C., Standring, W.J.F. & Salbu, B. 2006. Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills. *Science of the Total Environment* 364: 149-164.
- 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., Rikstad, A. & Sandlund, O.T. 2006. Kunnskapsstatus for laks og vannmiljø i Namsenvassdraget. Kunnskapscenter for Laks og Vannmiljø, Namsos.
- 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., Whoriskey, F.G., Rikardsen, A.H. & Aarestrup, K. 2011a. Aquatic nomads: the life and migrations of the Atlantic salmon. I: Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (red.) *Atlantic Salmon Ecology*, Chapter 1, s. 1-32. Wiley-Blackwell.
- 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. 2008. Oppvandring av laks i Numedalslågen. Påvirker vannføring og andre miljøfaktorer passering av naturlige oppvandringshindre? NINA Rapport 360: 1-46.
- Thorstad, E.B., Fiske, P., Staldvik, F. & Økland, F. 2011b. Beskatning og bestandsstørrelse av laks i Namsenvassdraget. NINA Rapport 747: 1-32.
- Tierney, K.B., Baldwin, D.H., Hara, T.J., Ross, P.S., Scholz, N.L. & Kennedy, C.J. 2010. Olfactory toxicity in fishes. *Aquatic Toxicology* 96: 2-26.
- Uglem, I., Solem, Ø., Thorstad, E.B. & Havn, T. 2012. Merking av laks under gjenutsetting i Otra, Orkla, Gaula, Verdalselva og Lakselva i 2012 – en foreløpig oppsummering. NINA Minirapport 399: 1-26.
- Vøllestad, L.A., Hirst, D., L'Abée-Lund, J.H., Armstrong, J.D., MacLean, J.C., Youngson, A.F. & Stenseth, N.C. 2009. Divergent trends in anadromous salmonid populations in Norwegian and Scottish rivers. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276: 1021-1027.

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 eggtettheter (< 1,5; 1,5-3; 3-5; > 5 med midtverdier 1, 2, 4 og 6 egg), og det er midtverdien for eggtehetsgruppen 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 eggtehetsgruppen). 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. 2013, under utarbeidelse) og i noen andre vassdrag (Hindar mfl. 2013, under utarbeidelse). I tabellen er det vist med 'fet' skrifttype hvorvidt det er det er eggtettheten 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
063.Z	EKSO	2	159000	318000	219	164	328
070.Z	VIKJA	2	30920	61840	43	32	64

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
071.Z	NÆRØYELVI	2	371710	743420	513	385	769
072.2Z	FLÅM	2	141890	283780	196	147	294
072.Z	AURLANDESELVA	2	432220	864440	596	447	894
073.Z	LÆRDALSELVI	4	1818590	7274360	5017	3763	6271
077.3Z	SOGNDALSELVA	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	ØSENELVA I FLORA	4	369320#	1477280	1019	764	1274
086.Z	ÅELVA OG OMMEDALSELVA	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	STØRELVA (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	NORANGDALSELVA	4	46090	184360	127	95	159
097.72Z	AURELVA	4	117040	468160	323	242	404
097.7Z	VELLEDALSELVA	4	175550	702200	484	363	605
098.3Z	STRANDAELVA	2	248720	497440	343	257	515
098.6Z	KORSBREKKEELVA	6	38910	233460	161	134	188
100.2Z	STORDALSELVA	4	262380	1049520	724	543	905
100.Z	VALLDALSELVA	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	4	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	HUSTADELVA	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	ÅELVA	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	STJØRDALSELVA	2	4902870	9805740	6763	5072	10144
126.6Z	LEVANGERELVA	2	374290	748580	516	387	774
127.Z	VERDALSELVA	2	2911958	5823915	4016	3012	6025
128.Z	STEINKJERVASSDRAGET	2	1263930	2527860	1743	1308	2615
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

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
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	KOBBELV	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
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

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 5

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
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	ORREÅNA	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	STEINSDALSELVI	4	84390	337560	233	175	291
064.Z	MODALSELVA	2	433210	866420	598	448	896
067.2Z	HAUGSDALVASSDRAGET	2	100420	200840	139	104	208
067.3Z	MATREVASSDRAGET	2	108620	217240	150	112	225
067.6Z	YNDESALSVASSDRAGET	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	MØRKRISSVASSDRAGET	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
100.3Z	VAGSVIKELVA	4	9070	36280	25	19	31
102.2Z	STORELVA	4	11130	44520	31	23	38
102.5Z	SKORDELVA	4	55050	220200	152	114	190
103.2Z	INNFJORDSELVA	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	MITTETELVA	2	46310	92620	64	48	96
105.1Z	RØA	2	162610	325220	224	168	336

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
105.3Z	OLTERÅA	2	26280	52560	36	27	54
105.4Z	OPPDØLSELVA	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	TENNELELVA	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	OSAEELVA	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
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

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 5

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
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	LANGBOGAEELVA	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	URVOLELVA	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	HESTDAESELVA	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	1	123770	247540	171	128	256
153.3Z	STILLELVA-RANELVA	4	20460	81840	56	42	71
153.6Z	BARDAESELVA	2	137980	275960	190	143	285
155.4Z	BJERKA TIL STUPFOSSEN	1	270380	297950	205	112	308
157.42Z	FLOSTRANDVATN-VASSDRAGET	2	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	VALNESFORSSEN	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	STORVASSSELVA	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	AUSTERDAESELVA	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	ROMBAKSELVA	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
177.7Z	HEGGEDAESELVA	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	FISKEFJORDELVA	2	5600	11200	8	6	12
178.43Z	BLOKKELVA	2	7090	14180	10	7	15
178.54Z	SØRDAESELVA	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	LANGVASSSELVA	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

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 5

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
180.4Z	ELV FRA FARSTADVATNET	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	STAVAELVA	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-TROMVIKVASSDRAGET	1	62040	62040	43	21	64
198.Z	NORDKJOSELVA	1	375190	375190	259	129	388
199.2Z	TØNSVIKELVA	1	369190	258433	178	89	267
199.3Z	SKITENELVA	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	SIGNALDALDELVA	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 BUOLLANLUOKJAV'RI	2	4430	8860	6	5	9
218.Z	RUSSELVVASSDRAGET	1	349400	349400	241	120	361
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 Gyrefossen (255 580 m²) og nedenfor Gyrefossen (113 720 m²)

Vedlegg 2. Boksmoell som viser prinsippene for estimer av innsig av laks til regioner i Norge. De fire regionene summeres til totalinnsig av laks til Norge.



***Vedlegg 3.** Skjema sendt ut til Fylkesmannens miljøvernavdeling i alle fylker som har laksevasdrag med fastsatte gytebestandsmål med spørsmål om å fylle ut skjemaet for 237 av de største laksevasdragene. 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. FEBRUAR 2013

OPPLYSNINGER OM FISKESESONGEN 2012 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 2012.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 telefonnr, e-postadresse og/eller postadresse):

SPØRSMÅL OM REGULERING AV FISKET I 2012:

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 2012 som i 2011?

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 2012 (inklusive lokale bestemmelser og eventuelle innkortinger bestemt underveis)?

3 Var det endringer fra 2011 til 2012 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 2012? Hvis ja: var dette på tradisjonelt gode fiskeplasser hvor mye laks tidligere har blitt fanget?

5 Var det endringer fra 2011 til 2012 i hva slags fiskeredskaper var tillatt å benytte i vassdraget? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

6 Var det endringer fra 2011 til 2012 i kvotereguleringer av laksefisket i vassdraget (sesongkvoter, døgnkvoter etc.)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

7 Var det endringer fra 2011 til 2012 i gjenutsettingspålegg (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 gjenutsettingspålegg i 2012?

8 Ble det gjennomført endringer i reguleringen av fisket etter midtsesongevaluering i 2012? Hvis ja: spesifiser på hvilken måte.

9 Var det spesielle forhold som du tror påvirket beskatningsraten i 2012-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 2012, målt i forhold til hvor stor andel av reell fangst som blir rapportert? Kryss av ett av alternativene nedenfor.

- Fangststatistikken for 2012 har svært store mangler
- Fangststatistikken for 2012 har store mangler
- Fangststatistikken for 2012 er god, men med noen mangler
- Fangststatistikken for 2012 er god
- Fangststatistikken for 2012 er svært god

Sett inn utfyllende kommentar om fangststatistikken, hvis ønskelig:

SPØRSMÅL OM KULTIVERING I VASSDRAGET I 2012:

12 Foregikk kultivering av laks, sjøørret, eller sjørøye i vassdraget i 2012? I så fall, spesifiser hvilke(n) art(er) dette gjelder.

13 Gi nærmere opplysninger om kultiveringen som foregikk i 2012.

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?

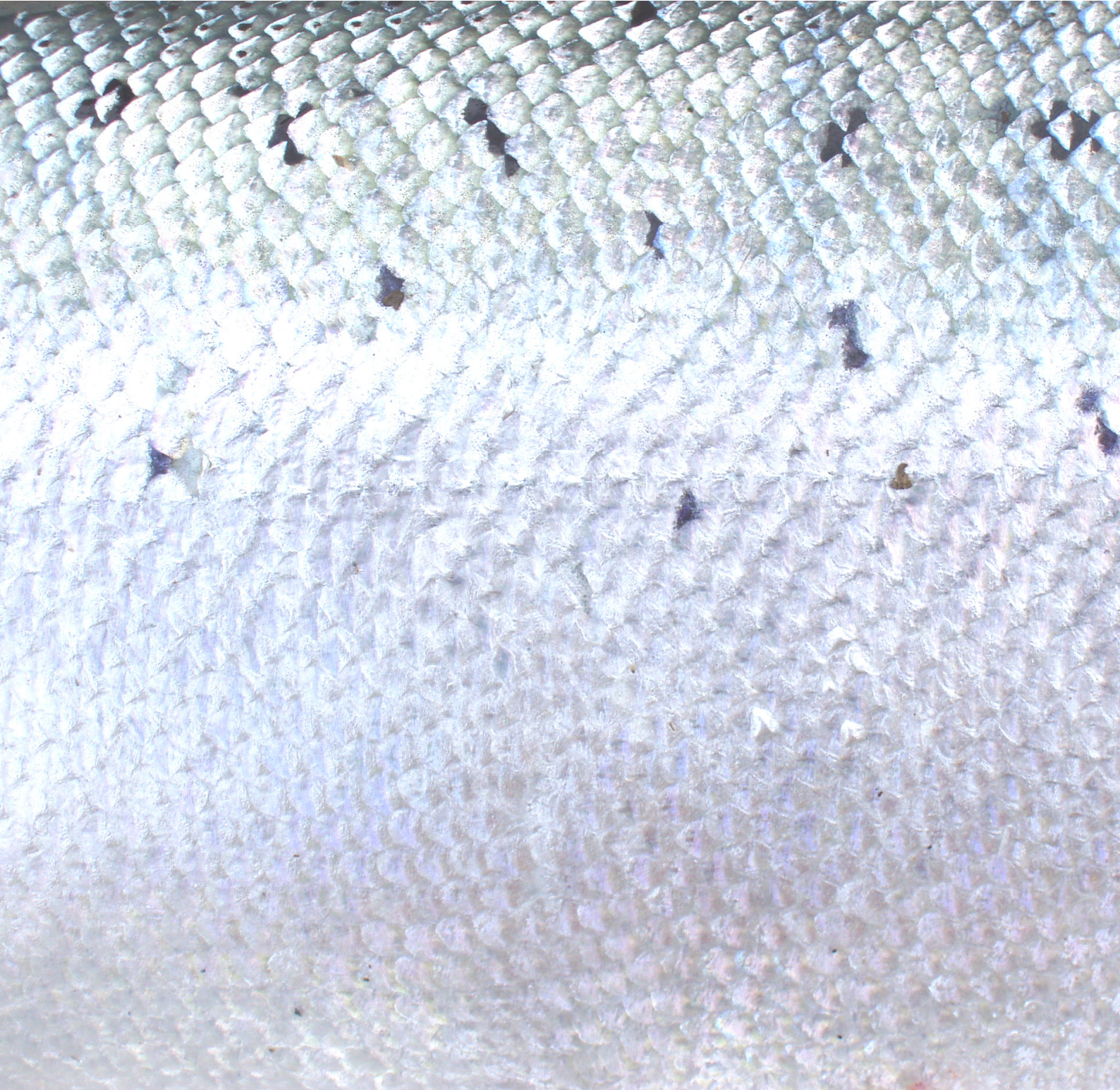
15 Hva er bakgrunnen for og formålet med kultiveringen i vassdraget i 2012 (frivillig utsetting for å styrke bestander, gjenoppbygging av reduserte eller truede bestander, reetablering hvor den opprinnelige bestanden har gått tapt eller annet, beskriv)?

Tabell 1. Fyll ut opplysninger om kultivering av laks i vassdraget i 2012 i høyre kolonne i tabellen.

LAKS	2012
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 71 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.



KONTAKTINFO:

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

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

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

www.vitenskapsradet.no, Tlf 73 80 14 00

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-11-5

