

RAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 6

Status for norske
laksebestander i 2014

RAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 6

Status for norske
laksebestander i 2014

RAPPORTEN REFERERES SOM

Anon. 2014. Status for norske laksebestander i 2014. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 6, 225 s.

Trondheim, juni 2014

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-13-9

RETTEIGHETSHAVER

© 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 - forvaltningsmål - bestandsutvikling - bestandsstatus - beskatningsrater - fangststatistikk - høsting - høstbart overskudd - innsigsestimat - PFA - marin overlevelse - trusselfaktorer - rømt oppdrettslaks - *Gyrodactylus salaris* - tradisjonell kunnskap - økosystemperspektiv - laksen i havet - lokal økologisk kunnskap - tradisjonell kunnskap - kilenotstasjoner - kvoter - rettet fiske - gjenutsetting

INNHOOLD

HOVEDFUNN	6
SAMMENDRAG AV RAPPORTEN	7
VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING	18
MEDLEMMER AV VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING	19
1 INNLEDNING	21
1.1 Formål med rapporten	21
1.2 Premisser for arbeidet	21
1.2.1 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen.....	21
1.2.2 Fiske på blandede bestander	22
1.2.3 Gytebestandsmål og forvaltningsmål	23
1.2.4 Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder	24
1.2.5 Datagrunnlag	24
2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2013	25
2.1 Fangst.....	25
2.2 Innsig av laks til hele landet (prefishery abundance, PFA)	26
2.2.1 Metoder	26
2.2.2 Resultater.....	27
2.3 Innsig av laks til de ulike regionene (Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge).....	32
3 ALDER VED KJØNNSMODNING	46
4 MARIN OVERLEVELSE	49
5 OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL OG BESKATNING	52
5.1 Metoder for vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning	52
5.1.1 Gytebestandsmål for norske laksevassdrag	52
5.1.2 Estimer av gytebestand og vurderinger av måloppnåelse.....	52
5.1.3 Fastsetting av beskatningsrater og vurdering av fiskereguleringer	55
5.1.4 Kvalitet på fangststatistikken	57
5.1.5 Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål og beskatning	58
5.2 Beregning av totalbeskatning, overbeskatning og høstbart overskudd.....	61
5.2.1 Samlet innsig av laks for bestandene	61
5.2.2 Totalbeskatning, overbeskatning og høstbart overskudd	65
5.3 Nasjonale og regionale trender for oppnåelse av gytebestandsmål, beskatning og høstbart overskudd	66
6 BESTANDSSTATUS	73
6.1 Bakgrunn	73
6.2 Metoder for klassifisering av bestandsstatus	73
6.2.1 Hva er et normalt høstbart overskudd?	74
6.2.2 Vurderte bestander	77
6.2.3 Tilleggskriterier.....	77
6.3 Nasjonale og regionale trender i bestandsstatus	78

7 RØMT OPPDRETTSLAKS	83
7.1 Forekomst av rømt oppdrettslaks	83
7.2 Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks.....	88
8 <i>GYRODACTYLUS SALARIS</i>.....	90
8.1 Utbredelse av <i>G. salaris</i> i norske vassdrag	90
8.2 Friskmeldte vassdrag	90
8.3 Vassdrag under friskmelding.....	91
8.4 Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag.....	93
8.5 Status og utviklingstrekk	93
9 RANGERING AV TRUSSELFÅKTORE.....	95
9.1 Vurdering av de enkelte trusselfaktorene.....	96
9.2 Samlet vurdering.....	107
10 SAMLET UTVIKLINGSBESKRIVELSE	109
10.1 Nasjonale og regionale trender	109
10.2 Framtredende utviklingstrekk i 2013	112
10.3 Regionale påvirkningsfaktorer	115
10.4 Konklusjon.....	116
11 HAVØKOSYSTEMPERSPEKTIV I LAKSEFORVALTNINGEN	117
11.1 Laks og miljøforhold i havet	118
11.2 Hvilke havområder bruker laks fra Norge?	120
11.3 Overvåkingsdata fra havområdene.....	122
11.4 Samlet vurdering av forutsetninger for å ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene ..	123
11.5 Økosystembasert forvaltning av marin fisk.....	123
11.6 Storskala endringer i havøkosystemene.....	124
11.7 Konklusjoner	125
12 BRUK AV LOKAL OG TRADISJONELL ØKOLOGISK KUNNSKAP I FORSKNING OG FORVALTNING AV LAKS.....	126
12.1 Definisjoner.....	126
12.2 Bruk av lokal økologisk kunnskap i forskning og forvaltning.....	127
12.3 Bruk av lokal økologisk kunnskap i Norge.....	129
12.4 Hvordan er lokal/tradisjonell økologisk kunnskap brukt i lakseforvaltningen?.....	129
12.5 Hvordan bør lokal/tradisjonell økologisk kunnskap inkluderes i lakseforvaltningen?	130
13 FORSLAG TIL NETTVERK AV KILENOTSTASJONER LANGS NORSKEKYSTEN FOR Å OVERVÅKE LAKSEINNSIGET.....	131
13.1 Innledning	131
13.2 Resultater fra tidligere merking av laks fanget i kilenøter langs norskekysten.....	131
13.3 Kriterier for valg av plassering av stasjoner.....	132
13.4 Forslag til stasjonsnett.....	132
13.5 Drift av stasjonene	135
13.6 Forslag til overvåking av rømt oppdrettslaks ved bruk av kilenotstasjoner.....	136
13.7 Forslag til overvåking av lakselus og andre infeksjoner ved bruk av kilenotstasjoner	137
13.8 Bruk av kilenotstasjoner for innsigsestimat og beregning av beskatningsrater	137
13.9 Bruk av kilenotstasjoner for andre formål	138

14	EFFEKT AV KVOTER, RETTET FISKE OG GJENUTSETTING PÅ BESTANDSSAMMENSETNING	139
14.1	Innledning	139
14.2	Analysen av gjenutsetting basert på fangststatistikk.....	140
14.2.1	Gjenutsettingsmønstre i enkeltvassdrag.....	148
14.3	Hvor stor er dødelighet hos laks etter gjenutsetting, og i hvilken grad er dødeligheten selektiv?	149
14.4	Evolusjonære effekter av høsting - en litteraturgjennomgang.....	150
14.5	Oppsummering, konklusjoner og anbefaling	153
	REFERANSER.....	156
	VEDLEGG.....	172
	Vedlegg 1. Gytebestandsmål for norske laksevassdrag.....	172
	Vedlegg 2. Boksmodell som viser prinsippene for estimater av innsig av laks til regioner i Norge.	179
	Vedlegg 3. Skjema sendt til Fylkesmennenes miljøvern avdelinger.	180
	Vedlegg 4. Referat fra fagseminar om havøkosystemperspektiv i lakseforvaltningen.....	185
	Vedlegg 5. Grunnlagsdata om gjenutsetting av laks.	197

HOVEDFUNN

Det mest framtreddende utviklingstrekket i 2013 var den kraftige reduksjonen i lakseinnsiget og dermed reduksjon av det høstbare overskuddet i mange elver i Sør-Trøndelag og Nordland, særlig rundt Trondheimsfjorden. I Sør-Trøndelag sank det høstbare overskuddet fra 38 % i 2012 til 12 % i 2013. Det er rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av laks til Trondheimsfjorden i 2013.

Det totale innsiget av laks til kysten av Norge har vært på et lavt nivå i de siste sju årene, og var enda lavere i 2013 enn i 2012. Innsiget er mer enn halvert fra 1983 til 2013. Det er regionale forskjeller i utvikling av lakseinnsiget. Siden 1989 har lakseinnsiget økt til Sør-Norge primært på grunn av kalking, gått tilbake i Vest-Norge og Midt-Norge og vært stabilt i Nord-Norge unntatt Tanavassdraget. Laksebestandene i Tanavassdraget har svært dårlig status, og det er ingen andre kjente påvirkninger enn overbeskatning.

Redusert lakseinnsig har medført en betydelig reduksjon i det høstbare overskuddet i mange bestander. Til tross for redusert innsig nådde markant flere laksebestander gytebestandsmålene i 2010-2013 enn tidligere, og forvaltningsmålene var nådd eller sannsynligvis nådd for 79 % av vurderte bestander. En viktig årsak til at det har vært nok gytefisk i mange elver er betydelig redusert beskatning i sjø og elv.

Hvis en bestand er redusert på grunn av andre påvirkninger enn fiske, kan redusert fiske kompensere for en tilbakegang og maskere dårlig bestandsstatus. For første gang er bestandsstatus vurdert med utgangspunkt i at en sunn bestand både skal nå gytebestandsmålet og ha et normalt overskudd av laks som kan fiskes. Bare 36 % av bestandene hadde god eller svært god bestandsstatus etter en slik vurdering (andeler veid med gytebestandsmål). Det var størst andel bestander med god eller svært god bestandsstatus i Rogaland, fulgt av Finnmark (uten Tanavassdraget) og Nord-Trøndelag. Det var størst andel bestander med svært dårlig status i Hordaland, fulgt av Agder og Møre og Romsdal.

Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår som de to ikke-stabiliserte bestandstruslene mot norsk laks. Infeksjonspresset fra lakselus var spesielt høyt i deler av landet i 2011 og 2012.

SAMMENDRAG AV RAPPORTEN

Anon. 2014. Status for norske laksebestander i 2014. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 6, 225 s.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

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

Fangst og innsig av laks

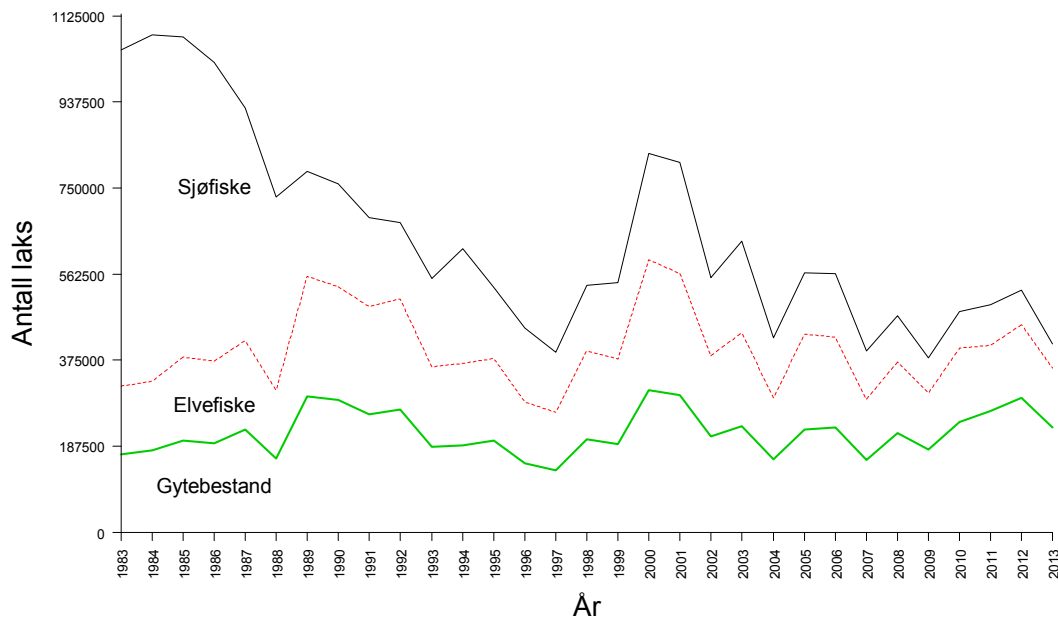
I 2013 ble det rapportert fanget 133 690 laks i sjøen og elvene, med samlet vekt 475 tonn. I tillegg ble 16 000 laks (62 tonn) rapportert gjenutsatt, det vil si 12 % av totalfangsten i antall.

Antall villaks som hvert år kommer tilbake fra havet til Norge (innsiget) er betydelig redusert siden 1980-tallet, og har vært lavt de siste sju årene (**figur 1**). Fra 1983-1986 til 2010-2013 var innsiget redusert med 55 %. I følge beregningene kom ca. 410 000 villaks tilbake fra havet i 2013, inkludert de som ble fanget i fiske (38 % av innsiget ble fanget og avlivet i sjø eller elv).

Det er i hovedsak innsiget av smålaks (< 3 kg) som er redusert. 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). Smålaks har normalt bestått av fisk som har vært ett år i sjøen (ensjøvinterlaks), men i perioden 2007-2013 bestod 16-29 % av smålaksen av fisk som hadde vært lengre i sjøen. Dette innebærer at innsiget av ensjøvinterlaks i årene etter 2006 er enda mindre enn det beregningene av smålaksinnsiget antyder.

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 en betydelig økning i innsiget av mellom- og storlaks i 2011 og 2012. I 2013 var imidlertid innsiget av mellom- og storlaks i disse regionene redusert til samme nivå igjen som i tidligere år etter århundreskiftet.

Andelen av lakseinnsiget som fanges i sjølaksefisket har blitt betydelig redusert siden 1983, mens andelen som fanges i elvefisket har økt (**figur 1**). Samlet antall laks som gyter i elvene har endret seg lite fra 1983, bortsett fra en økning de fire siste årene (**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 1983-2013.

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 2013. Fra og med smoltårsklassen 2006 ser det ut til at overlevelsen har vært lik eller større for tosjøvinterlaks enn ensjøvinterlaks, noe som tyder på at laksen har utsatt kjønnsmodningen ett år og/eller at større laks har hatt bedre overlevelse enn tidligere år. Vitenskapsrådet anbefaler at det etableres nye indekssvassdrag som fanger opp variasjonen som finnes i marin overlevelse langs kysten av Norge, siden det nå bare finnes sikre estimater på overlevelse fra ett vassdrag.

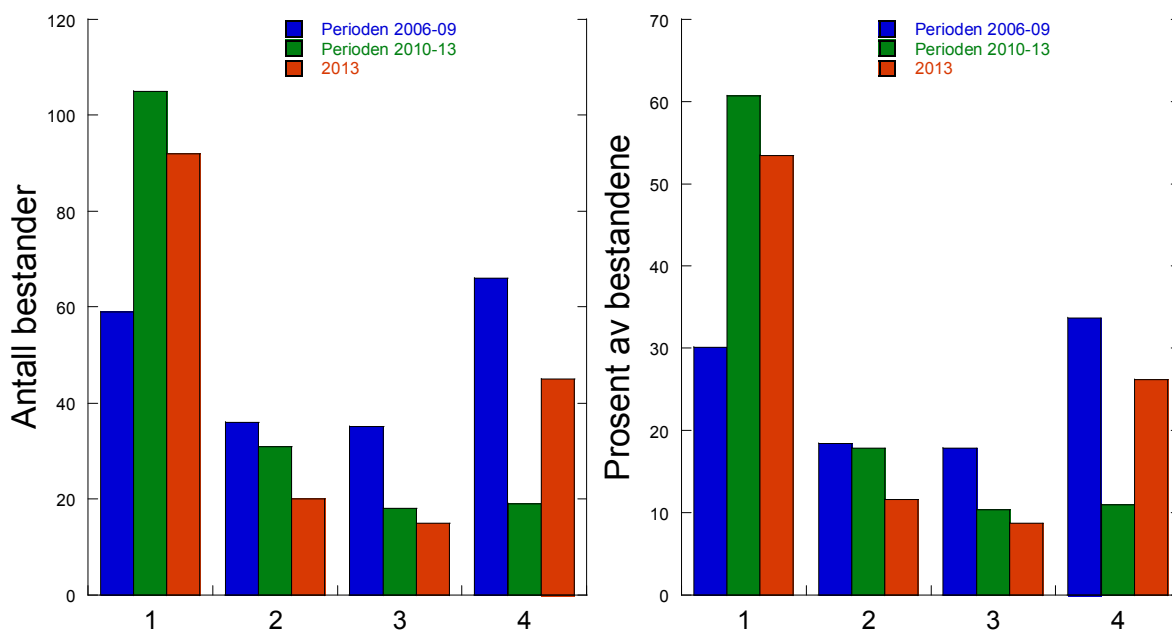
Oppnåelse av gytebestandsmål og vurdering av beskatning for norske laksebestander

Vitenskapsrådet vurderte oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning i 187 laksebestander for 2010-2013. Fangsten i disse vassdragene utgjorde 98 % av laksefangsten i norske vassdrag. Vurderingene er gitt for bestandene, definert som fisken som er hjemmørende i de enkelte elvene. For de fleste bestandene ble sannsynlighet for at gytebestandsmålet var nådd beregnet, og en prosentvis måloppnåelse (100 % måloppnåelse betyr at gytebestanden var like stor som 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 for fire siste år var minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet var nådd. For hver bestand ble det vurdert om det var et høstbart overskudd.

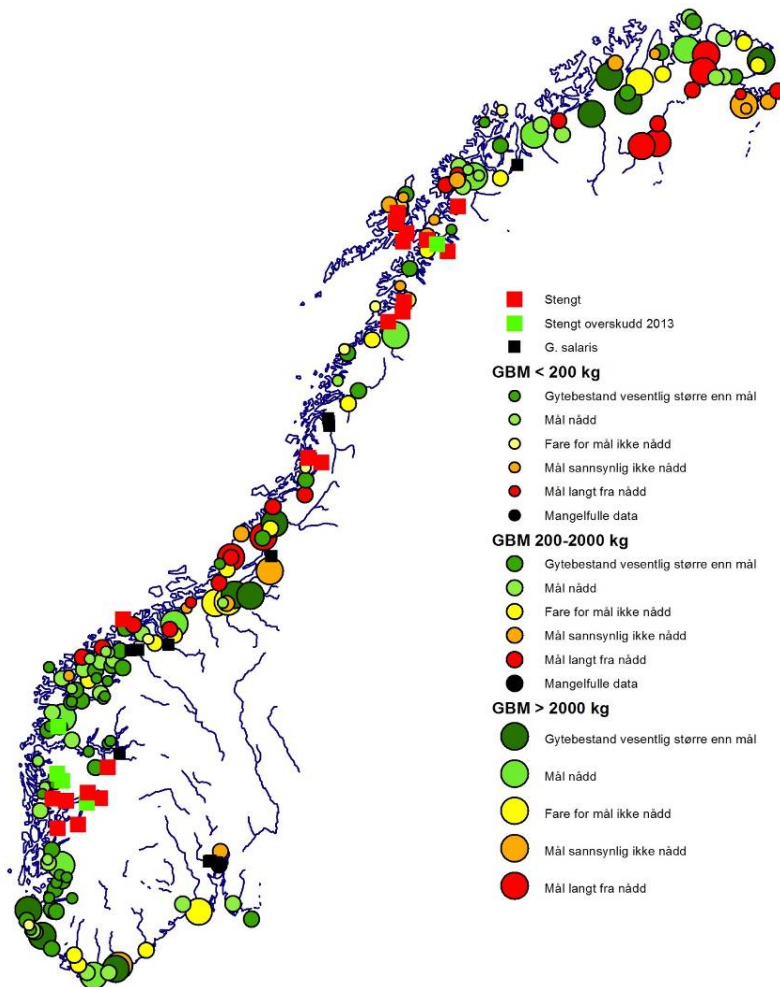
Forvaltningsmålet for perioden 2010-2013 var nådd for 61 % (n = 105) av bestandene, mens det var fare for at forvaltningsmålet ikke var nådd i 18 % (n = 31) av bestandene, sannsynlig at det ikke var nådd i 10 % (n = 18) av bestandene og langt fra nådd i 11 % (n = 19) av bestandene (**figur 2 og 3**). Tar vi hensyn til usikkerheten, både i målene og i vurderingen av

måloppnåelse, var forvaltningsmålene nådd eller sannsynligvis nådd for 79 % av vurderte bestander. Dette er det beste resultatet som er oppnådd siden vitenskapsrådet gjorde første vurdering i 2009, og det var en klar økning i antall og andel bestander der forvaltningsmålet var nådd fra perioden 2006-2009 til perioden 2010-2013 (**figur 2**). Et betydelig økt innsig av mellom- og storlaks i Sør-Norge og Vest-Norge i 2011 og 2012, bidro til bedre måloppnåelse i disse regionene i 2011-2012. Bedringen i oppnåelse fra 2006-2009 til 2010-2013 kan generelt tilskrives strengere reguleringer av fiske. Etter markante reduksjoner av den totale beskatningen (andel av innsiget som beskattes i sjø- og elvefisket) fram til 2010, har beskatningen endret seg lite, og har de siste årene vært nær 40 % i gjennomsnitt. Total beskatning har alle år vært lavest i Hordaland og Sogn og Fjordane og høyest i Finnmark med Tanavassdraget.

For 2013 isolert var det færre bestander som nådde gytebestandsmålene og flere bestander som var langt unna målet enn for perioden 2010-2013. Dette gjenspeiler en negativ utvikling i flere vassdrag i 2013, særlig i Midt-Norge, men også i Nordland og Troms, og skyldes i hovedsak redusert lakseinnsig. Den negative utviklingen fra 2012 til 2013 kan ikke forklares med økte fangster, fordi den totale beskatningen var lik i de to årene. I Sør-Trøndelag ble den totale beskatningen til og med redusert fra 44 % i 2012, til 33 % i 2013. Det høstbare overskuddet ble generelt redusert fra 2012 til 2013 (fra nesten 60 % til 44 % i gjennomsnitt), men spesielt sterkt i Sør-Trøndelag (fra 38 til 12 %) og Nordland (fra 42 til 21 %). Det høstbare overskuddet i de to største bestandene i Sør-Trøndelag, Gaula og Orkla, var svært lavt i 2013 (henholdsvis 12 % og 1 %).



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 2010-2013, samt på gytebestandsmål for 2013 alene.



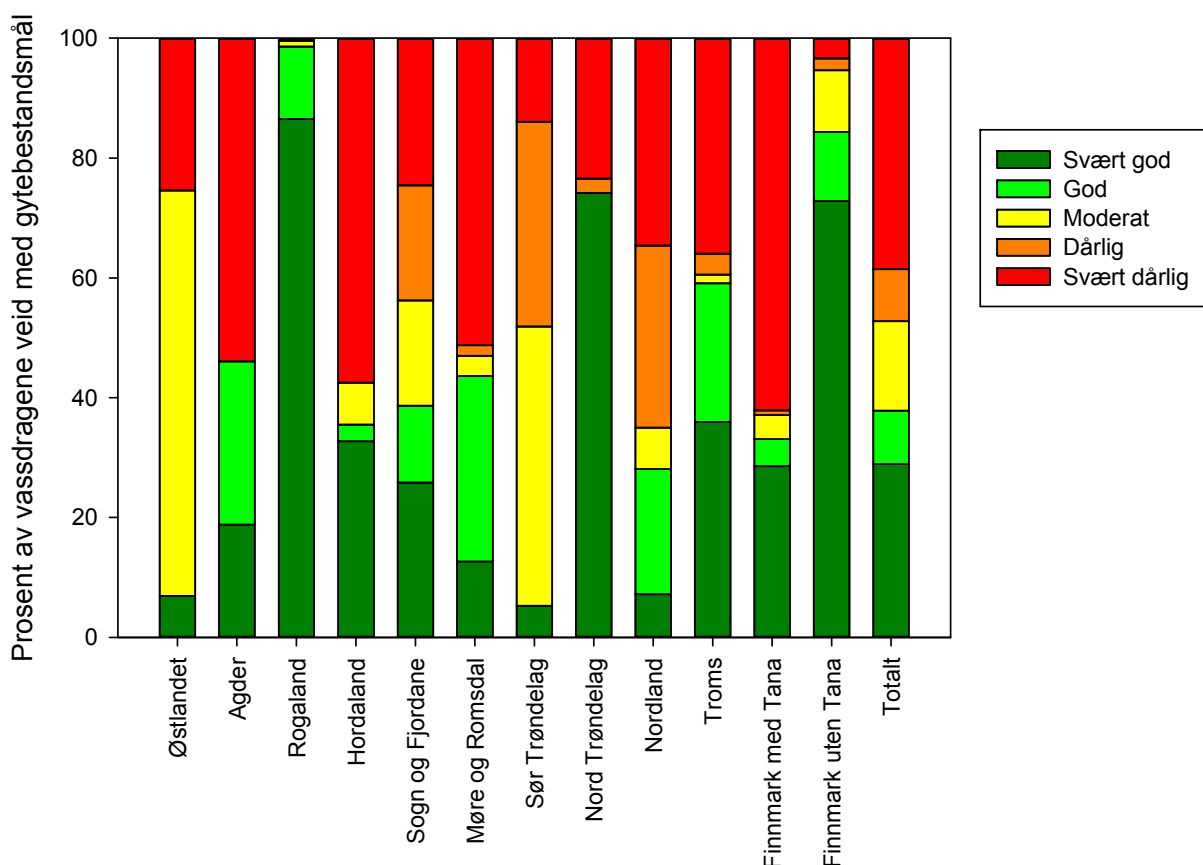
Figur 3. Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for de enkelte vassdrag for perioden 2010-2013. Forvaltningsmålet var nådd i alle bestander med grønne (lyse og mørke) sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke ble gitt noen vurdering fordi bestanden er infisert med G. salaris er også vist. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et høstbart overskudd i 2013.

Bestandsstatus

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

Vitenskapsrådet beregnet normalt høstingsnivå for hvert år i perioden 2010-2013 for hele landet delt inn i tre regioner. Høstbart overskudd var størst i region 1 (Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal) i 2011 og lavest i region 2 (Hustadvika til og med Målselv i Troms) i 2013. Det høstbare overskuddet for hver bestand ble beregnet og uttrykt som prosent av normalt høstbart overskudd for regionen. Klassifiseringen ble gjort i henhold til vitenskapsrådets forslag til kvalitetsnormvurdering for gytebestandsmål og høstingspotensial.

Færre enn 40 % av bestandene (veid med gytebestandsmålene) ble klassifisert til å ha god eller svært god bestandsstatus. Det var størst andel bestander med god eller svært god bestandsstatus i Rogaland, fulgt av Finnmark uten Tanavassdraget og Nord-Trøndelag (figur 4). Det var lavest andel bestander med god eller svært god status i Sør-Trøndelag og på Østlandet, fulgt av Nordland og Hordaland. Om vi ser bort fra Finnmark med Tanavassdraget (som domineres av Tanavassdraget, som har stort gytebestandsmål og en dårlig status), var det størst andel bestander med svært dårlig status i Hordaland fulgt av Agder og Møre og Romsdal.



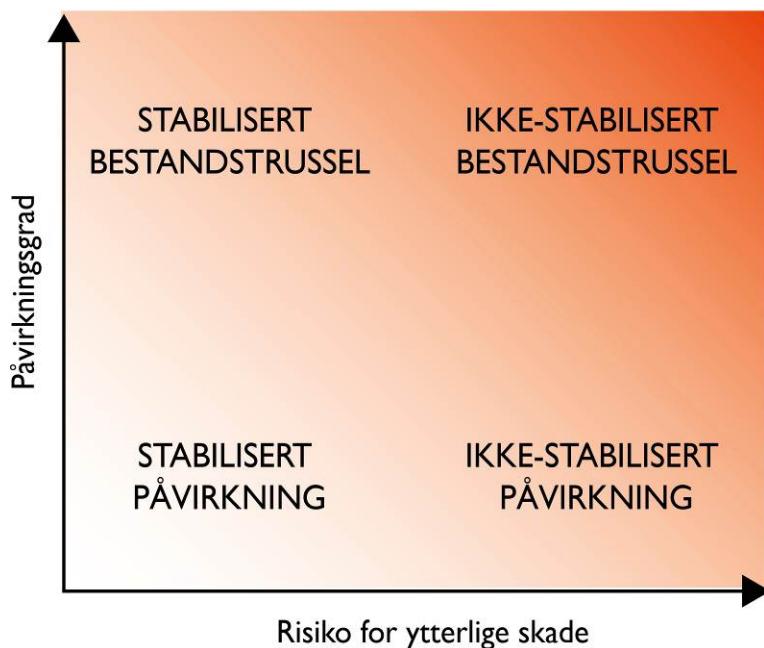
Figur 4. Fordeling av andelen laksebestander på fylkesbasis og for landet samlet med klassifisering av bestandsstatus (fra svært god til svært dårlig) ut fra en samlet vurdering av om de hadde oppnådd gytebestandsmål og hadde et normalt høstbart overskudd for perioden 2010-2013. Hvert vassdrag er veid med gytebestandsmålet slik at større bestander teller mer enn små bestander. Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark. Aust- Agder og Vest-Agder er slått sammen til Agder. Finnmark er vist med og uten Tanavassdraget.

Rangering av trusselfaktorer

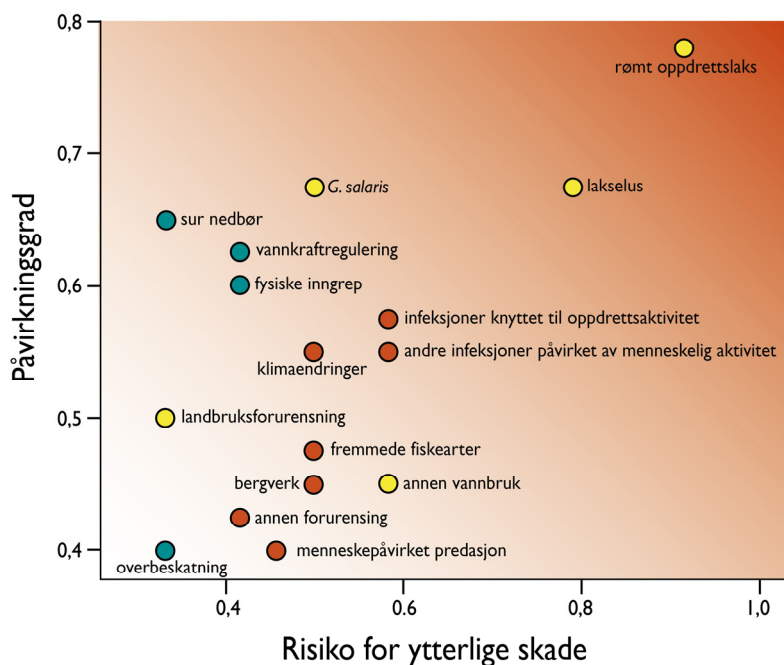
Vitenskapsrådet har utviklet et system for å systematisere og rangere trusselfaktorer som kombinerer påvirkningen truslene har på bestandene i form av redusert produksjon og eventuelt tap av bestander, og risikoen for at truslene medfører ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander.

Det skiller mellom påvirkninger og bestandstrusler, og mellom stabiliserte og ikke-stabiliserte påvirkninger og trusler (**figur 5**). En stabilisert påvirkning er en faktor som reduserer produksjonen i bestandene, men ikke i den grad at det truer bestandene, og som har lav sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap 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 bergverk ble risiko for ytterligere skade økt noe i årets vurdering på grunn av sannsynlighet for økt bergverksaktivitet i framtida, mens det for de andre faktorene ikke var noen endringer i trusselvurderingen fra 2012 til 2013.



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

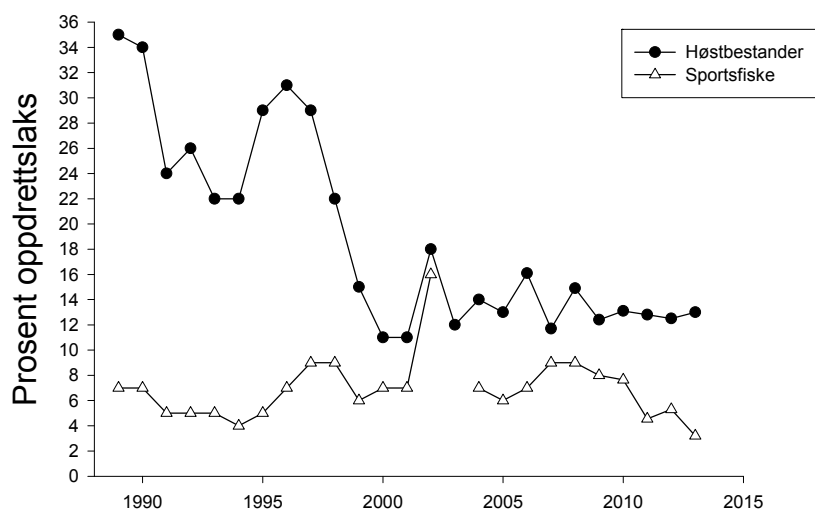


Rømt oppdrettslaks

I 2013 ble det produsert ca. 1 121 000 tonn oppdrettslaks i Norge. Det er foreløpig rapportert at 198 000 laks rømte fra oppdrettsanlegg i 2013. Generelt er innslaget av rømt oppdrettslaks lavest i sportsfisket i elvene, høyere i prøvefiske 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 2013 var innslaget av rømt laks i sportsfisket 3,2 %, noe som er det laveste innslaget i hele tidsserien. Dette skyldes spesielt lavere innslag i prøver fra Vestlandet. Foreløpige resultater tyder imidlertid på at innslaget av rømt oppdrettslaks i overvåkingsfiske høsten 2013, like før gyting, var på samme nivå som tidligere år (uveid gjennomsnitt 13 %). I de siste fjorten årene har gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks om høsten vært 11-18 %, mens det var gjennomsnittlig over 20 % i årene 1989-1998. Prøvene med spesielt høye innslag av rømt oppdrettslaks i 2013 var konsentrert til kysten av Trøndelag samt i Troms og Finnmark. Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra sjølaksefiske i Finnmark var betydelig høyere i 2011 og 2012 enn i en tilsvarende undersøkelse i 2008 (9 % 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.

Vitenskapsrådet har tidligere oppsummert føre-var-baserte råd om tilpasninger av lakseforvaltningen til klimaendringer. Langtidsutviklingen i laksebestandene vil i stor grad avhenge av bestandenes tilpasningsevne. Det er derfor avgjørende at bestandenes genetiske integritet og genetiske variasjon bevares slik at råmateriale for evolusjonær endring bevares. Klimaendringene forsterker dermed betydningen av at innblandingen av rømt oppdrettsfisk reduseres til ikke-skadelige nivå.



Figur 6. Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og i prøver fra prøvefiske/ stamfiske like før gyting om høsten i perioden 1989-2013 (uveid gjennomsnitt). Høstdata fram til 2012 basert på Fiske (2013), data for 2013 er foreløpige data fra skjellprøver undersøkt av NINA og Veterinærinstituttet på oppdrag fra Fiskeridirektoratet og Miljødirektoratet.

Gyrodactylus salaris

G. salaris ble påvist i ei ny elv i 2013, i Breidvikselva i Rauma-regionen der laksunger ble samlet inn i forbindelse med en utredning forut for rotenonbehandlingen. Varianter av *Gyrodactylus salaris* som er dødelige for laks er påvist på laksunger i 49 norske vassdrag. For å redusere parasittenes utbredelse og mulighet for spredning, har det blitt gjennomført kjemiske behandlingstiltak i 41 elver. I 2009-2012 ble 10 elver og tre innsjøer i Vefsn i Nordland rotenonbehandlet, i 2011-2012 ble Lærdalselva i Sogn og Fjordane behandlet med aluminiumsulfat og i 2013 ble elvene i Rauma-regionen rotenonbehandlet. Per mai 2014 er 20 vassdrag friskmeldt, fjorten vassdrag er under friskmelding, mens førstegangs behandling er gjennomført i ytterligere 6 elver. Hvis behandling har lyktes i vassdrag som er under friskmelding og behandling gjenstår det 9 norske vassdrag som har kjent forekomst av *G. salaris* som er dødelig for laks. Risiko for ytterligere produksjonstap og risiko for tap av ytterligere laksebestander er vurdert til å være moderat.

Samlet utviklingsbeskrivelse

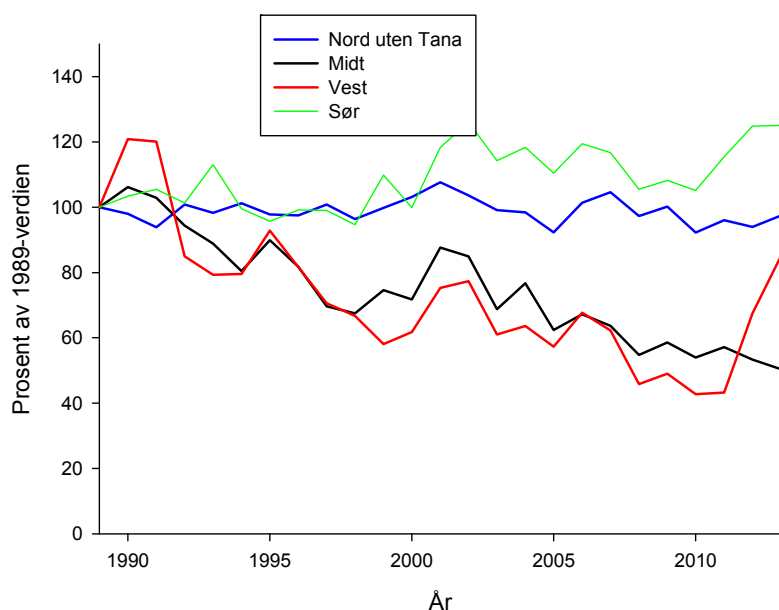
Den negative langtidstrenden i lakseinnsiget til Norge har fortsatt, og resultert i en halvering av det totale lakseinnsiget til kysten fra 1983 til 2013. Særlig innsiget av smålaks er redusert. Den negative utviklingen er et resultat av både storskala endringer av forholdene i havet, som også er registrert i andre land, samt regionale og lokale påvirkningsfaktorer. Utviklingen er forskjellig i de ulike regionene av landet. Innsiget til Sør-Norge har i motsetning til de andre regionene økt i perioden 1983-2013, noe som kan knyttes til reetablering av laks i kalkede vassdrag på Sørlandet.

Reduksjonen i lakseinnsiget fra 1983 har vært aller størst i Vest-Norge, og var størst i årene rundt 1990. En analyse av utviklingen fra 1989, etter at drivgarnsfisket opphørte, viser et redusert lakseinnsig både til Vest-Norge og Midt-Norge. I de fleste årene fra 1998 til 2011 var det relative innsiget til Vest-Norge lavest av alle regionene. Et økt innsig av mellom- og storlaks i 2011 og 2012 medførte imidlertid at det relative innsiget til Vest-Norge økte og passerte nivået til Midt-Norge. Innsiget av mellom- og storlaks til Vest-Norge var redusert igjen i 2013, til et nivå nær gjennomsnittet for perioden 1991-2012.

Tanavassdraget i Finnmark har hatt en svært negativ utvikling de ti siste årene. I 2013 var oppnåelsen av gytebestandsmålene enda dårligere enn i 2012. Det er ingen andre kjente påvirkningsfaktorer i vassdraget enn overbeskatning. I resten av Nord-Norge har innsiget variert uten at det har vært noen tidstrend i perioden 1989-2013.

Det mest framtrekkende utviklingstrekket i 2013 var den kraftige reduksjonen i lakseinnsiget til mange elver i Sør-Trøndelag og Nordland, og særlig rundt Trondheimsfjorden. Dette medførte en betydelig reduksjon i høstbart overskudd i mange vassdrag, og i elvene i Sør-Trøndelag var det høstbare overskuddet bare i gjennomsnitt 12 % av innsiget i 2013. Innsiget og det høstbare overskuddet var imidlertid ikke redusert i Nord-Trøndelag, og i Nordland var det stor variasjon mellom bestandene. Det var altså ikke en sammenhengende strekning der innsiget var redusert. Dermed er det sannsynligvis regionale faktorer som har forårsaket tilbakegangen. Redusert innsig av mellom- og storlaks til elvene i Trondheimsfjorden i 2013 kan ikke tilskrives generelt redusert smoltproduksjon i 2010 og 2011, selv om dette kan ha medvirket i noen bestander. Det er rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt i 2011 kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av mellomlaks til Trondheimsfjorden i 2013.

Infeksjonspress fra lakselus har trolig bidratt vesentlig til redusert innsig og redusert høstbart overskudd, men med variabel styrke mellom år og regioner. Infeksjonspresset fra lakselus kan ikke være så høyt som det var i deler av landet i 2011 og 2012 om målene for forvaltningen av villaksbestandene skal nås. Vitenskapsrådet konkluderer 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 Sør-Norge (Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (Stad til Vesterålen) og Nord-Norge uten Tanavassdraget (Vesterålen til grensa mot Russland) for perioden 1989-2013 gitt som prosent av 1989-verdien (fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller). Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet. Merk at trendlinjen av modellmessige årsaker ikke beskriver reduksjonen i innsig i Vest-Norge fra 2012 til 2013.

Havøkosystemperspektiv i lakseforvaltningen

Vitenskapsrådet har utredet i hvilken grad og eventuelt hvordan havøkosystemperspektivet kan brukes i rådgivingen for lakseforvaltningen. Det ble vurdert om det finnes kunnskap fra havøkosystemene som kan brukes som grunnlag for bedre forvaltning av villaksbestandene, og særlig om slik kunnskap kan brukes som grunnlag for prognoser for lakseinnsig.

Forutsetninger for å ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene i forvaltningen av villaks er at det finnes 1) kunnskap om hvordan laksens vekst eller overlevelse, eller lakseinnsigets størrelse, påvirkes av biologiske eller andre miljømessige forhold i havet, 2) kunnskap om hvilke havområder laksen bruker under hele sjøvandringen for å kunne knytte økosystemkunnskap til leveområde, og 3) relevante overvåkingsdata fra havøkosystemene med tilstrekkelig romlig og tidsmessig oppløsning til at de kan brukes i prognoseverktøy eller modeller for å analysere hvilke faktorer som påvirker oppvekstforholdene for laks. Om disse forutsetningene er oppfylt ble vurdert ut fra tilgjengelig litteratur, informasjon om internasjonal rådgiving for forvaltning av marine fiskebestander i ICES (det internasjonale havforskningsrådet), samt informasjon fra et seminar med sentrale forskere fra Havforskningsinstituttet.

Vitenskapsrådet konkluderte med at det er ønskelig, men ikke mulig i dag, å ta i bruk havøkosystemperspektivet eller data fra marin overvåking i aktiv forvaltning av laks fordi viktige forutsetninger ikke er oppfylt. Det mangler grunnleggende kunnskap om sammenhenger mellom biologiske og fysiske miljøforhold i havet og laksens vekst og overlevelse, kunnskapen om hvilke havområder laks fra ulike regioner bruker er for dårlig, og vi er ikke kjent med storskala endringer i havmiljøet som per i dag kan forklare endringer i marin vekst og overlevelse hos laks. Det drives en betydelig overvåking både nasjonalt og internasjonalt i de relevante havområdene, og det finnes relevante data og indekser for primærproduksjon, plankton, fisk og oseanografiske forhold i de viktigste havområdene, men vi mangler kunnskap om hvordan disse biologiske og fysiske faktorene påvirker laksens vekst og overlevelse. På samme måte som for marine fiskebestander, gjenstår et betydelig utviklingsarbeid før økosystemperspektivet kan tas i aktiv bruk i rådgivingen til lakseforvaltningen. Til tross for dette kan informasjon om storskala endringer i biologiske (som primærproduksjon, plankton og fisk) og fysiske miljøforhold (som temperatur) i havområdene være nyttige som grunnlag for kvalitative vurderinger av beite- og oppvekstforhold for laks.

Bruk av lokal økologisk kunnskap i forskning og forvaltning av laks

Det er økende oppmerksomhet på den verdifulle rollen som lokal/tradisjonell kunnskap kan ha innenfor forvaltningen av naturressurser, noe som er tydeliggjort gjennom internasjonale og nasjonale bestemmelser som legger opp til at slik kunnskap må tillegges vekt innen naturforvaltningen. I Norge er dette forankret i Naturmangfoldloven og Lakse- og innlandsfiskloven. Tradisjonell kunnskap defineres av Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi (NENT) som “...et kumulativt sett av kunnskaper, ferdigheter, praksis og fremstillinger som er opprettholdt og utviklet av folk med lang erfaring i samhandling med naturen.” Innhenting av lokal/tradisjonell kunnskap har vært vanlig i norsk lakseforskning og -forvaltning, og brukes i økende grad innenfor dagens kunnskaps- og målbaserte lakseforvaltning. Dette er en praksis som etter vitenskapsrådets vurdering bør fortsettes og utvides. Både forvaltning og forskning kan ha stor nytte av å inkludere lokal kunnskap. Etter vitenskapsrådets vurdering er det tre viktige innfallsporter av slik kunnskap inn i lakseforvaltningen. Den ene er gjennom lakseforskningen, der lokal kunnskap er én blant flere kilder til observasjoner/data og erfaringer som kan brukes som kunnskapsgrunnlag. Den andre er gjennom større kartlegginger med samfunnsvitenskapelige metoder, som er særlig aktuelt der problemstillingene er spesielt komplekse og/eller konfliktfylte og i sterk grad berører folks bruk av ressursen. Den tredje er gjennom involvering i forvaltningsprosesser, for eksempel ved utarbeidelse av fiskeforskrifter, gjennom å opprette forum for dialog, eller ved å gjennomføre dialogseminarer. Det er allerede en betydelig grad av involvering i mange av lakseforvaltningens prosesser.

Forslag til nettverk av kilenotstasjoner langs norskekysten for å overvåke lakseinnsiget

Et forslag til nettverk av kilenotstasjoner langs kysten er utarbeidet, som kan brukes til å overvåke lakseinnsiget, og ut fra det justere beskatningen underveis i fiskesesongen i elv og sjø. I dag gjennomføres en midtsesongevaluering der elvefangster tidlig i sesongen vurderes mot sannsynligheten for at gytebestandsmålene vil bli nådd. Begrensinger i elvefisket for resten av sesongen gjennomføres hvis det er sannsynlig at målene ikke blir nådd. Ved å etablere et nettverk av kilenotstasjoner kan vi få en tidlig antydning på lakseinnsigets størrelse for å styrke midtsesongevalueringen.

Vitenskapsrådet foreslår å etablere ti kyststasjoner i ytre strøk som dekker innvandring av laks til store områder, samt kilenotstasjoner ytterst i åtte fjorder, som alle har mange og store laksebestander (fjordene i Indre Rogaland, Sunnmørsfjordene, Trondheimsfjorden, Namsfjorden, Malangen, Altafjorden, Porsangerfjorden og Tanafjorden). Bestandene i disse fjordene utgjør 53 % av det totale gytebestandsmålet i norske elver. For å fange alle størrelsesgrupper laks bør kilenøter med mindre maskevidder enn i ordinært fiske benyttes. Fangsten må foregå delvis utenfor sesong (20. mai - 30. juni) og på en del lokaliteter der det ikke er ordinært fiske, slik at overvåkingen må baseres på innleid arbeidskraft. Bruk av kilenøter er en skånsom fangstmetode som er egnet for registrering av fisk som skal settes ut igjen, men en viss dødelighet av fisk må påregnes. Det bør opprettes et automatisert rapporteringssystem som gir enkel oppsummering og framstilling av fangstdata. Foreløpig oppsummering bør foreligge midt i juni, og endelig oppsummering i løpet av første uka i juli.

En egnet overvåking av rømt oppdrettslaks i sjøen overlapper i liten grad med kilenotstasjoner som etableres for en midtsesongevaluering. Overvåking av rømt oppdrettslaks for å få et tidlig varsel om eventuelt hvor mye oppdrettslaks som er på vei opp i elvene bør foregå i fjordene nær elvene, fortrinnsvis i august og september. Der det foregår ordinært kilenotfiske, kan utvalgte fiskere lønnes for å ta skjellprøver av all laks de fanger. En utvidelse av overvåkingen kan foregå ved å leie fiskere til å fiske i områder og perioder der det ikke foregår ordinært fiske. Prøvetaking ved kilenotsasjoner kan også inkludere overvåking av lakselus, andre infeksjoner, tungmetaller og andre miljøgifter. Genetiske prøver kan brukes til å kartlegge innvandringsruter

og hvilke bestander som inngår i fangstene. Ved å merke laks ved et utvalg stasjoner kan størrelse på lakseinnslaget og beskatningsrater estimeres for regioner eller enkeltvassdrag.

Effekt av kvoter, rettet fiske og gjenutsetting på bestandssammensetning

Hvordan kvoter, rettet fiske og gjenutsetting kan påvirke graden av selektivt fiske, og hvordan dette kan virke på laksebestander, er vurdert ved analyser av fangststatistikk og gjennomgang av publisert litteratur. På landsbasis var gjenutsatt laks i gjennomsnitt 21 % (0,75 kg) større enn avlivet laks i 2009-2013. Vassdrag var tydelig segregert i enten en tydelig positiv eller negativ størrelsesforskjell mellom gjenutsatt og avlivet laks. Gjenutsatt laks var mer enn 20 % større enn avlivet laks i 22-38 % av elvene og mer enn 20 % mindre enn avlivet laks i 25-37 % av elvene. Gjenutsatt laks var i hovedsak større enn avlivet laks i elver med utsetningspålegg. I vassdrag med åpen regulering eller kun kvoter var det generelt små og ikke entydige størrelsesforskjeller mellom avlivet og gjenutsatt laks. I vassdrag med døgnkvote var imidlertid gjenutsatt laks gjennomsnittlig noe mindre enn avlivet laks, mens i vassdrag med kun sesongkvote var gjenutsatt laks større.

Vassdrag med åpne reguleringer og vassdrag med kvoter var de som hadde minst grad av gjenutsetting. Type kvote var imidlertid av betydning. Døgnkvoter syntes i liten grad å stimulere til økt gjenutsetting, mens sesongkvoter i større grad syntes å stimulere til gjenutsetting (enten sesongkvoter alene eller sammen med døgnkvoter). Strenge døgnkvoter medførte imidlertid høyere gjenutsettingsgrad enn høye døgnkvoter. Påbudt utsetting av enkelte grupper laks var det som i størst grad økte andelen gjenutsatt laks.

Dødelighet etter gjenutsetting er generelt lav (0-8 %) ved vanntemperaturer opp til ca 18 °C hvis laksen håndteres forsiktig. Eksisterende kunnskap tyder ikke på at fiskens størrelse eller kjønn i stor grad påvirker dødeligheten, og dødelighet etter gjenutsetting anses ikke som en faktor som betydelig bidrar til økt grad av selektivt fiske.

Selektivt fiske kan medføre evolusjonære endringer, men det finnes ikke tydelige data som viser at det har skjedd genetiske endringer i laksebestander som følge av fiske. Temaet er dårlig undersøkt. Endret kjønnssammensetning ved å gjenutsette hunner og avlive hanner, kan teoretisk sett medføre redusert konkurranse blant hanner på gyteplassene, og dermed til at normalt konkurransesvake hanner får anledning til å gyte. Hvis store hunner fredes for å nå gytebestandsmålet med et færre antall fisk enn om gytebestanden bestod av flere små hunner, så medfører det over tid at effektiv bestandsstørrelse og genetisk variasjon reduseres. Det er først og fremst i bestander med få gytefisk at det er fare for en slik negativ effekt.

Laksefisket bør reguleres slik at det i minst mulig grad er selektivt på størrelse, kjønn og tid i sesongen for tilbakevandring. Analysene viste at det er stor variasjon mellom vassdrag i hvilken grad og hvilken retning gjenutsetting bidrar til et selektivt fiske. For noen vassdrag kan kjønns- og størrelsesseleksjonen være så skjev at det kan være grunnlag for å anbefale endringer i beskatningsmønsteret. For de fleste vassdrag er imidlertid den positive effekten av reguleringer per i dag trolig større enn de mulig negative effektene av selektivt fiske som reguleringene medfører. Vitenskapsrådet anbefaler at vurdering av graden av selektivt fiske inkluderes i den vassdragsvise gjennomgangen fra neste år, slik at enkeltvassdrag med en stor risiko for uheldig skjevhet i beskatningen kan identifiseres og råd om beskatning kan gis i henhold til dette.

VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

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

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

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

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

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. Torgeir B. Havn (NINA) bidro til oppsummering av dødelighet etter gjenutsetting i årets rapport (kap. 13). Hogne Øian (NINA) leste og ga innspill til kapittel 12 og Jørn Thomassen (NINA) bidro med innspill om dialogprosesser til samme kapittel. Yennie Bredin (NINA) hjalp med teknisk oppsett av vedleggsrapport (Anon. 2014). Vitenskapsrådet takker alle som har bidratt med informasjon om beskatningsnivå i de enkelte elvene, og spesielt de som gjennomfører gytefisktellinger eller drifter ulike telleordninger. Slik informasjon er avgjørende for at vitenskapsrådets vurderinger skal bli så gode som mulig.

Vitenskapsrådet 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 2014 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. 57 internasjonale publikasjoner og 86 tekniske rapporter.



Bjørn T. Barlaup, Dr. scient.

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

e-post: bjorn.barlaup@uni.no

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

Har også jobbet med: Uttak av rømt oppdrettslaks og relikts laks. 28 internasjonale publikasjoner og > 120 tekniske rapporter.



Bengt Finstad, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: bengt.finstad@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Økofysiologi, akvakultur, smoltproduksjon/utsettinger av fisk, forurensninger og menneskeskapt påvirkninger, laksefisk i sjøen, fiskeparasitter, biotelemetri. Arbeid både i felt og på laboratoriet sammen med nasjonale og internasjonale samarbeidspartnere innen forskning, forvaltning og industri.

94 internasjonale publikasjoner, 4 bokkapitler og > 140 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler. Delredaktør i journalen Aquaculture Environment Interactions.



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. 50 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. Referanseeksperter 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, sjørøret 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. 95 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 ferskvannsfisk, og med et vidt spekter av tilnæringer (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. 18 internasjonale publikasjoner og 23 tekniske rapporter.

1 INNLEDNING

1.1 Formål med rapporten

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

1. Gjøre rede for utvikling i fangst, innsig og marin overlevelse av laks.
2. Gjøre rede for status for laksebestandene ut fra oppnåelse av gytebestandsmål, forvaltningsmål og høstbart overskudd.
3. Rangere og vurdere utvikling av trusselfaktorer mot laks.
4. Vurdere forekomst av rømt oppdrettslaks.
5. Vurdere trusselen fra parasitten *Gyrodactylus salaris*.
6. Vurdere i hvilken grad og eventuelt hvordan havøkosystemperspektivet kan brukes i rådgivingen for lakseforvaltningen.
7. Vurdere hvordan lokal og tradisjonell økologisk kunnskap brukes og kan brukes i lakseforvaltningen.
8. Utarbeide et forslag til nettverk av kilenotstasjoner som kan benyttes til å overvåke lakseinnsiget.
9. Vurdere hvilken effekt bruk av kvoter, rettet fiske og gjenutsetting kan ha på bestandssammensetningen av laks.

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 187 laksebestander basert på situasjonen i 2010-2013. Vurderinger av bestandsstatus for de ulike vassdragene er gitt i en egen vedleggsrapport (Anon. 2014).

1.2 Premisser for arbeidet

Råd, analyser og vurderinger i rapporten er i samsvar med mandat fra Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå Miljødirektoratet), 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 føre-var tilnærmingen er det viktig å skille mellom fiskeri som foregår på enkeltbestander og fiskeri som foregår på flere bestander samtidig.

NASCO definerer fiske på blandede bestander (mixed stock fisheries) som et fiske som i betydelig grad beskatter laks fra to eller flere elver. Et flerbestandsfiske kan innebære beskatning av bestander som har ulik bestandsstatus, der for eksempel noen av de beskattede bestandene kan finne seg godt over bevaringsgrensen, mens andre kan finne seg under. I NASCO (2009) er det presisert at det også skal vurderes om fiske i store vassdrag eller deres estuarier skal betraktes som et fiske på blandede bestander. I denne rapporten 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 føre-var tilnærming, som Norge har sluttet seg til, gis det en klar føring om at forvaltningen skal definere bestandsvise referansepunkt som man sammenholder med bestandsstatus i de ulike vassdragene. Viktig i denne sammenhengen er laksebestandens bevaringsgrense (conservation limit), som er det minimale antallet gytefisk som behøves for å gi maksimal bærekraftig avkastning. For å sikre at bestandene holdes over dette nivået, skal man definere forvaltningsmål (management targets), definert av NASCO som “det bestandsnivået forvaltningen sikter mot for å være sikker på at bestanden er over bevaringsgrensen”. Forvaltningsmålet betegner nivået for den gytebestandsstørrelsen som sikrer bestandens langsiktige levedyktighet (det vil si bevaringsgrensen pluss en sikkerhetsmargin, NASCO 1998). Forvaltningsmålet for en bestand er definert som nådd når det i gjennomsnitt over en måleperiode på fire år er minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet er nådd.

Fastsetting av gytebestandsmål og andre referansepunkter for gytebestanden bygger på en antagelse om at antallet rekrutter (R) i en fiskebestand 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 miljøvernnavdelinger, 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 av 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 bestandsvise vurderingene av oppnåelse av gytebestandsmål i vedleggsrapporten, er det angitt hvilke av de vurderte vassdragene som er et nasjonale laksevassdrag (Anon. 2013b).

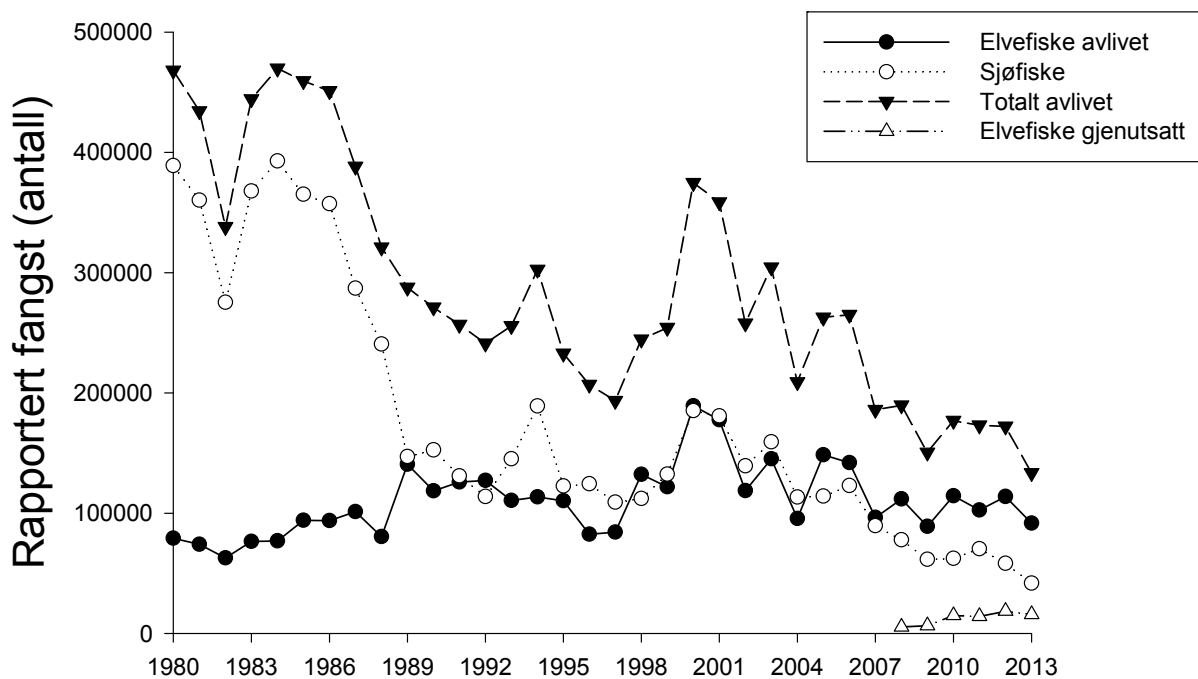
1.2.5 Datagrunnlag

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.

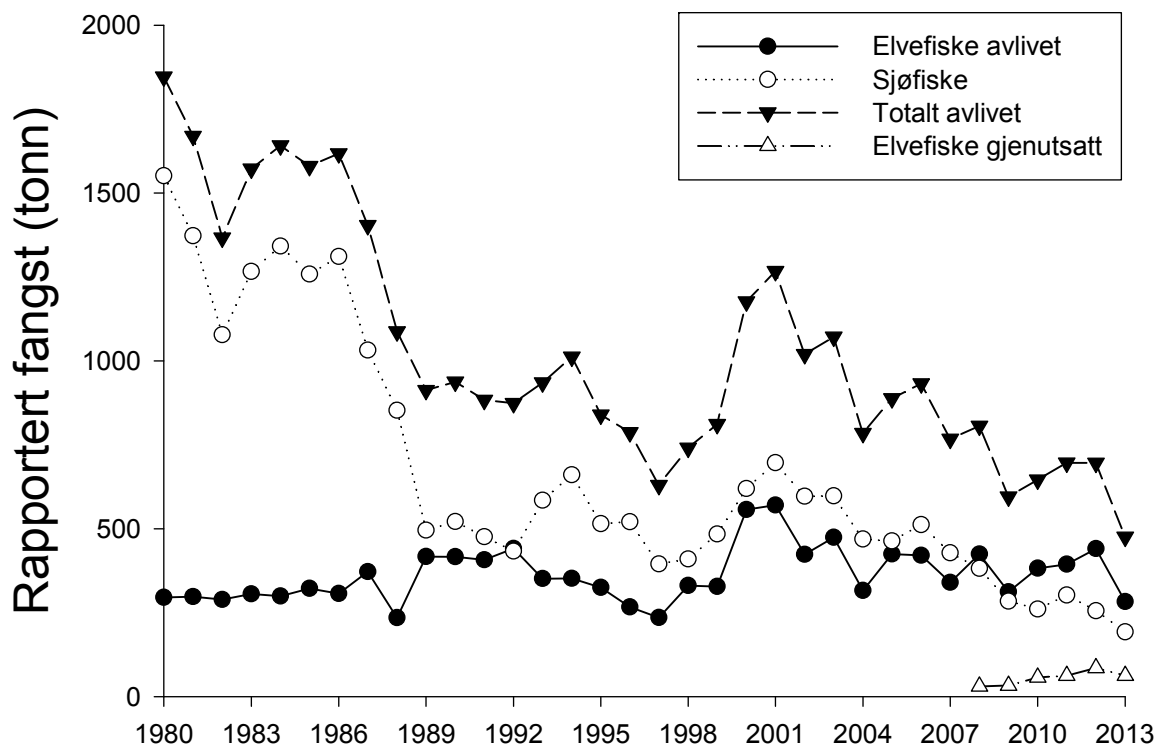
2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2013

2.1 Fangst

I 2013 ble det rapportert fanget og avlivet 133 690 laks i Norge (**figur 2.1**) som veide til sammen ca. 475 tonn (**figur 2.2**). Dette er en betydelig reduksjon både i antall og vekt sammenlignet med året før (tallene for 2012 var 172 000 laks og 696 tonn). I tillegg ble det innrapportert at 15 953 laks ble fanget og sluppet ut igjen (antallsmessig 12 % av totalfangsten). Anslått vekt på de som ble sluppet ut igjen var 62 tonn (ca. 13 % av totalfangst på vektbasis), slik at summen av avlivet og gjenutsatt laks var 537 tonn. Gjenutsatt fangst er trolig fortsatt noe underrapportert sammenlignet med avlivet fisk, men statistikken var trolig bedre i 2012 og 2013 enn tidligere fordi rapporteringsrutinene har kommet på plass i noen større vassdrag hvor statistikken for gjenutsatt laks tidligere var mangelfull.



Figur 2.1. Rapportert fangst (antall) av laks i Norge i perioden 1980-2013 (romt oppdrettslaks er inkludert). Gjenutsatt laks er vist i figuren, men ikke inkludert i totalen siden gjenutsatt laks kan bli fanget flere ganger.



Figur 2.2. Rapportert fangst (tonn) av laks i Norge i perioden 1980-2013 (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 Innsig av laks til hele landet (prefishery abundance, PFA)

2.2.1 Metoder

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

For å teste for tidstrender i materialet ble det først testet for temporære autokorrelasjoner i de estimerte innsigene (medianverdiene). Det generelle mønsteret for alle regioner og alle størrelsesgrupper var signifikante positive partielle autokorrelasjoner (PACF) på ett års tidsforsinkelse. Dette innebærer at innsiget i år $t+1$ er korrelert med innsiget i år t . Bare i noen få av analysene ble det funnet signifikante autokorrelasjoner mellom år som lå lengre fra hverandre. Disse *kan* være knyttet til generasjonstider, men siden det ikke ble funnet noe konsistent mønster kan de like gjerne være tilfeldige. Med utgangspunkt i dette mønsteret for autokorrelasjoner ble ulike ARIMA modeller testet. ARIMA (Auto-Regressive Integrated Moving Average) er et analyseverktøy for tidsserieanalyser (Box & Jenkins 1976), som både kan innholde en autoregressiv term (AR), en integreringsterm (I) og en bevegelig gjennomsnittsterm (MA) av ulike ordener som angis som: (p, d, q). Sammenligning av ulike ARIMA modeller (ut fra residualplott og AIC (Akaikes informasjonskriterium – et mål på hvor godt en statistisk modell beskriver de data den bygger på) viste at en ARIMA (1,0,0) modell, som er en såkalt første ordens

autoregressiv modell, ga den beste beskrivelsen av datasettene. Generelt ga det ingen forbedring å inkludere et MA-ledd (bevegelig gjennomsnitt). Alle datasettene ble derfor analysert med ARIMA (1,0,0) modeller (i IBM SPSS Statistics 21), hvor det også ble testet om de estimerte modellparametrene (konstant og årstall) var signifikant forskjellig fra null. For å unngå et betydelig modelleringsarbeid, ble alle analysene gjennomført med én verdi for hvert år, som var medianverdiene fra simuleringene. Det framstår imidlertid som usannsynlig at analyser basert på alle de simulerte verdiene (1000 innsig per år) i gjennomsnitt ville ha gitt avvik i trender av betydning for hovedkonklusjonene.

Vi har analysert innsiget både for perioden 1983-2013 og for perioden 1989-2013. Startåret 1983 er valgt fordi fangstene konsekvent er delt inn i vektklasser fra og med dette året. Startåret 1989 for den siste perioden ble valgt fordi drivgarnsfisket i sjøen ble stoppet dette året, og det kan innvendes at en laks fanget med drivgarn ikke nødvendigvis hørte hjemme i det området den ble fanget. Drivgarnsfisket beskattet også trolig laks fra andre land i større grad enn sjøfisket som foregår nærmere elvene. Dette kan påvirke estimatene, og vi valgte derfor også å analysere perioden etter at drivgarnsfisket opphørte siden estimatene i denne delen av tidsserien i mindre grad vil påvirkes av disse usikkerhetene. I perioden 1983 til 1993 ble det bare skilt mellom laks mindre og større enn 3 kg. Fra 1993 ble laksefangstene inndelt i tre grupper, det vil si < 3 kg (smålags), 3-7 kg (mellomlags) og over 7 kg (storlags). Innsig av mellom- og storlags hver for seg er derfor bare estimert for perioden 1993 til 2013.

2.2.2 Resultater

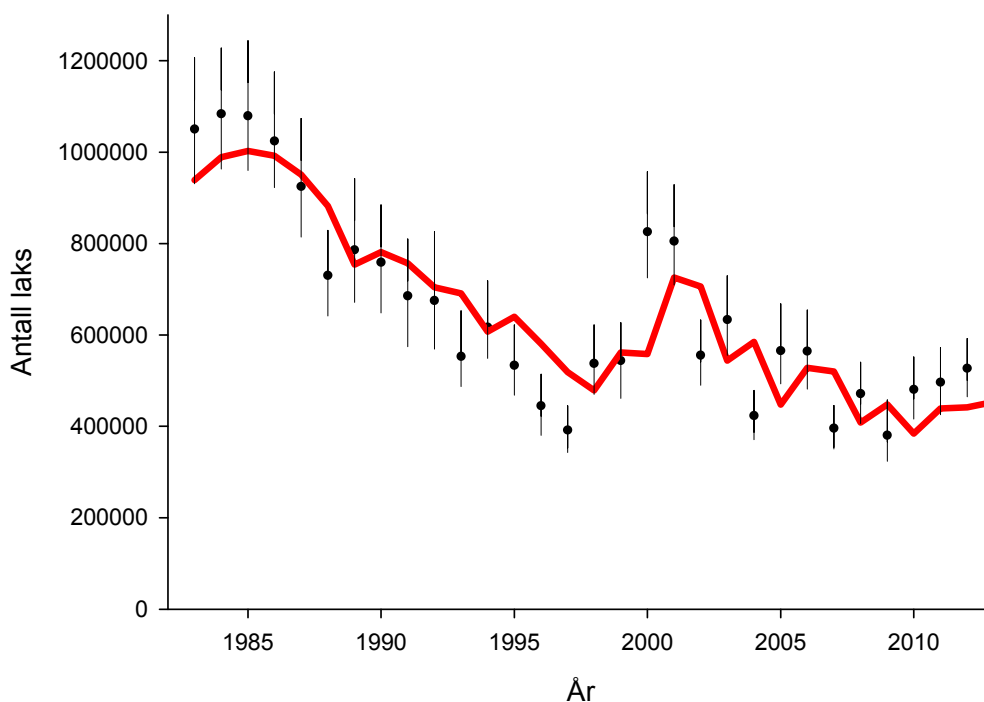
Etter noen år med relativt høye estimater for totalinnsiget av laks til Norge rundt årtusenskiftet, har estimatene de siste årene vært lavere. Estimater for 2013 på rundt 410 000 villaks til Norge samlet før fisket tok til var lavere enn nivået i årene 2004-2012 (i gjennomsnitt 478 000 laks) (**figur 2.3**), og var det tredje laveste siden 2006. For perioden 1983-2013 har det vært en signifikant negativ trend i innsiget (**tabell 2.1**), og innsiget er redusert med 55 % fra de første fire til de siste fire årene i perioden. Reduksjonen er mindre, og marginalt ikke-signifikant ($p=0,051$) for perioden 1989-2013 (34 % reduksjon fra første fire til siste 4 år i denne perioden). Disse nasjonale trendene var de samme som ved forrige vurdering (innsig fram til 2012, Anon. 2013).

Med unntak av en økning rundt årtusenskiftet (spesielt 2000 og 2001) har innsiget av smålags til Norge avtatt relativt jevnt fra de høyeste nivåene i tidsseriene på midten av 1980-tallet (**figur 2.4**). Det er som ved tidligere vurderinger (Anon. 2012b) signifikant negative tidstrender i innsiget av smålags for hele perioden 1983 til 2013, og for perioden 1989 (da drivgarnsfiske ble forbudt) til 2013 (**tabell 2.1**). Reduksjonen av innsiget av smålags fra de fire første til de fire siste årene i periodene har vært på 66 % fra 1983 og 53 % fra 1989. Fordi en større andel av laks mindre enn 3 kg har vært mer enn ett år i sjøen i de senere år (se **kapittel 3**), er reduksjonen i innsig av ensjøvinterlags større enn disse analysene tilsier.

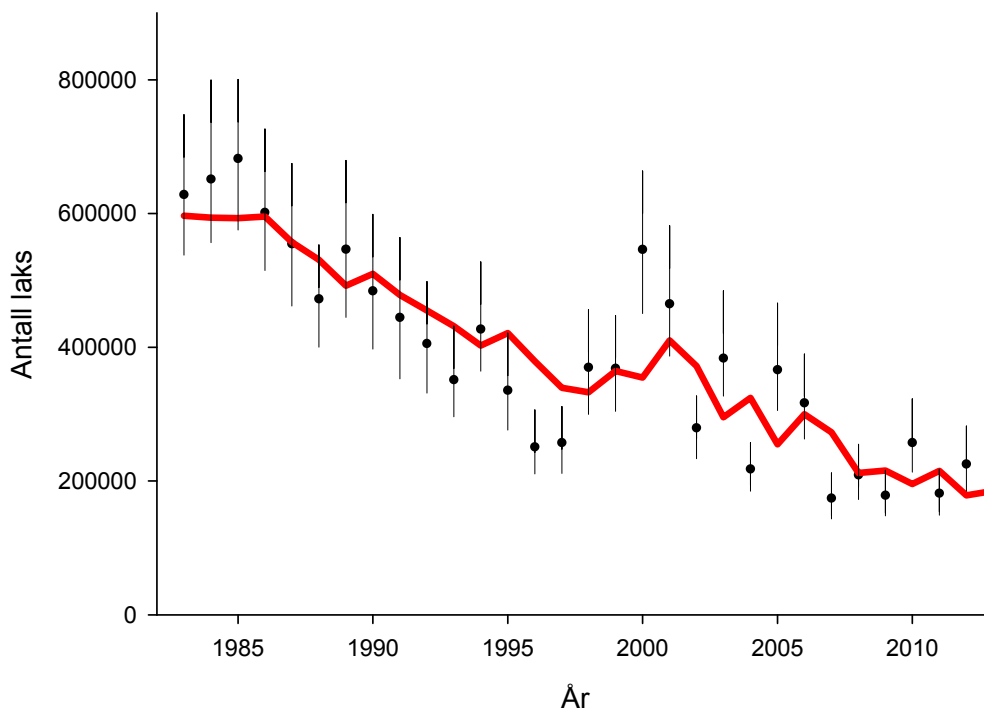
Innsiget av mellomlags (**figur 2.5**) og storlags (**figur 2.6**) har ikke vist samme nedadgående trend som smålaksen (etter 1993, da fangststatistikken ble delt inn i tre størrelsesgrupper). For mellomlags var det en markant økning i estimert innsig i 2011, og også et stort innsig i 2012, og disse to årene var innsiget av mellomlags på nivå med innsiget rundt årtusenskiftet, og blant de høyeste i tidsserien. Økningen disse to årene var begrenset til regionene Sør- og Vest-Norge. I 2013 var det imidlertid en kraftig reduksjon i innsiget av mellomlags igjen. Innsiget av storlags har med unntak av tre år med lave innsig på slutten av 1990-tallet ikke vist noen klar tidstrend, og har variert mellom ca. 50 000 og 100 000 fisk i perioden 1993-2013. Innsiget i 2012 (101 000 storlags) var det nest største i tidsserien, mens innsiget i 2013 var vesentlig lavere, rundt 55 000. Innsiget av mellom- og storlags samlet for hele perioden 1983-2013 (**figur 2.7**) viser heller ingen signifikante tidstrender. Innsiget var imidlertid generelt større på starten av perioden (1983-86), og innsiget er redusert med 39 % fra de første

fire til de siste fire årene i tidsserien. Denne reduksjonen bidrar til den signifikante negative trenden i totalinnsig av laks til Norge i perioden 1983 til 2013.

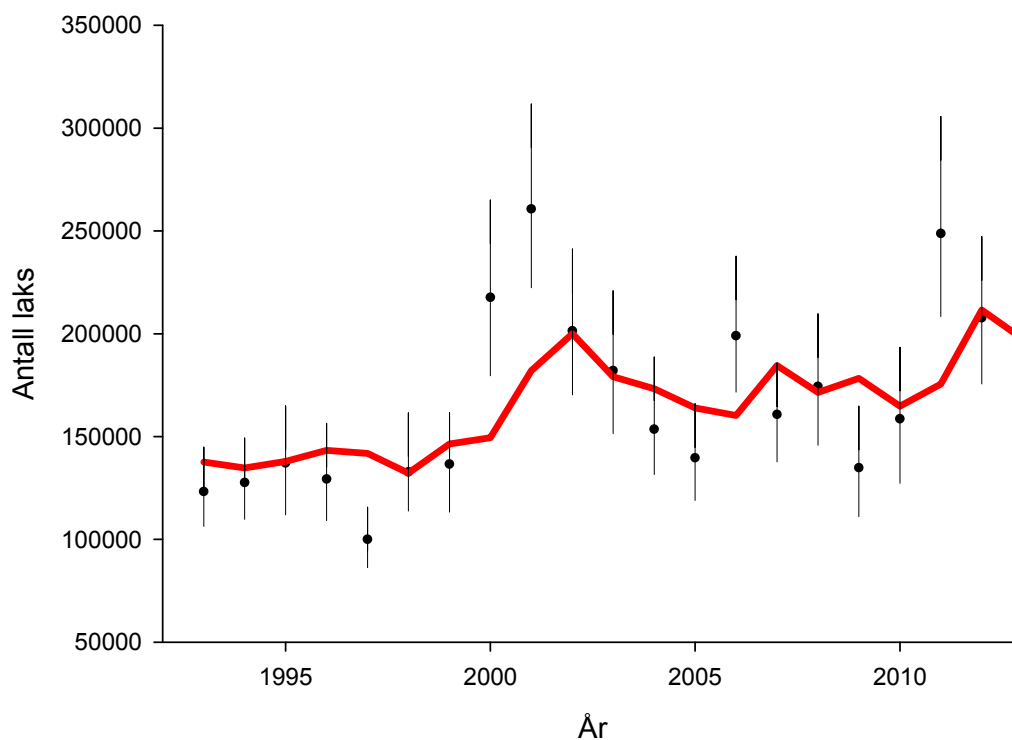
Fordelingen av innsiget av laks til Norge mellom fangster i sjøen, fangster i elv og gytebestand i vassdragene viser at sjøfiske har blitt betydelig redusert i perioden 1983-2013, mens estimatene for elvfiske og gytebestandenes størrelse har endret seg mindre (**figur 2.8**). Gytebestanden har imidlertid økt i de senere år, selv om det var en reduksjon fra 2012 til 2013 både i sjøfiske, elvfiske og gytebestand.



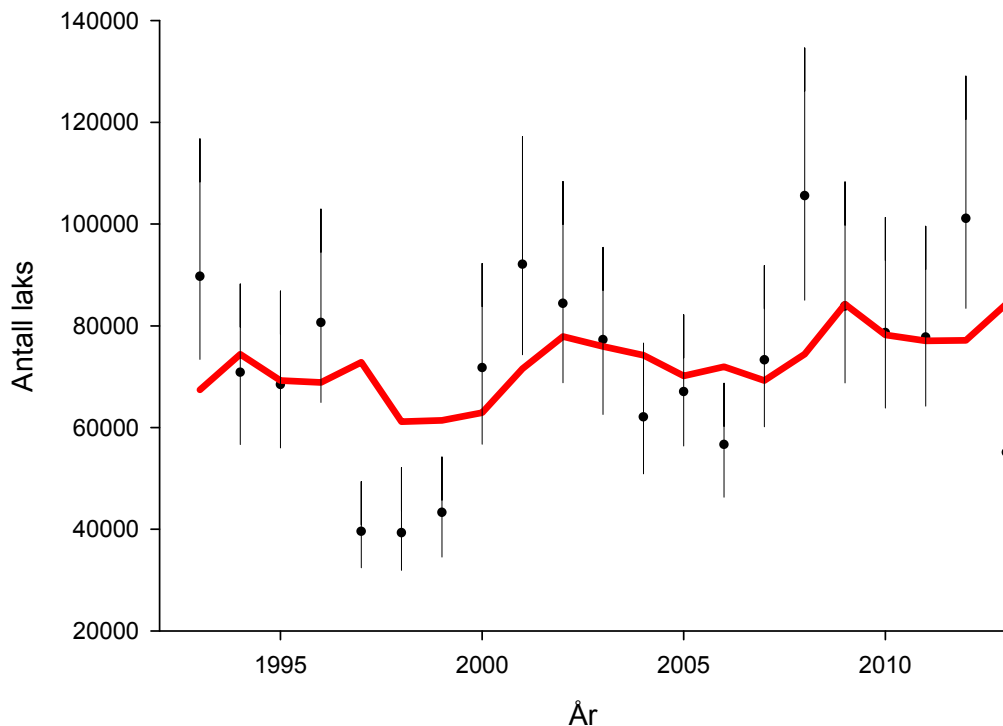
Figur 2.3. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Norge i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,76).



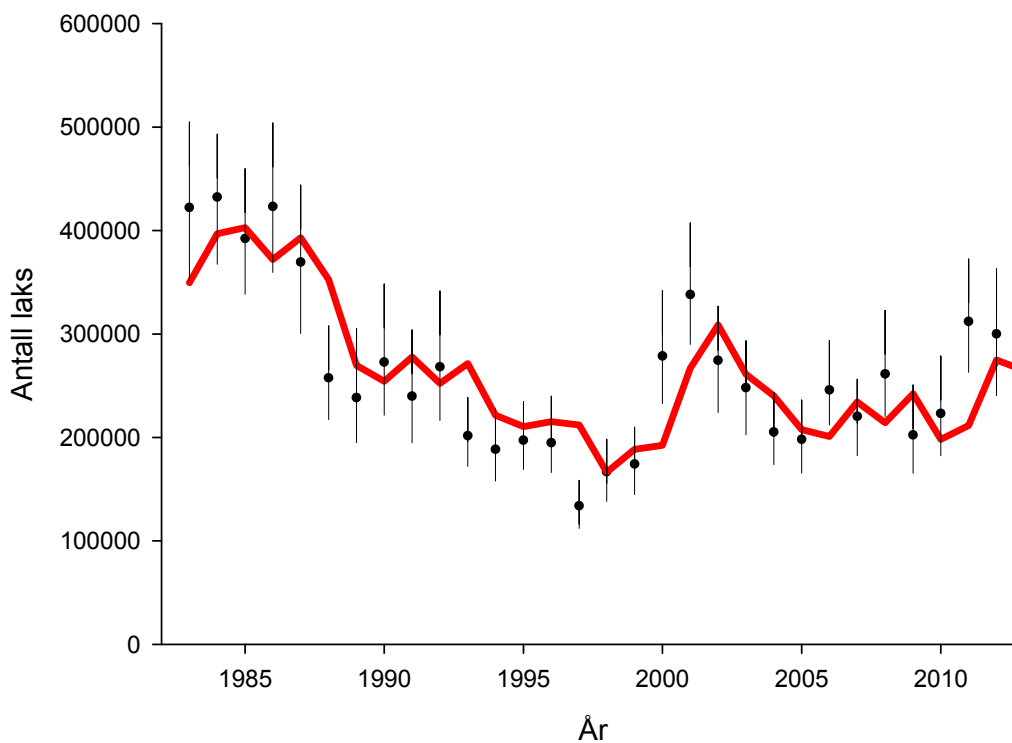
Figur 2.4. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,77).



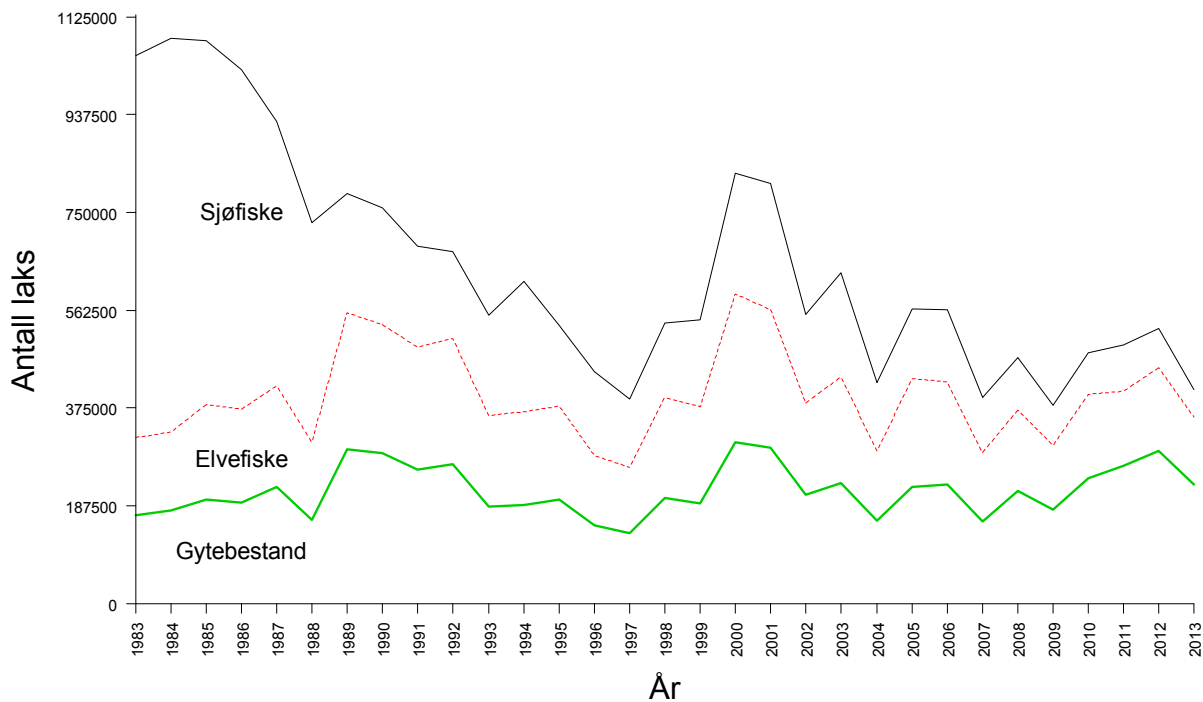
Figur 2.5. Beregnet innsig av mellomlaks (laks mellom 3 og 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,29).



Figur 2.6. Beregnet innsig av storlaks (laks > 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,13).



Figur 2.7. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,62).



Figur 2.8. 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 1983-2013. 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 2013, og for perioden etter at dringarnsfisket ble forbudt (1989-2013). 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 %
1983-2013:									
Norge	0,001	-0,090	-55	<0,001	-0,094	-66	0,07	-0,069	-38
Sør-Norge	0,11	0,043	44	0,54	0,021	21	0,09	0,047	70
Vest-Norge	0,009	-0,088	-69	<0,001	-0,089	-81	0,046	-0,078	-58
Midt-Norge	<0,001	-0,088	-59	<0,001	-0,089	-69	0,047	-0,069	-43
Nord-Norge	0,002	-0,087	-66	<0,001	-0,089	-73	0,047	-0,071	-55
Nord-Norge u/Tana	0,037	-0,076	-65	0,012	-0,080	-73	0,21	-0,052	-49
1989-2013:									
Norge	0,051	-0,024	-34	0,001	-0,075	-53	0,76	0,008	1
Sør-Norge	0,43	0,030	10	0,50	-0,027	-23	0,029	0,080	65
Vest-Norge	0,10	-0,028	-30	0,003	-0,047	-61	0,91	-0,002	7
Midt-Norge	0,012	-0,067	-47	<0,001	-0,084	-63	0,72	-0,012	-19
Nord-Norge	0,026	-0,040	-36	<0,001	-0,052	-55	0,91	-0,004	-5
Nord-Norge u/Tana	0,86	-0,002	-1	0,042	-0,017	-23	0,069	0,037	43

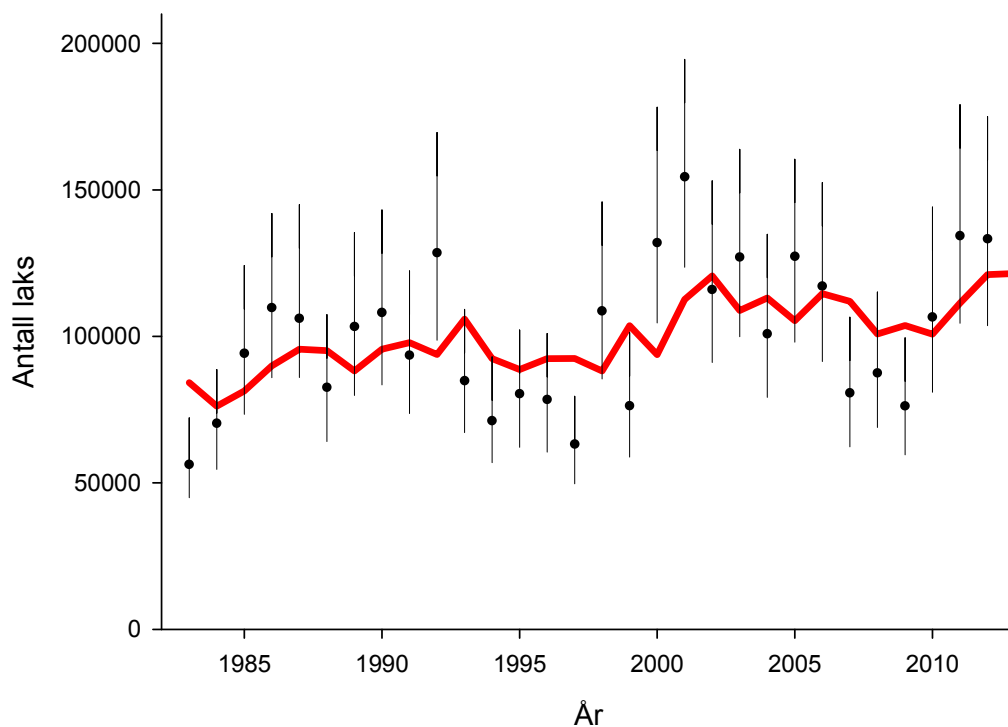
2.3 Innsig av laks til de ulike regionene (Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge)

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

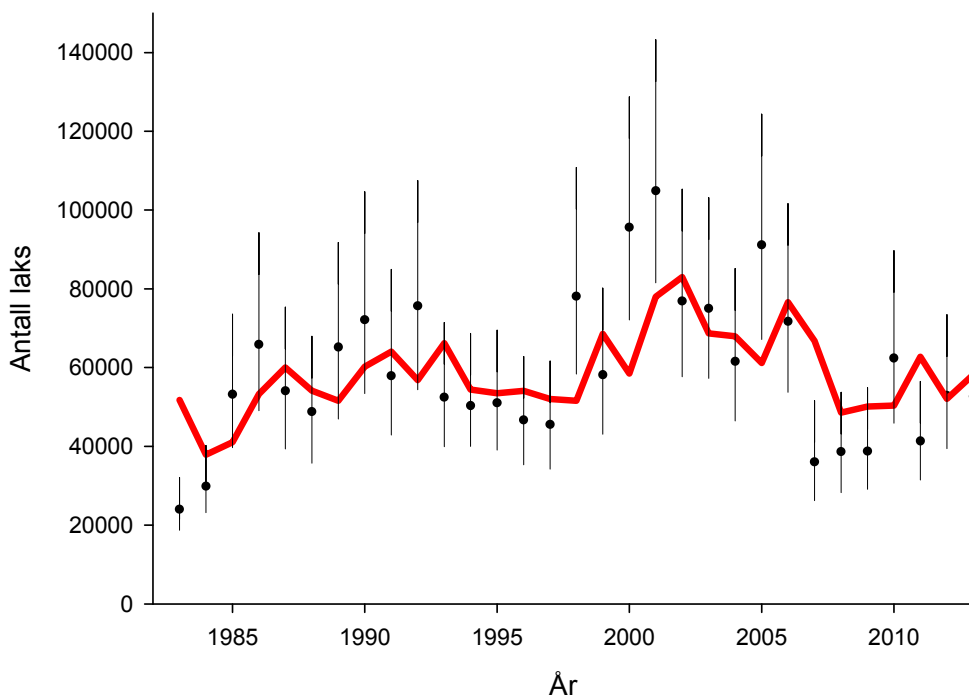
Sør-Norge

Det totale innsiget av villaks til elvene i Sør-Norge i 2013 ble estimert til ca. 102 000 individer, som er på gjennomsnittet for perioden 1983-2013 (**figur 2.9**). Det har vært en generelt økende trend, men denne er ikke statistisk signifikant ($p = 0,11$, **tabell 2.1**). Innsiget av smålaks har generelt vært lavere i perioden 2007-2013 enn i perioden etter årtusenskiftet (**figur 2.10**). Beregnet innsig av mellom- og storlaks til Sør-Norge (**figur 2.11**) viste en betydelig økning i 2011 og 2012 sammenlignet med nivået i de foregående årene, men innsiget i 2013 var tilbake på samme nivå som før denne økningen. Den tydeligste utviklingen i fordelingen av innsiget mellom

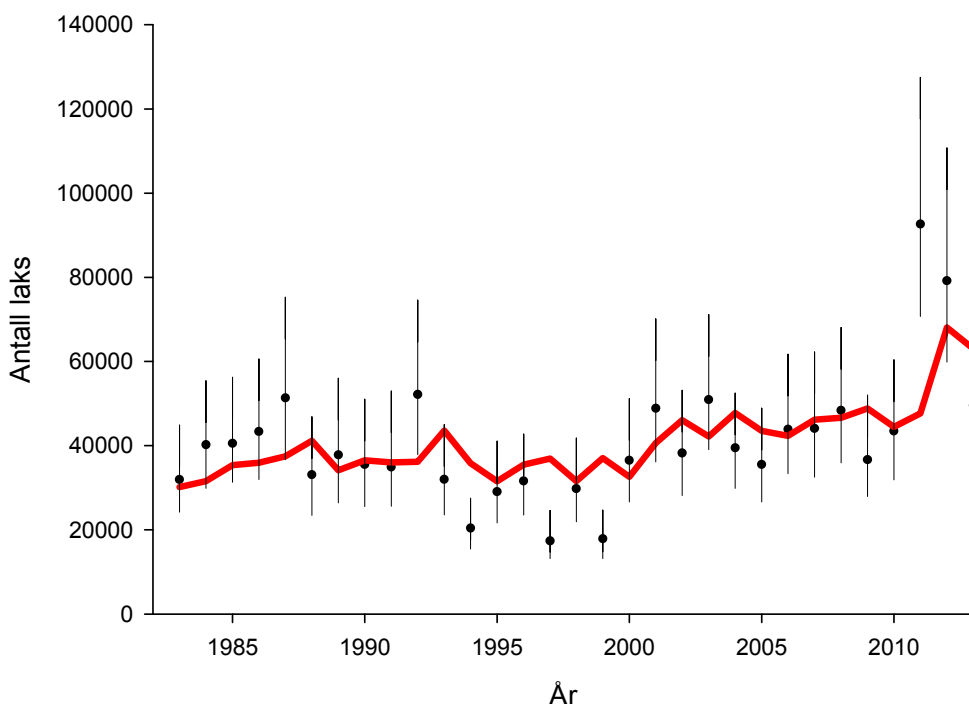
fangster i sjøen, fangster i elver og gytebestand er den markante økningen i gytebestandens størrelse i de senere år. Det var en viss nedgang i gytebestandsstørrelsen fra 2012 til 2013, men også i 2013 var gytebestanden stor sammenlignet med tidligere år i tidsserien (**figur 2.12**).



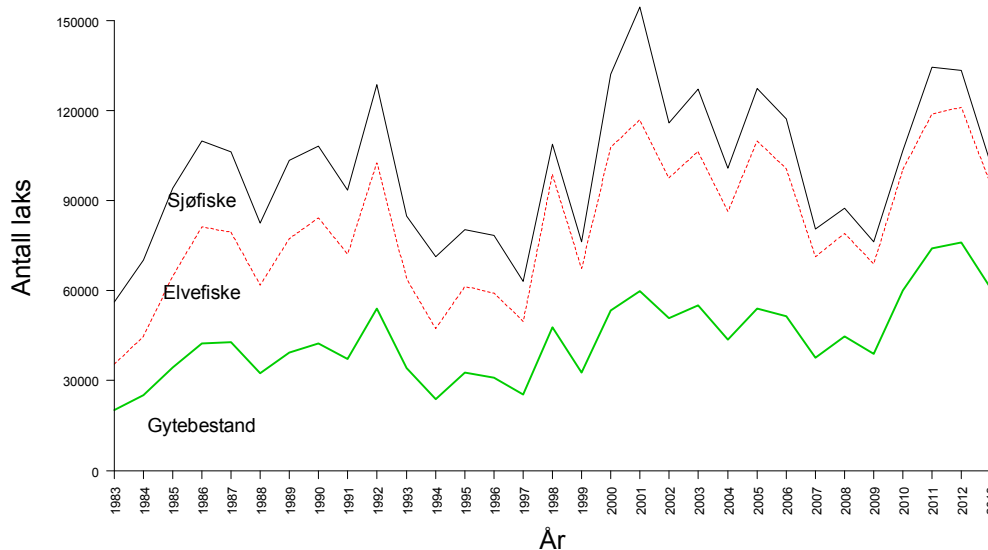
Figur 2.9. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,22).



Figur 2.10. Beregnet innsig av smålaks (*laks < 3 kg*) til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2013. 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= 0,25).



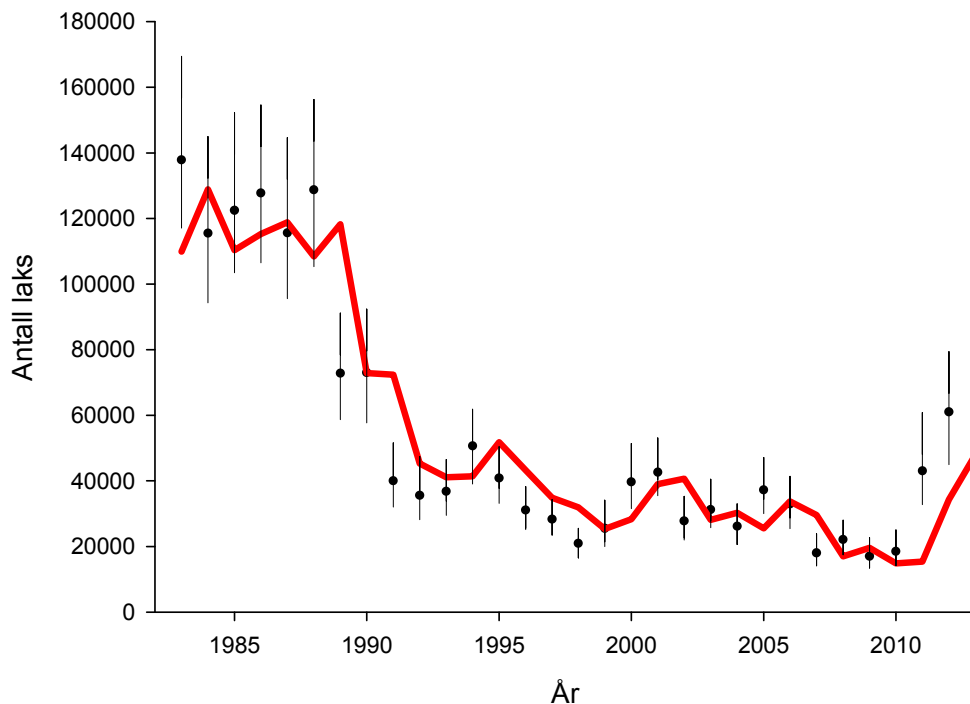
Figur 2.11. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (*laks > 3 kg*) til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,33).



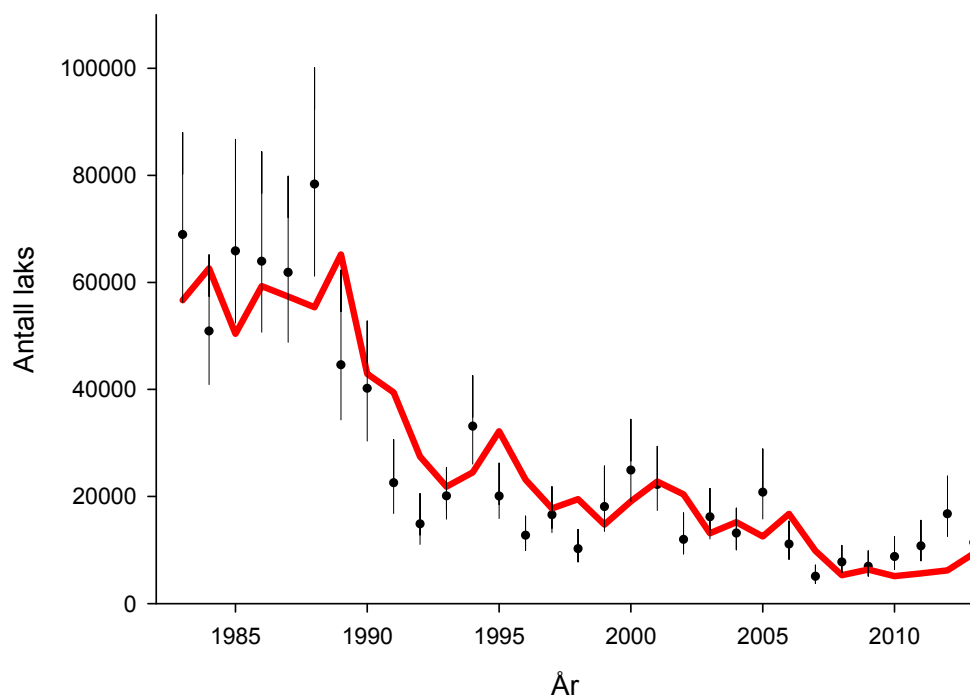
Figur 2.12. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Østfold til og med Rogaland (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2013. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnsig til Norge.

Vest-Norge

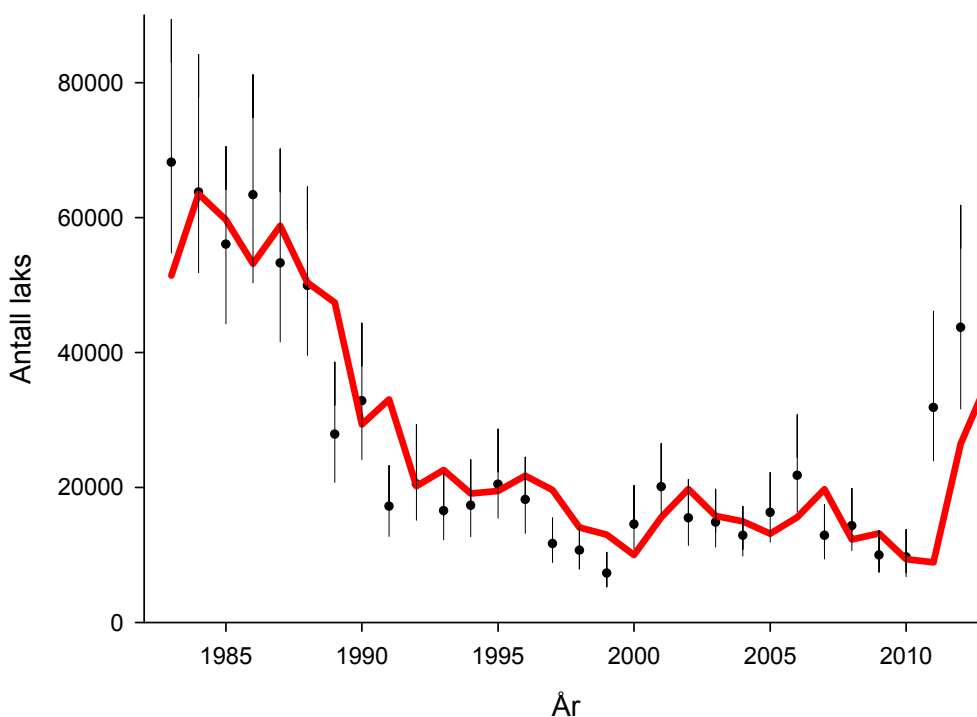
Det totale innsiget av villaks til elvene i Vest-Norge i 2013 ble estimert til knapt 32 000 individer, som er en halvering fra 2012 og på nivå med perioden 1991-2010 (**figur 2.13**). Etter mange år med signifikante negative langtidstrender i totalinnsig til denne regionen (vi har analysert alle periodene fra 1983 til 2000, 2001 osv.), er trenden når 2012 og 2013 inkluderes ikke lengre signifikant ($p = 0,10$ for perioden 1983-2012, $p = 0,09$ for perioden 1983-2013), selv om innsiget er redusert med 69 % fra de fire første til de fire siste årene i tidsserien 1983-2013 (**tabell 2.1**). Innsiget av smålaks avtok noe i 2013 sammenlignet med 2012 men var høyere enn i perioden 2006-2011. Det er fortsatt signifikant negative langtidstrender i smålaksinnsiget både for 1983-2013 og 1989-2013 (**figur 2.14, tabell 2.1**). Bedringen i totalinnsig til region Vest-Norge kommer dermed på grunn av en markant økning i innsig av mellom- og storlaks i 2011 og 2012 (**figur 2.15**). Innsiget av mellom- og storlaks i 2012 var det høyeste siden 1988. Innsiget av mellom- og storlaks i 2013 var imidlertid langt lavere, selv om det var høyere enn i perioden 1990-2010. Forholdet mellom sjøfiske, elvefiske og resulterende gytebestand har endret seg mye i Vest-Norge (**figur 2.16**). Sjøfisket ble betydelig redusert fra 1988 til 1991, og ble mer gradvis redusert i perioden etterpå til det nesten var borte i de siste tre årene. 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, mens den igjen avtok kraftig i 2013 (**figur 2.16**).



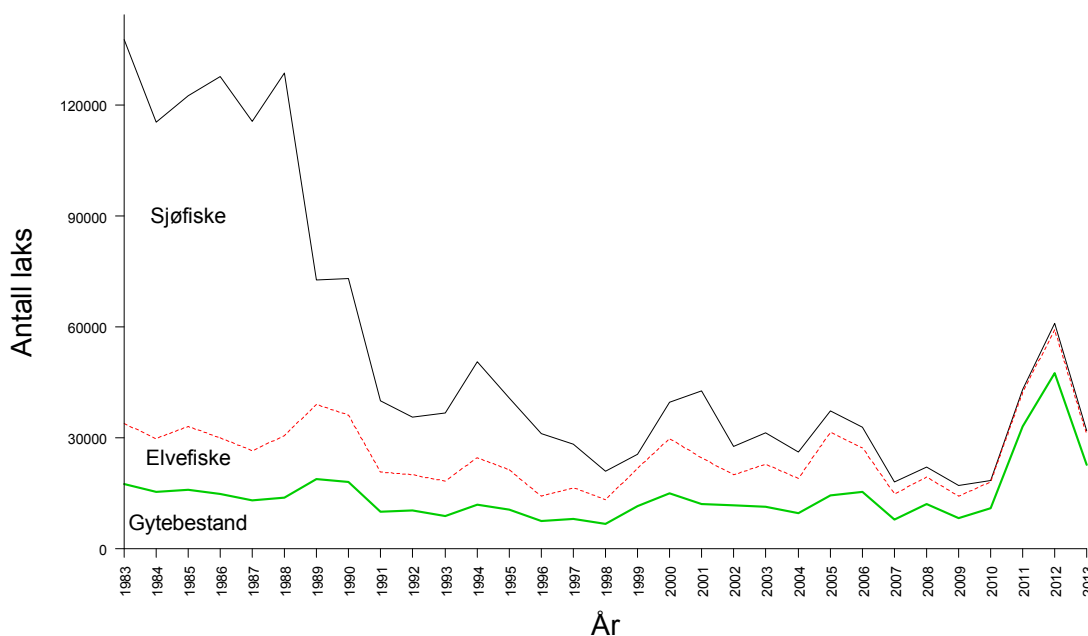
Figur 2.13. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,82).



Figur 2.14. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,79).



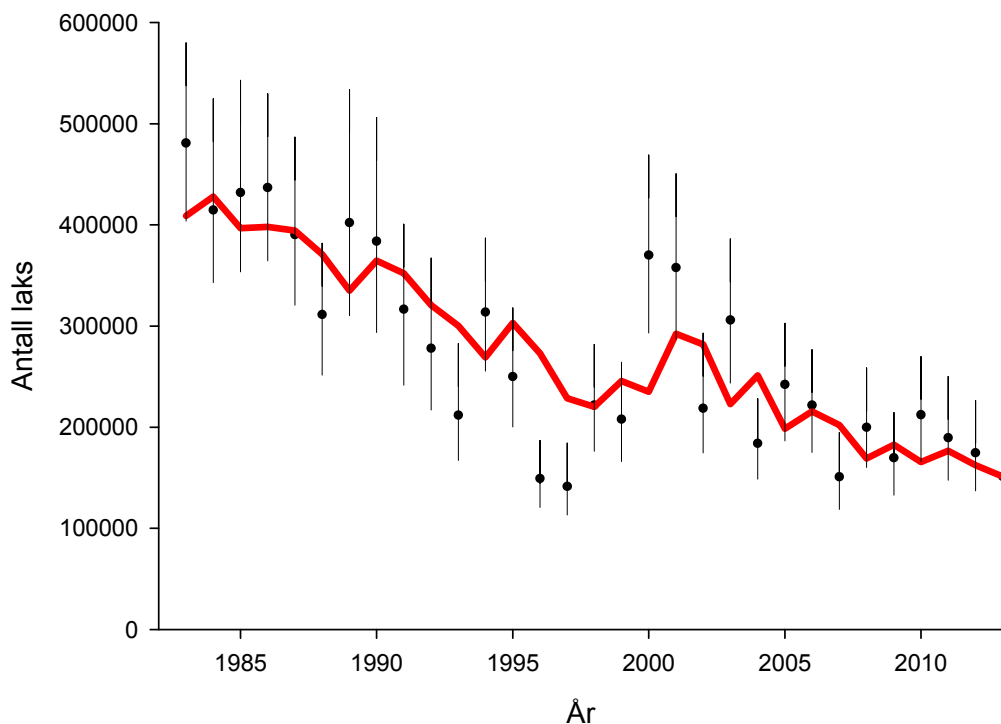
Figur 2.15. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,75).



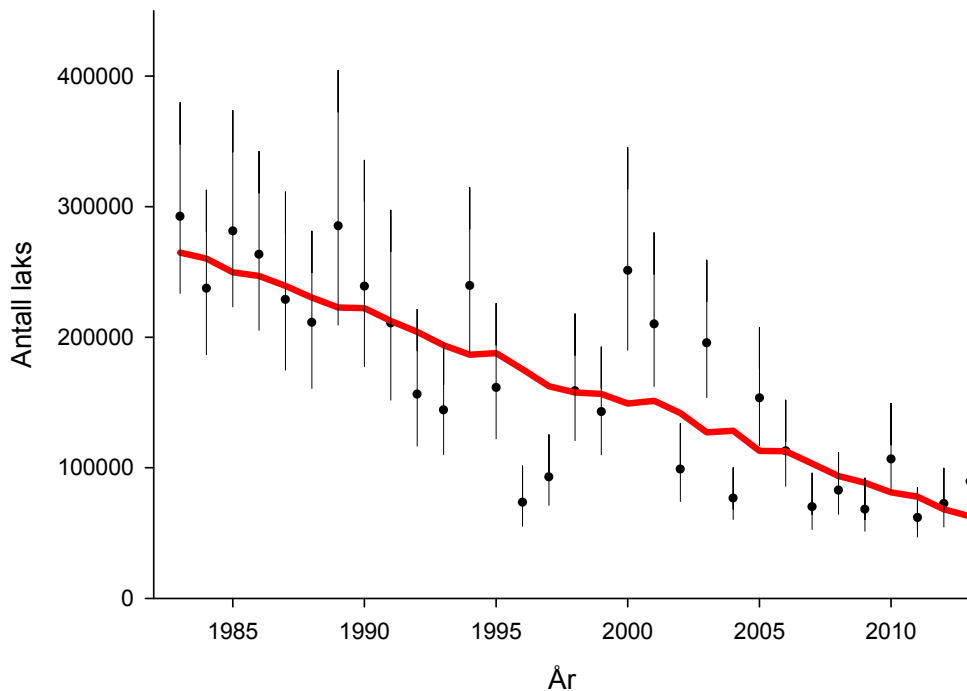
Figur 2.16. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Hordaland og Sogn og Fjordane (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2013. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnsig til Norge.

Midt-Norge

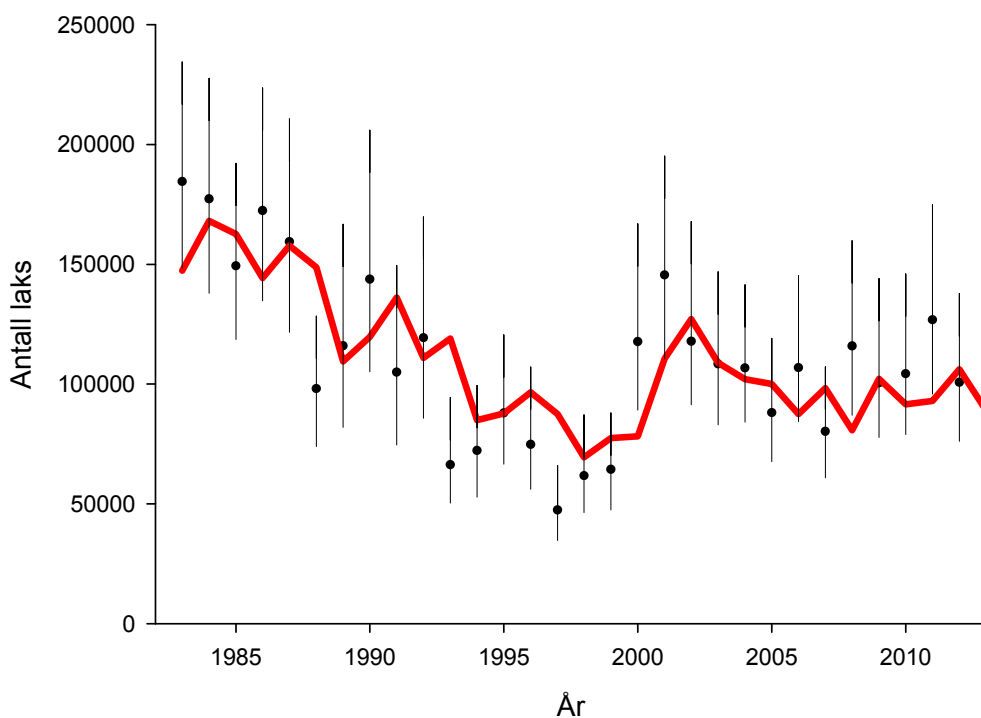
Det totale innsiget av villaks til elvene i Midt-Norge i 2013 ble estimert til ca. 151 000 individer, som er det tredje laveste estimatet for perioden 1983-2013 (**figur 2.17**). Det er signifikant negative langtidstrender i totalinnsiget, både etter 1983 og 1989 (**tabell 2.1**), med reduksjoner i innsig på henholdsvis 59 % og 47 % (fra fire første til fire siste år i tidsseriene 1983-2013 og 1989-2013). 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 2013 på knapt 90 000 individer var blant de laveste i tidsserien (**figur 2.18**) selv om det var høyere enn både i 2011 og 2012. 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 2.19**), men estimatet for 2013 viser en kraftig nedgang og er mellom de laveste i hele tidsperioden. Som for Vest-Norge, så er sjøfisket redusert betydelig gjennom perioden, med en sterk nedgang før 1990 og en mer gradvis nedgang senere (**figur 2.20**). Elvefisket og størrelse på gytebestand har ikke endret seg vesentlig gjennom perioden, men begge viser en liten nedgang fra 2012-2013.



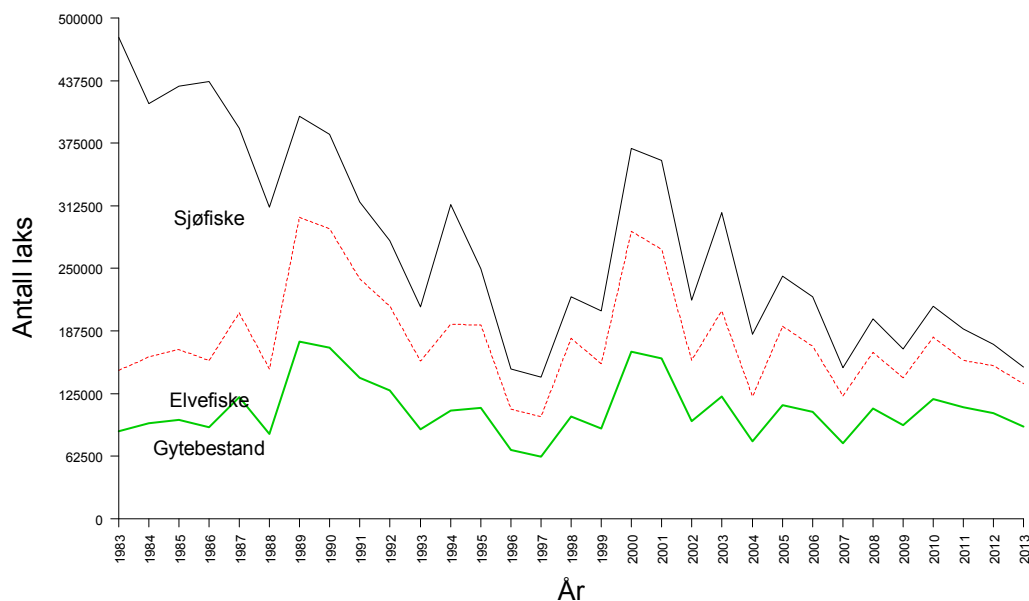
Figur 2.17. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,66).



Figur 2.18. Beregnet innsig av smålaks ($laks < 3\text{ kg}$) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ($R^2\text{modell} = 0,66$).



Figur 2.19. Beregnet innsig av mellom- og storlaks ($laks > 3\text{ kg}$) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ($R^2\text{modell} = 0,51$).



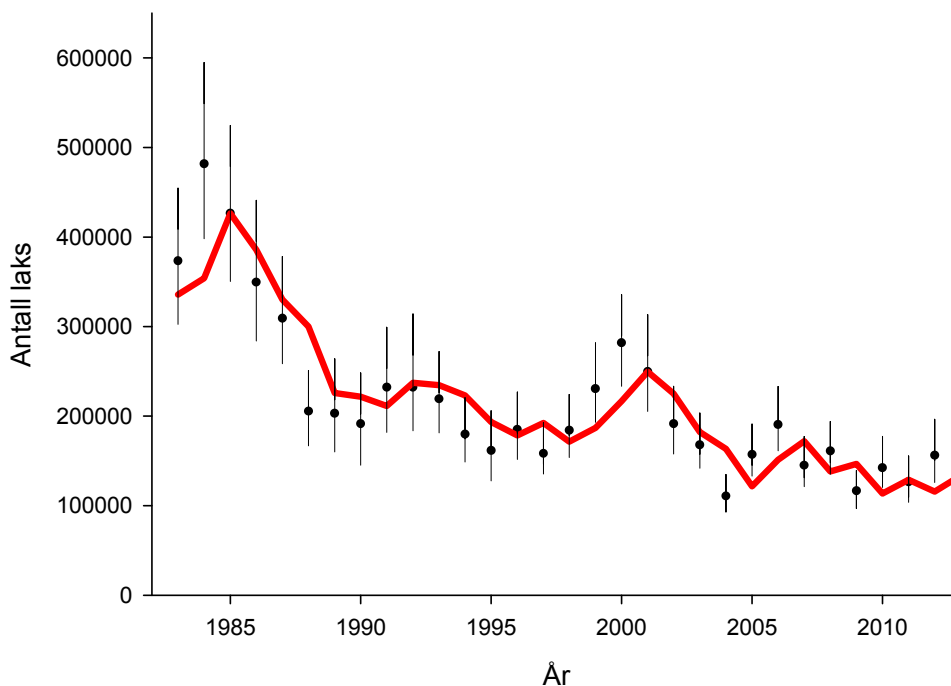
Figur 2.20. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Midt-Norge fra Stand til og med Vesterålen (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2013. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnsig til Norge.

Nord-Norge

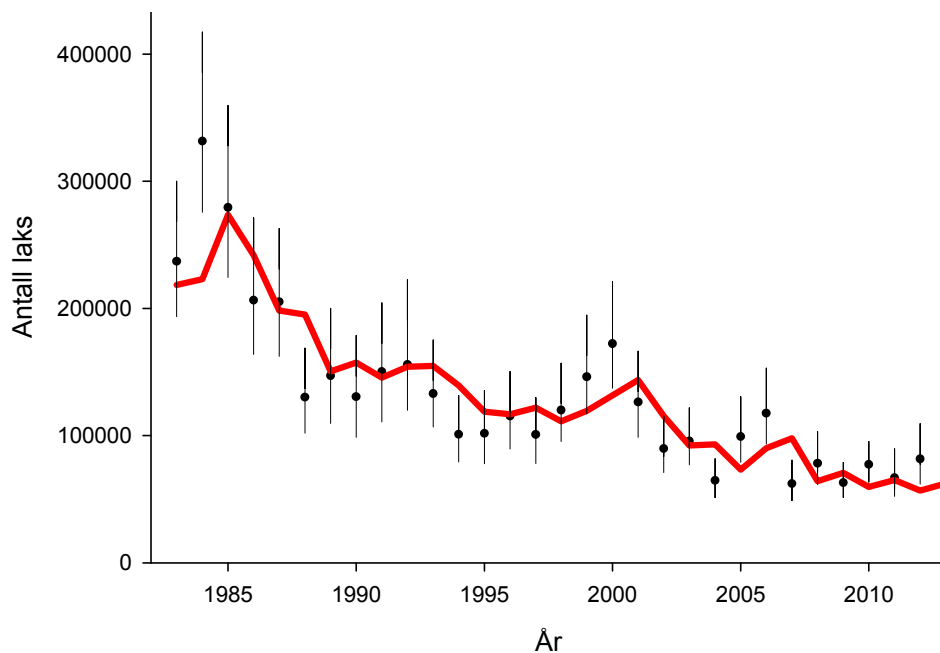
Det totale innsiget av villaks til elvene i Nord-Norge i 2013 ble estimert til ca. 122 000 individer, noe som er litt lavere enn nivået for årene etter 2004 (**figur 2.21**). Som før er det en signifikant negativ trend i totalinnsiget etter 1983. Når data fra 2013 er inkludert er det også en negativ trend fra 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 Tana 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 Tana for seg.

Estimatet for innsiget av smålaks til Nord-Norge inkludert Tana i 2013 var på samme lave nivå som i de senere år, og har forandret seg lite etter 2006 (**figur 2.23**). Det er som tidligere signifikante negative trender i smålaksinnsiget, både fra 1983 og 1989 (**tabell 2.1**), med reduksjoner på henholdsvis 73 og 55 % (fra fire første til fire siste år i tidsseriene 1983-2013 og 1989-2013). Estimert innsig av mellom- og storlaks avtok noe fra 2012 til 2013, men var på samme nivå som de siste 10 år (**figur 2.23**). Det er en signifikant negativ trend i mellom- og storlaksinnsiget etter 1983, men 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 2.24**), men ikke i like stor grad som i resten av landet. Elvefisket og størrelsen på gytebestanden viser ingen tydelige trender.

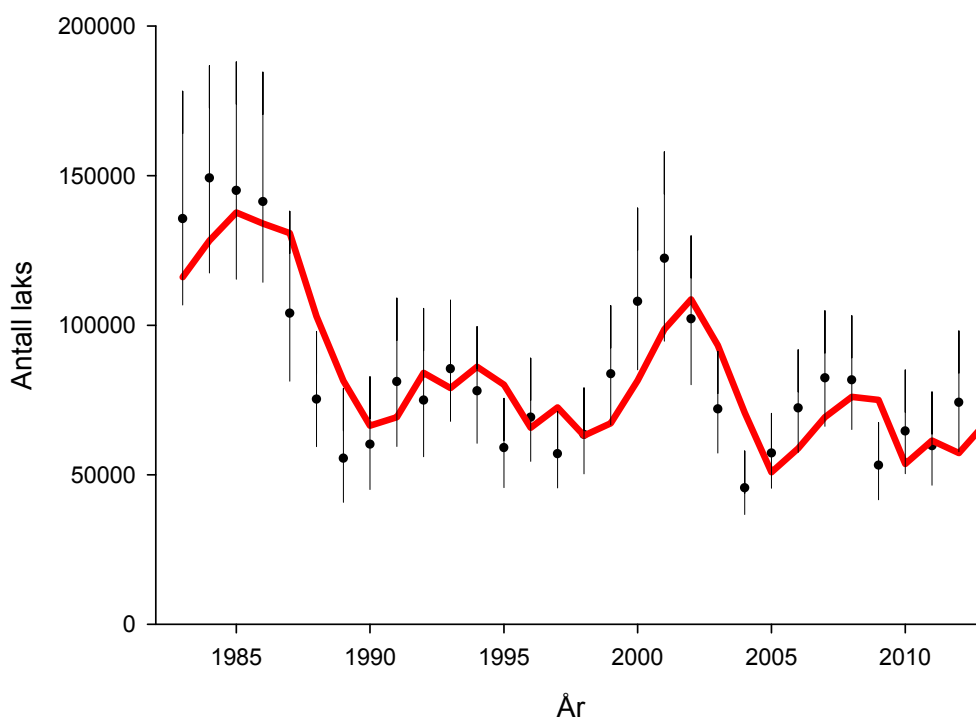
Dersom laks fra Tanavassdraget tas ut av datamaterialet, blir resultatene for resten av region Nord-Norge annerledes (**figur 2.25**). Trendene i totalinnsig og i innsig av smålaks er de samme, men svakere når Tanavassdraget ekskluderes fra analysene (**tabell 2.1**) (**figur 2.26**). Innsiget av mellom- og storlaks viser en positiv trend etter 1989 (**figur 2.27**, **tabell 2.1**). Utviklingen i størrelse på gytebestand framstår også mer positiv for vassdragene i Nord-Norge når Tana er tatt ut av analysene (**figur 2.28**).



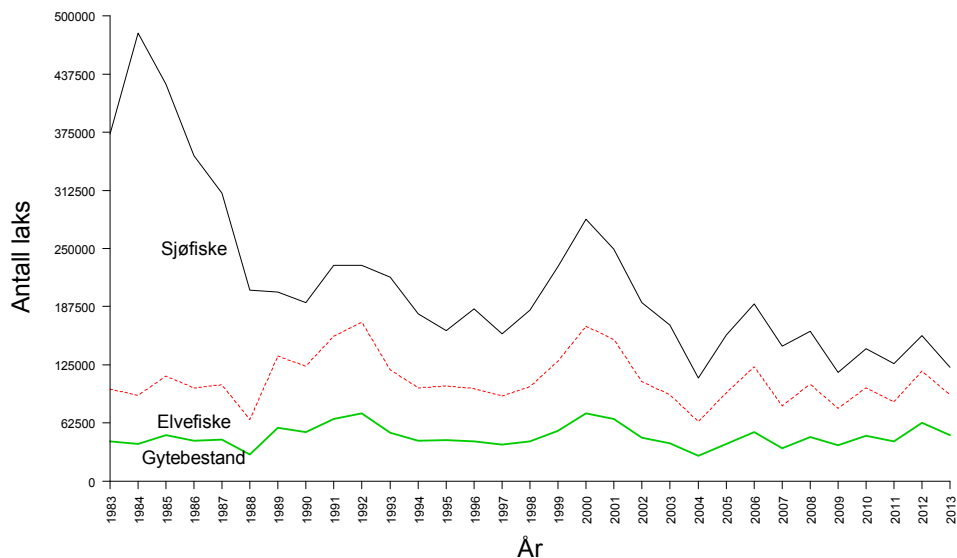
Figur 2.21. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tana i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ($R^2_{modell} = 0,79$).



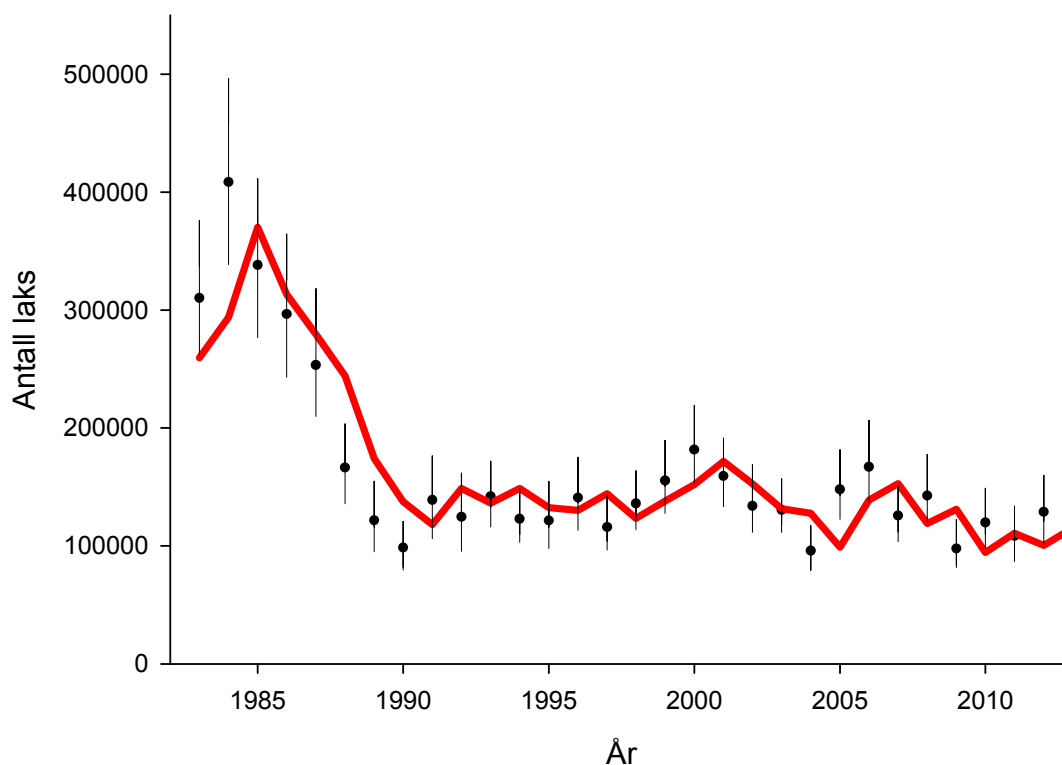
Figur 2.22. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tana i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,77).



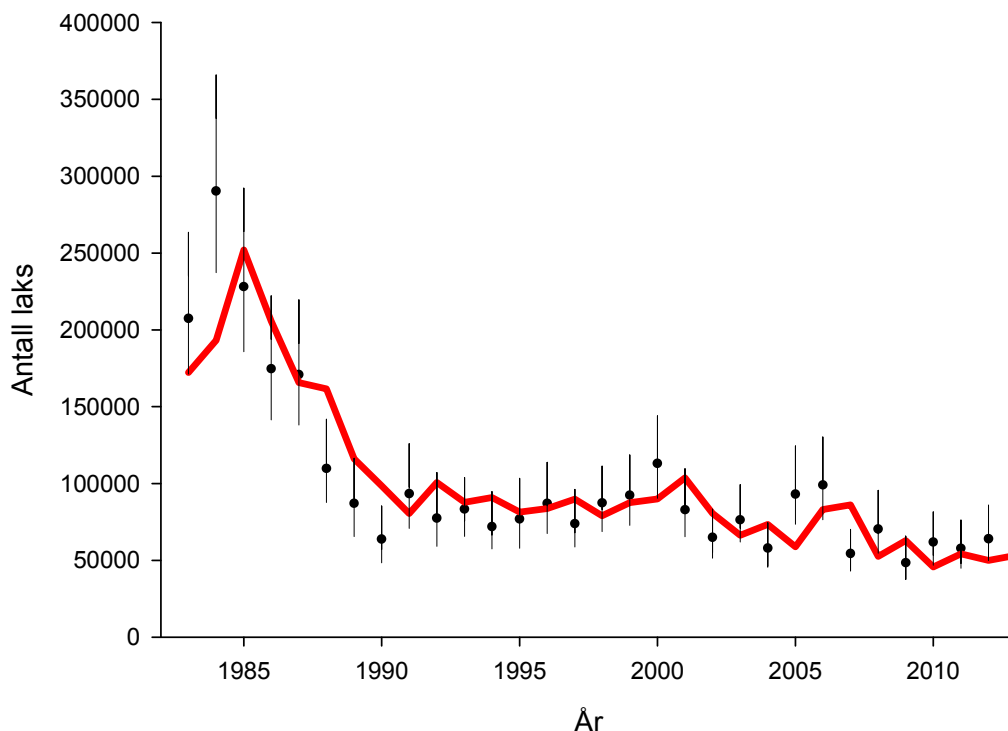
Figur 2.23. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tana i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodellen (R^2 modell= 0,68).



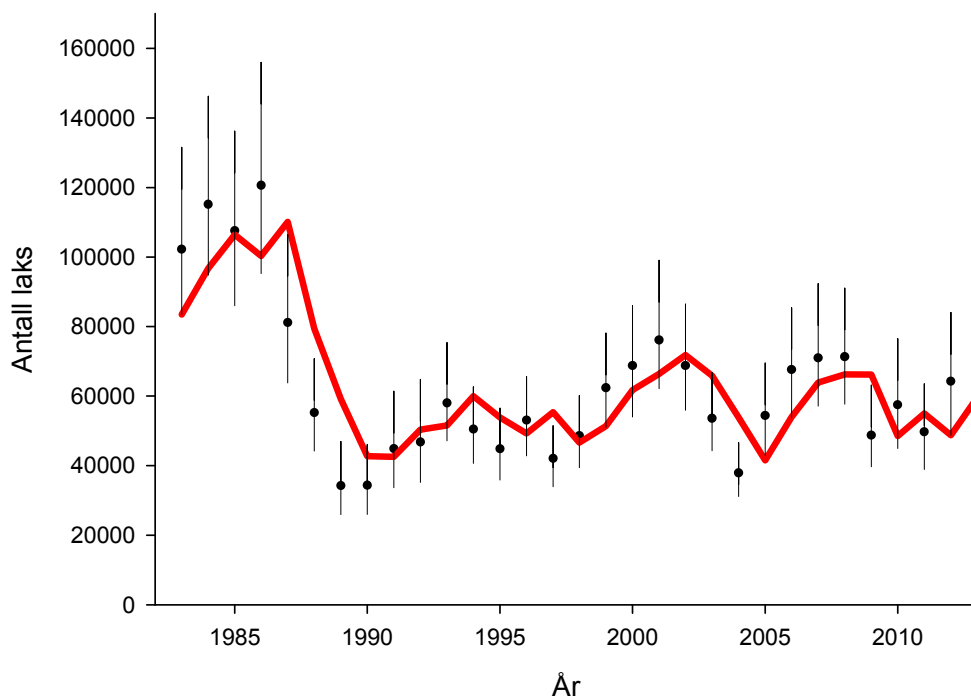
Figur 2.24. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen inkludert Tana (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2013. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.



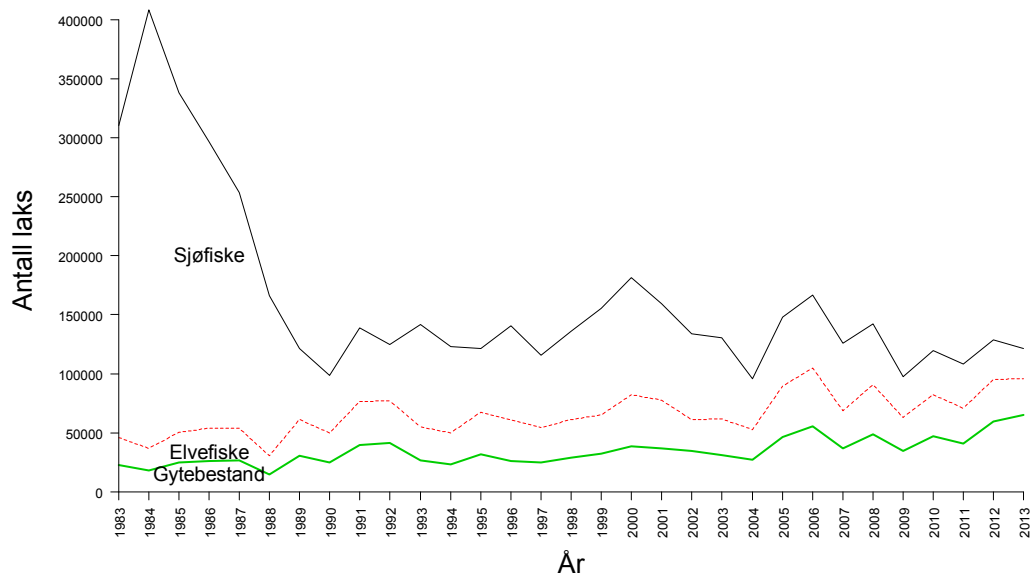
Figur 2.25. Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tana i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ($R^2_{modell} = 0,77$).



Figur 2.26. Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tana i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,75).



Figur 2.27. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tana i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell (R^2 modell= 0,64).



Figur 2.28. Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Nord-Norge fra Vesterålen uten Tana (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 1983-2013. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.

3 ALDER VED KJØNNSMODNING

En viktig faktor som kan påvirke antall gytefisk produsert av en utvandrende årsklasse av laksesmolt er ved hvilken alder den enkelte laks 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).

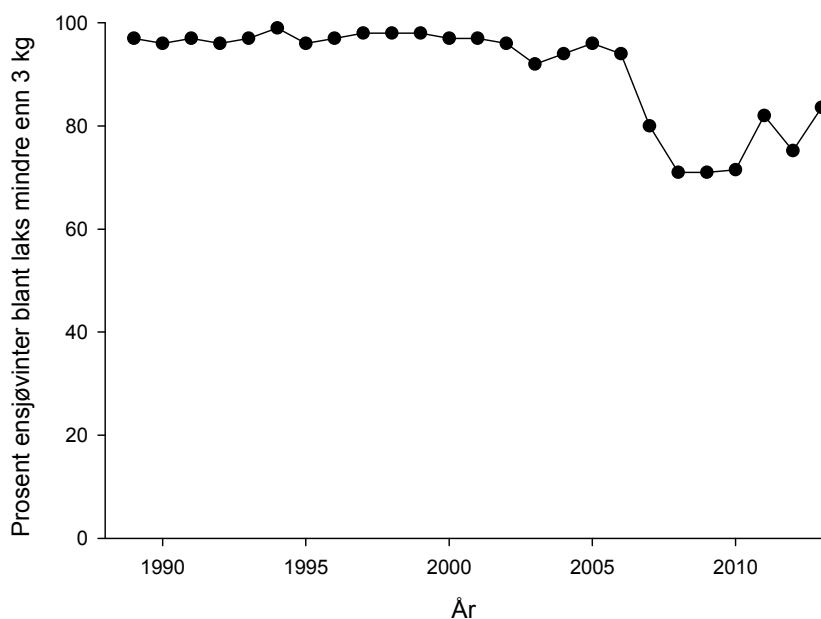
Også forholdene lakseparren har opplevd i elva før utvandring til havet kan se ut til å påvirke tidspunkt for hjemvandring. Otero mfl. (2012) fant blant annet at andelen laks som vandret tilbake etter ett år i sjøen var korrelert med vannføringen i elva siste sommeren før utvandring. Dette henger trolig 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).

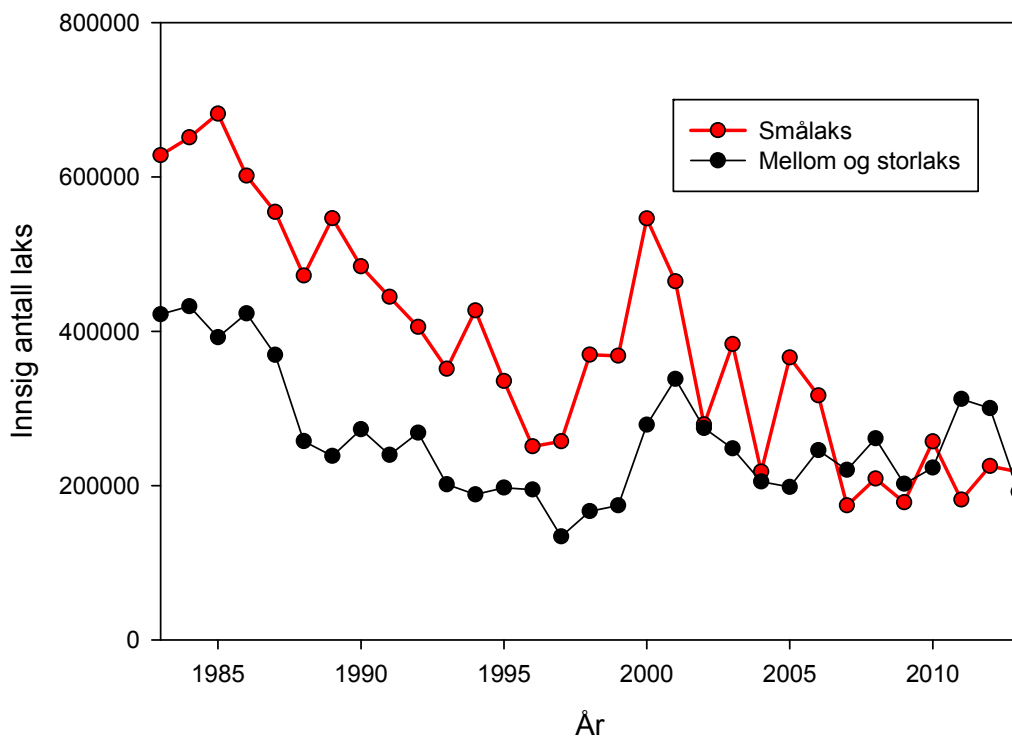
En annen forklaring på den observerte endringen i aldersstruktur i laksebestandene er selektiv dødelighet hos den utvandrende smolten. Dersom det er slik at det primært er den smolten som kjønnsmodner tidligst som dør vil dette kunne føre til en redusert frekvens av smålaks i fangstene. En ny studie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

Endringene i alder ved kjønnsmodning i laksebestander i Norge kan også sees i skjellmaterialet som innsamles og analyseres årlig. I et stort materiale fra elvefisket framgår det at andelen ensjøvinter laks (som altså kjønnsmodner etter ett år i sjøen) blant laks under 3 kg var stabilt mellom 92 til 99 % i perioden 1989-2006, mens andelen har blitt redusert til 71-84 % i 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 2013 (**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 endringer 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 2013.



Figur 3.2. Beregnet innsig (modalverdi fra PFA-modell) av smålaks (< 3 kg) og mellom- og storlaks (≥ 3 kg) fra 1983 til 2013.

4 MARIN OVERLEVELSE

Det har 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, og merkingen i vassdraget har dessuten blitt avsluttet. 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). I en gjennomgang av mulighetene for å overvåke sjøoverlevelse blir det anbefalt at intensiv overvåking med merking av smolt og kontroll av tilbakevende laks for merker blir gjennomført i 15 vassdrag, og at ekstensiv overvåking med telling av tilbakevandrende voksenlaks blir gjennomført i 61 vassdrag (Fiske mfl. 2014).

De norske overlevelsedataene har blitt systematisert av «arbeidsgruppen 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 vill laksesmolt har blitt fanget i nedgangsfellene i de respektive elvene, bedøvet, merket (vanligvis med Carlin-merker) og satt ut igjen. Tallene er ikke justert for dødelighet på grunn av behandling og merking. Det er vist at slik dødelighet kan være betydelig (Hansen 1988, Rikardsen 2000). I tillegg kan noen av fiskene ha mistet merket eller gjenfangst av merket fisk har ikke blitt rapportert. Overlevelsesestimaterne fra disse vassdragene må derfor regnes som minimumsoverlevelse. Den relative overlevelsen mellom år vil være representativ, med mindre det skjer betydelige endringer i sjøalder ved kjønnsmodning. Forskjeller i smoltkvalitet mellom år, og særlig for kultivert smolt produsert i settefiskanlegg (se nedenfor), utgjør imidlertid en ytterligere komplikasjon for tolking av resultatene. Marin overlevelse estimeres som antall laks som returnerer til kysten fra en sjøaldersklasse delt på antall smolt som ble merket fra samme smoltårsklasse. Overlevelsen for 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. Det antas at 50 % av merket laks som blir fanget i fiske blir rapportert.

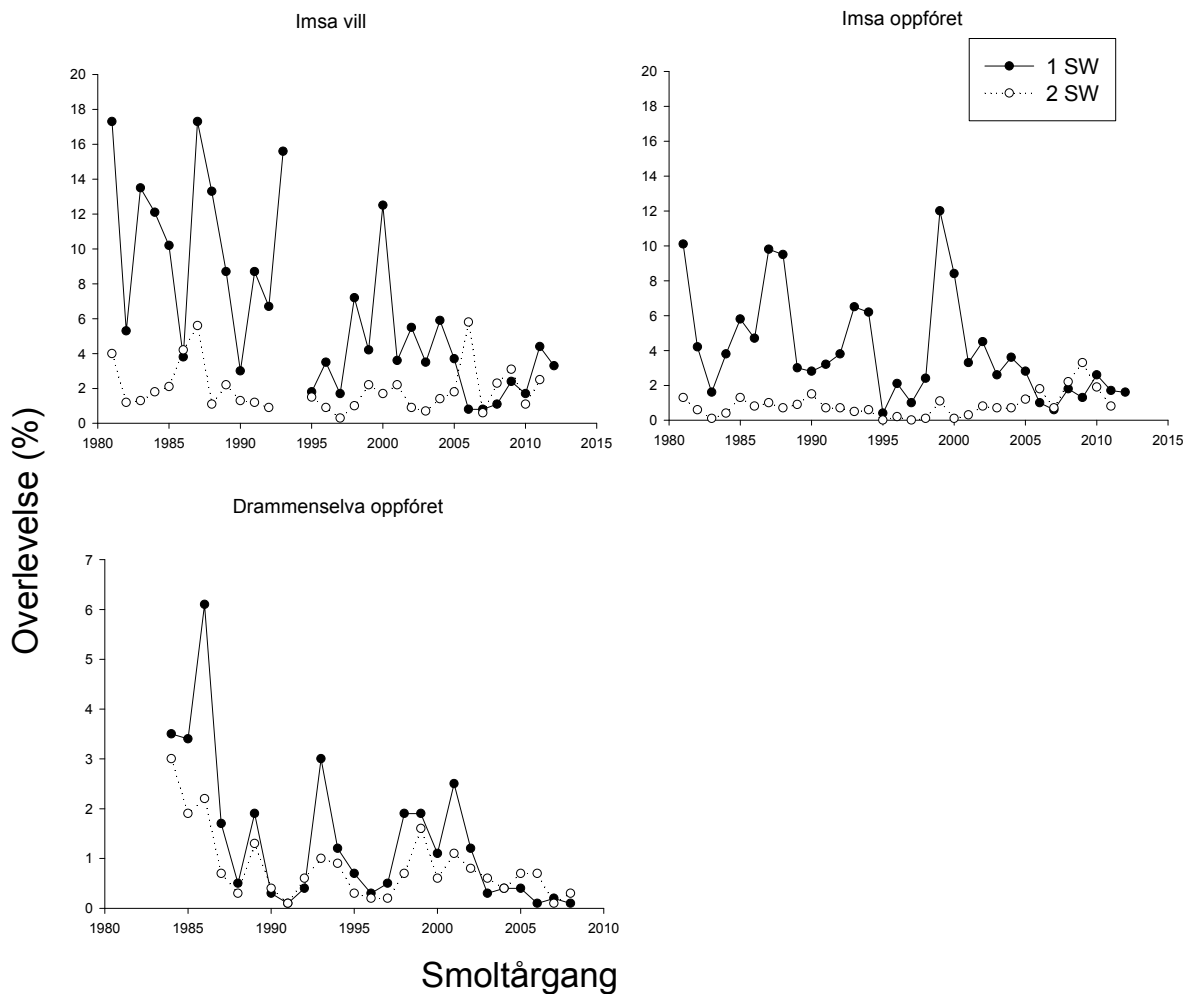
³ F.eks. Storelva/Vegårdsvassdraget i Aust-Agder (Kroglund mfl. 2013), Nausta i Sogn og Fjordane (T. Forseth NINA upubliserte data), Orkla i Sør-Trøndelag (Hvidsten mfl. 2004), Skjoma i Nordland (Lamberg mfl. 2013b), Roksdalsvassdraget i Nordland (Lamberg mfl. 2013a), Lukhellevassdraget i Troms (Lamberg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

Overlevelsen for ensjøvinterlaks fra Imsa har variert mellom 1,7 og 17,3 % for smoltårsklassene 1981-2005 (**figur 4.1**). For smoltårsklasse 2006-2008 var overlevelsen for ensjøvinterlaks mellom 0,8 og 1,1 %, noe som gir de laveste overlevelsene i hele tidsserien. Overlevelsen for smoltårsklassen 2009-2011 var høyere, men fortsatt blant de lavere verdiene (2,4 %, 1,7 % og 4,4 %). For 2012-smoltårgangen gikk overlevelsen for ensjøvinterlaks litt ned i forhold til for 2011-smoltårgangen, til 3,3 %. 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. For 2011-smoltårgangen kom det noe mindre tosjøvinterlaks enn ensjøvinterlaks tilbake.

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

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. Forhold i elvene og kystområdene kan også påvirke laksens marine overlevelse. Lokale og regionale påvirkningsfaktorer kan derfor også i betydelig grad bidra til tidsmessig og geografisk variasjon i marin overlevelse.



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

5 OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL OG BESKATNING

5.1 Metoder for vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning

5.1.1 Gytebestandsmål for 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. 2014, Falkegård mfl. 2014, se også **vedlegg 1**). I år har vi i utgangspunktet vurdert oppnåelse av gytebestandsmål for 187 av vassdragene (pluss syv delvassdrag). Av disse ble 173 vassdrag vurdert ut fra fangststatistikk. Måloppnåelse ble vurdert på andre måter (hovedsakelig gytefisktelinger) i 14 stengte vassdrag, mens i 13 vassdrag som ikke ble åpnet for laksefiske i 2013 kunne vi ikke vurdere måloppnåelse. 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. Videre er det ytterligere 13 vassdrag som vi tidligere vurderte måloppnåelse for, men som ikke lenger inngår i vurderingene fordi vi vurderer resultatene som usikre på grunn av svært variable fangster. Fangsten i de vurderte vassdragene utgjorde 98 % av den rapporterte laksefangsten i norske vassdrag i 2011. I de resterende drøyt 200 vassdragene (med gytebestandsmål) 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 dermed 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 korrigerings for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene ble beskrevet. Metodikken er den samme i årets vurderinger. Metodene er også beskrevet i en internasjonal publikasjon (Forseth mfl. 2013).

Her gir vi en kortfattet beskrivelse av prinsippene for estimatene av gytebestand og vurderinger av gytebestandsmåloppnåelse. Metodikk for korrigerings for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene (Anon. 2010) blir ikke gjentatt.

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

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

Vi går her gjennom hvordan størrelse på gytebestanden beregnes og hvordan størrelsen på gytebestanden sammenlignes med gytebestandsmålet. De ulike faktorene som inngår i beregningene for gytebestanden og gytebestandsmålet kan ikke tallfestes 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 triangelvurderingen). 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 er gitt som en laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi. Når beskatningen for eksempel er 50 % (det vil si at halvparten av laksen som vandrer opp i vassdraget ble fanget), 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. I 2013 ble beskatningen bestemt ut fra lokale estimater for 42 % av vassdragene (fra for eksempel tellinger i laksetrappet eller gytefisktellinger). I de andre vassdragene ble det brukt et system for å anslå beskatningsrater som ble utviklet og beskrevet i vitenskapsrådets første rapport basert på 214 estimater av beskatningsrater fra 40 vassdrag (**tabell 5.1**) 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).

Sammenligning mellom beregnet gytebestandsstørrelse og gytebestandsmål

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

I datasimuleringene gjennomføres 1000 trekninger, slik at det gjøres en beregning av 1000 gytebestander (kg hunner 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 5.1.5**).

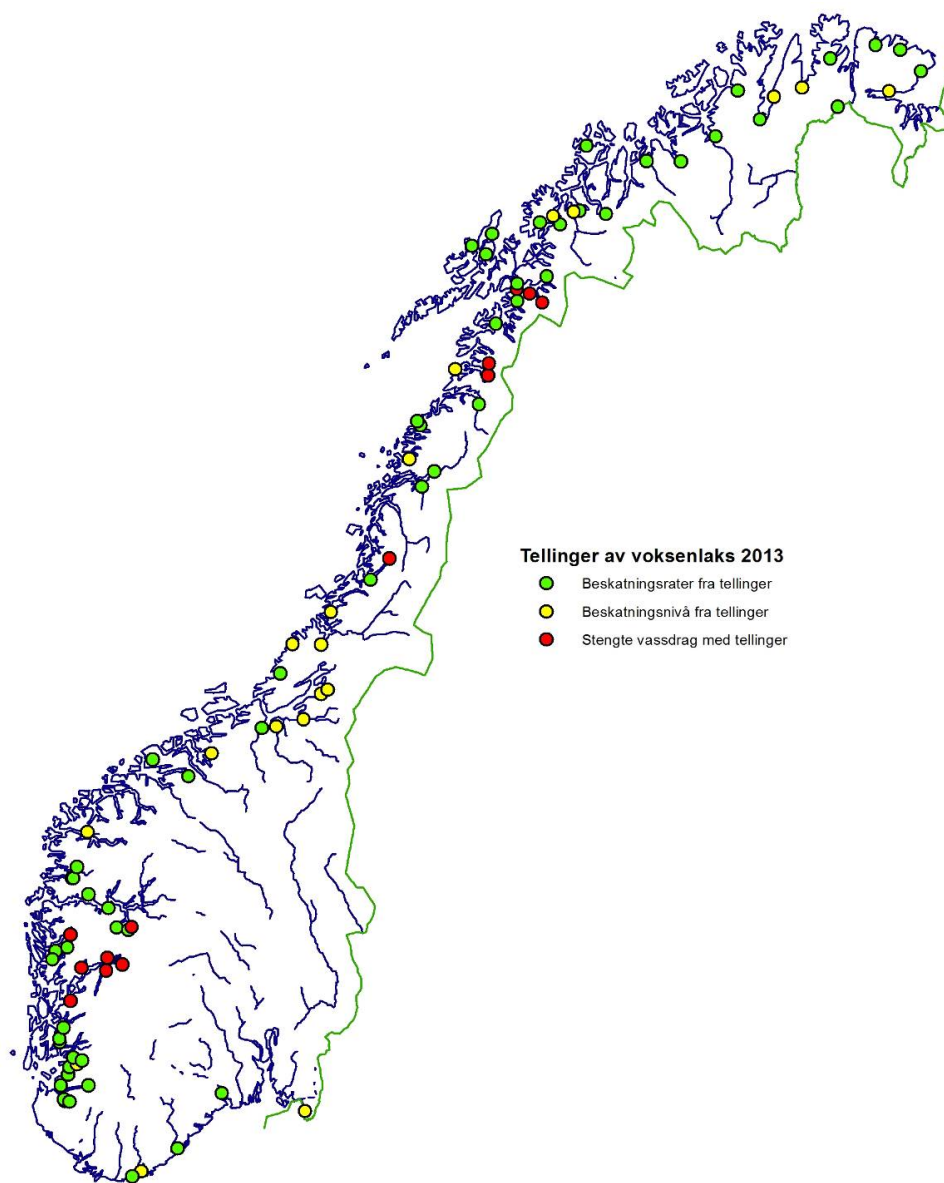
Tabell 5.1. Laveste, midtverdi og høyeste beskatningsrater (%) for smålaks, mellomlaks og storlaks i små, mellomstore og store elver som brukes i simuleringene når vi ikke har lokal kunnskap om beskatningsrater. Verdiene er basert på analyser av 214 estimater for beskatning fra 40 vassdrag (Anon. 2009). 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 Q avh.	Q avh.	Ikke Q avh.	Q avh.	Ikke Q avh.
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 Fastsetting av beskatningsrater og vurdering av fiskereguleringer

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 danner 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. I 2010 ble beskatningsrater estimert med ulike metoder for 54 vassdrag. I 2011 var dette tallet økt til 59 vassdrag (34 % av vurderte vassdrag), mens det var 67 vassdrag i 2012 (37 % av vurderte vassdrag) og 75 vassdrag i 2013 (42 % av vurderte vassdrag) med god geografisk spredning (figur 5.1).



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

Fra 2010 fikk vi et bedre grunnlag for å vurdere effekten av noen av reguleringene av fisket, fordi rapporteringen av gjenutsatt fisk var vel etablert 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, 2007), vil andel rapportert gjenutsatt fisk av totalfangsten kunne brukes direkte til å anslå effekten av reguleringen, slik at beskatningen kan nedjusteres der mye av fisken blir gjenutsatt. Vi oppgir og bruker derfor andelen gjenutsatt fisk for alle bestandene der dette er rapportert.

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

For 2012 og 2013 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, Osenvassdrag, Orkla, Gaula, Verdalselva, Rana og Lakselva) viser at laks som ble fanget og sluppet i varierende grad ble fanget én gang til 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 37 % i Gaula i 2012 (Uglem mfl. 2013). Variasjonen i gjenfangstratene mellom vassdrag og delvis mellom år i samme vassdrag var altså stor. Årsakene til denne variasjonen er ikke analysert enda, fordi undersøkelsen bare er gjennomført i to år og vil videreføres i 2014. 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 dermed per i dag usikkert om gjenfangstrater av fisk fanget under fang og slipp fiske kan brukes til å tallfeste den generelle

beskatningsraten i et vassdrag. På grunn av denne usikkerheten har vi i liten grad brukt estimatene fra disse forsøkene som en del av 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 5.1**, for eksempel nedjustering fra moderat til lav beskatning).

5.1.4 Kvalitet på fangststatistikken

For at beregningene beskrevet ovenfor skal bli så presise som mulig, er det viktig at all fisk fanget blir rapportert. Vitenskapsrådet baserer sine vurderinger av fangststatistikken på spørreskjema som er sendt ut til fylkesmennene (**vedlegg 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.

2001a) ble det vist at gjennomsnittfangstene var høyere blant de som rapporterte på ordinært vis etter at fisket var avsluttet sammenlignet med de som først rapporterte etter purring, noe som gir støtte for at det er en overvekt av lave eller ingen fangster blant urapporterte kort. Vi antar videre at for klassen «god, men med noen mangler» er mer enn 90 % av fangsten rapportert. Grensene er satt skjønnsmessig, men systemet gir mer konsistente vurderinger mellom vassdrag.

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

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 og 2013 var henholdsvis 85 % og 82 % rapporterte kort. For resten av landet er det større variasjon i organiseringen av fisket og denne tilnærmingen er ikke egnet. Basert på 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 dermed vurdert som svært god eller god i 102 i vassdrag, tilsvarende ca. 72 % av vassdragene sør for Troms. Vi har ikke gjort noen analyse av kvaliteten på fangststatistikken for årene etter 2011, men det generelle inntrykket er en ytterligere bedring i rapporteringen.

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

5.1.5 Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål og beskatning

Fordi forvaltningen har bestemt at fiskereguleringene som hovedregel skal videreføres fram til og med 2015, har vi i utgangspunktet ikke gitt beskatningsråd i denne rapporten, men beskatningsvurderinger. Bare i tilfeller der status har blitt dårligere har vi gitt 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, 2011c). Dette systemet er videreført i denne rapporten, med små justeringer.

Forvaltningsmålet for en bestand er 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 2013, ble vurderingene deretter nyansert basert på oppnåelse av gytebestandsmål. Dette gjelder særlig der det har blitt innført ytterligere restriksjoner på fisket. 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.

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 vurdering 0 (“...og det har sannsynligvis vært et større høstbart overskudd enn det som har blitt utnyttet”) 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. I denne rapporten innførte vi en tilleggsprosedyre som innebar at vurdering 0 bare ble gitt dersom bestanden allerede var gitt vurdering 0 eller 1 ved forrige vurdering. Dette hindrer at vurderingene skifter mye fra år til år, avhengig av om spesielt gode år tilkommer, eller spesielt dårlige år faller utenfor vurderingsperioden (i utgangspunktet de siste 4 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 2013, eller der oppnåelsen ble estimert (ved gytefisktellinger) bare i 2013.

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 5.1.4**), 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 2013 var det ingen vassdrag vi ga dette rådet for.

5.2 Beregning av totalbeskatning, overbeskatning og høstbart overskudd

5.2.1 Samlet innsig av laks for bestandene

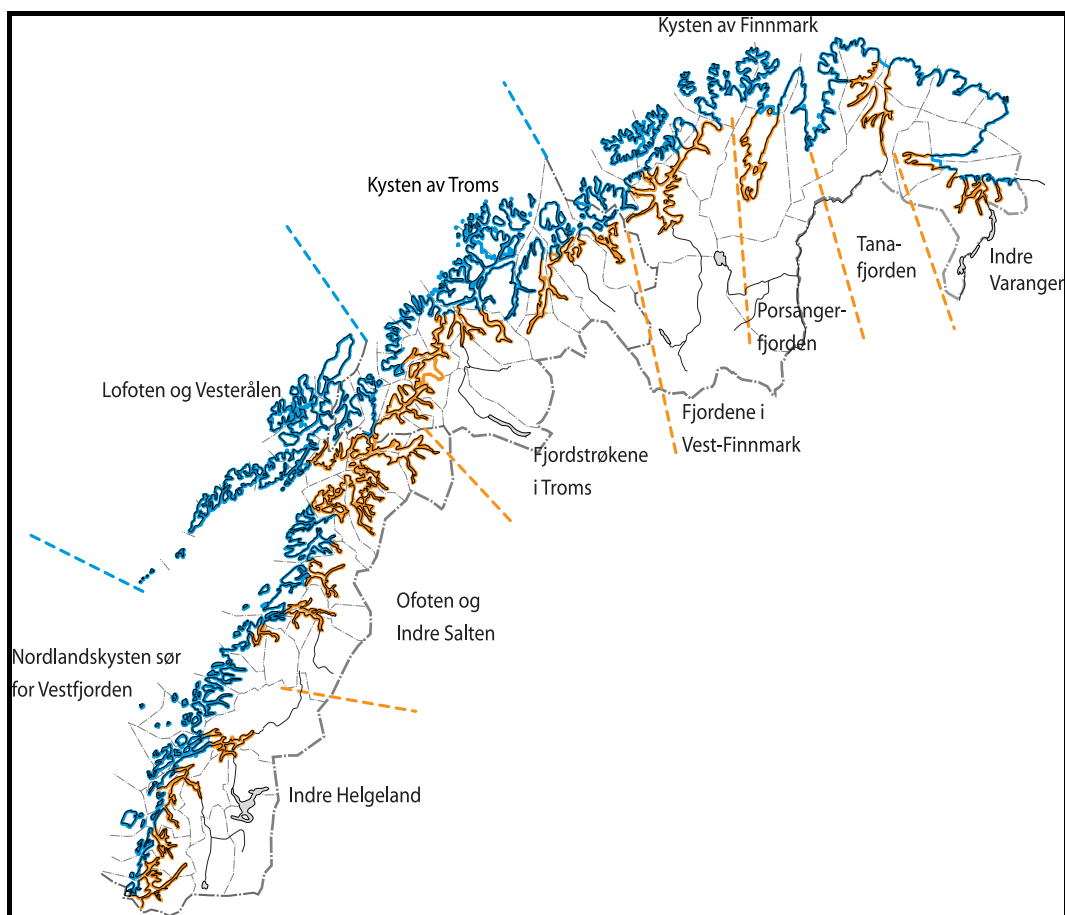
For å kunne beregne den samlede beskatningen i sjø- og elvefisket (totalbeskatning), overbeskatning og høstbart overskudd må innsiget av laks for de enkelte bestandene beregnes. Innsiget til elvene (etter fangst i sjøen) beregnes ut fra elvefangster og beskatning som beskrevet ovenfor (**kapittel 5.1.2**). For å beregne totalinnsiget (før sjøfangst) må man legge til fangstene av de ulike bestandene i sjøfisket. Dette gjøres ved å fordele fangstene i sjøen til den bestand de mest sannsynlig var på vei til. Omfattende merkestudier (29 000 laks fanget på 23 kilenotstasjoner i perioden fra 1935 til 1982, og over 13 000 rapporterte gjenfangster i sjø- og elvefisket; Hansen mfl. 2007) og genetiske studier (Svenning mfl. 2014, til trykking) har vist at fisk som fanges i sjøfisket på en gitt lokalitet langs kysten kommer fra mange ulike bestander over et større geografisk område, mens fisk som fanges i sjøen i et fjordsystem i hovedsak er på vei til et av vassdragene innen fjordsystemet. I 2011 utviklet vitenskapsrådet prosedyrer for hvordan fangstene i sjøen kan fordeles til fjordregioner, fjorder og bestander (Anon. 2011c). Med små modifikasjoner basert på ny kunnskap fra genetiske studier i Troms og Finnmark (Svenning mfl. 2014, til trykking), bruker vitenskapsrådet fortsatt disse prosedyrene, som beskrives nedenfor.

Metodikken som brukes til å fordele fisk fanget i sjøfiske til fjordregioner, fjorder (se **figur 5.2 og 5.3** for region og fjordinndelingen i Norge) og bestander de mest sannsynlig tilhørte, samt antagelsene som ble gjort, er som følger:

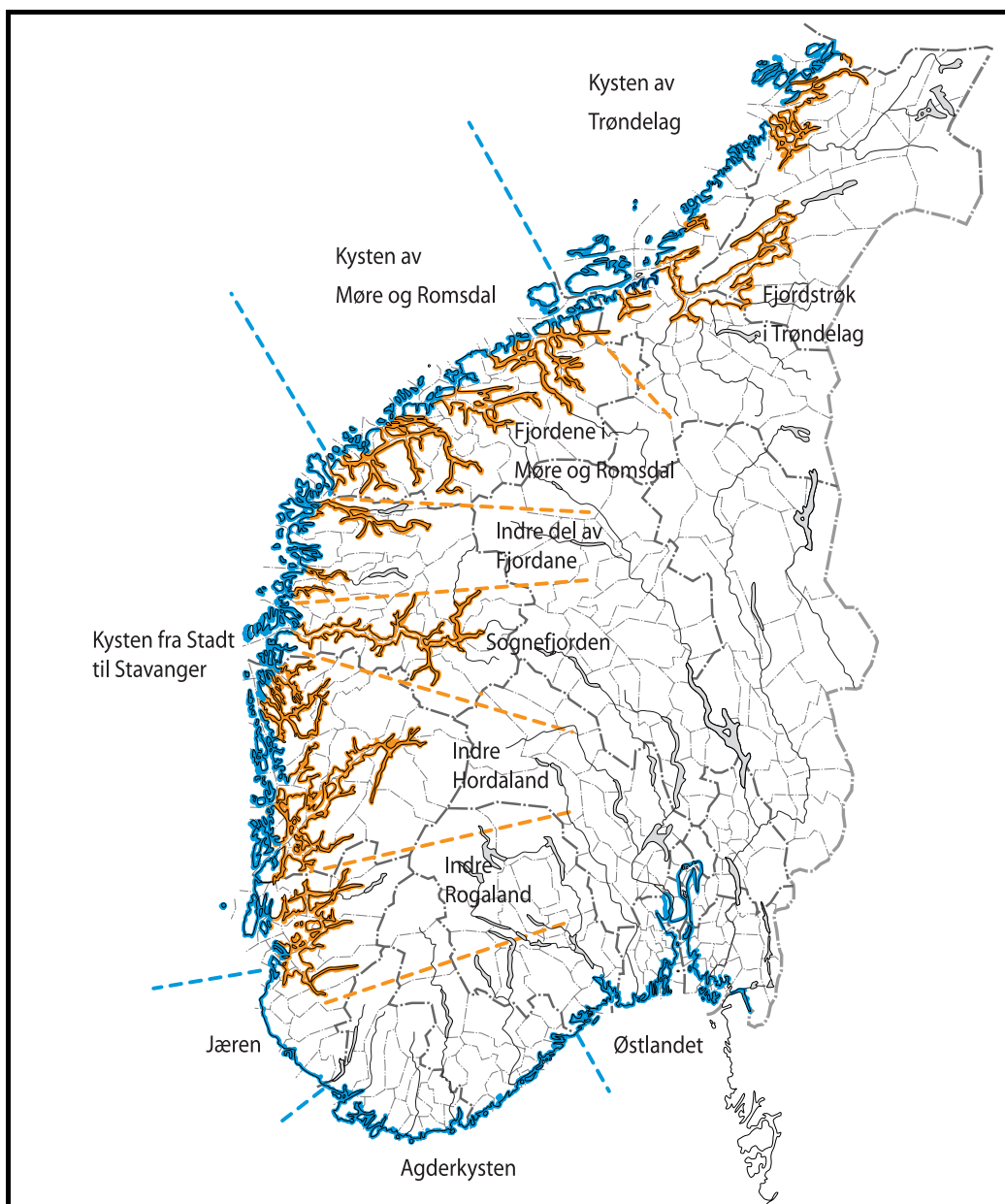
- 1) Fangstene i de 10 kystregionene ble fordelt til i alt 23 regioner (kyst- og fjordregioner) samt til utlandet (Sverige i sørøst og Russland i nordøst) basert på merkestudiene (Hansen mfl. 2007) og størrelsen på bestandene innen de ulike regionene (ut fra fangster og gytebestandsmål). Fordelingsnøkkelen er gitt i **tabell 5.2**. De viktigste antagelsene for denne fordelingen er at laksens innvandringsmønster ikke har endret seg fra 1935-82 (da merkestudiene ble gjort) til i dag, og at størrelsesfordelingen mellom bestander er lik da og nå. Det er ikke grunnlag for å anta at innvandringsmønstret er endret, og for Troms og Finnmark (den eneste regionen hvor det foregår et betydelig kystfiske etter laks) viser nye innvandringsstudier basert på genetiske analyser (Svenning mfl. 2014, til trykking) et mønster som ligner svært mye på det merkestudiene viste. Fordelingen mellom bestander har imidlertid endret seg som følge av at noen bestander er betydelig styrket eller reetablert i løpet av de siste 30 år (for eksempel som følge av kalking på Sørlandet), og at flere store bestander har blitt betydelig svekket på grunn av *G. salaris* og andre påvirkningsfaktorer. Disse endringene har imidlertid i hovedsak skjedd sør for Finnmark, i områder der fisket langs kysten er kraftig begrenset. Vi har så langt som mulig prøvd å ta hensyn til disse endringene.
- 2) Den totale sjøfangsten av fisk som tilhørte bestander i hver fjordregion ble beregnet som fangster i fjordene i regionen, pluss fangster av fisk fra disse bestandene som ble gjort i kystregionene. Fangsten av laks tilhørende hver fjordregion ble deretter fordelt etter tilhørighet til bestander i de enkelte fjordene innen regionene (der fjordregionen er delt i flere fjorder) ut fra fangstandelen innen hver av fjordene (i fjord- og elvefisket) av totalfangsten. Vi antar altså at fisken i fangstene fordeler seg proporsjonalt til totalfangstene i fjordene. Fordi fangstene i sjøfisket rapporteres på kommunenivå, og noen kommuner inkluderer to fjorder, har vi i noen tilfeller fordelt fangstene skjønnsmessig mellom fjorder. En slik skjønnsmessig deling kan inneholde feil, men vil neppe påvirke vurderingene i vesentlig grad. Der vi har kunnskap om plassering av aktive fiskeplasser har vi tatt hensyn til dette i fordelingene.

3) Innenfor hver fjord (samt for fangstene i kystregionene som er hjemhørende i elver i kystregionene) ble sjøfangstene fordelt til hver av bestandene etter andelen av innsiget (fangstene delt på beskatningsraten) til hver av elvene. Fordi kilenøtene primært fanger fisk større enn 1,5 kg brukte vi innsiget til elv av fisk større enn 1,5 kg i fordelingen. Bestander dominert av små fisk fikk dermed tilordnet en lavere sjøfangst enn bestander med større fisk, som er sterkere beskattet i sjøfisket. Også her brukes direkte proporsjonalitet, og den største feilkilden er trolig at kilenøtene kan være plassert slik at enkelte bestander faktisk beskattes sterkere enn andre. Det er også sannsynlig at hvor utsatt de enkelte bestandene er i sjøfisket vil kunne variere mellom år, og påvirkes av fiskeforhold på ulike plasser og oppvandringsforhold. Når for eksempel vannføringen er lav i noen vassdrag kan beskatningen øke for fisk fra disse bestandene, sammenlignet med fisk fra andre bestander som vandrer raskere opp i elvene. Slike forhold har vi ikke kunnskap til å ta hensyn til.

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



Figur 5.2. Regioninndeling for sjøfiske etter sjøvandrende laksefisk i Nord-Norge i henhold til forslag i Hansen mfl. (2007). Regionene er klassifisert som å tilhøre indre strøk (fjorder og fjordstrøk, røde linjer) eller ytre strøk (kyst og store åpne fjordsystem, blå linjer).



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

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

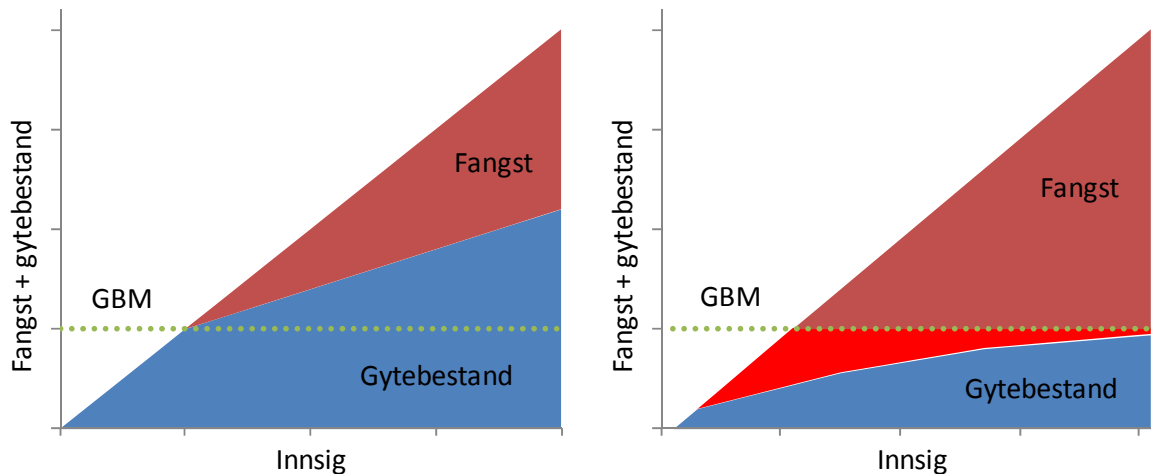
	Østlandet	Agderkysten	Jæren	Kysten Stad-Stavanger	Kysten Møre & Romsdal	Kysten Trøndelag	Nordlandskysten	Lofoten & Vesterålen	Kysten Troms	Kysten Finnmark	Indre Rogaland	Indre Hordaland	Sognefjorden	Indre Fjordane	Fjordene i Møre og Romsdal	Fjordene i Trøndelag	Indre Helgeland	Ofoften/Salten	Fjorder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

5.2.2 Totalbeskatning, overbeskatning og høstbart overskudd

Totalbeskatningen (summen av beskatning i sjø og elv) beregnes ut fra det samlede innsiget av laks for bestandene (se ovenfor) og summen av fangst i elv- og sjøfisket (på den aktuelle bestanden). Totalbeskatningen beregnes som prosent av det samlede innsiget. I prinsippet er dette samme metode som brukes i de nasjonale og regionale estimatene av innsig av laks (se **kapittel 2.1**), men beregningene er basert på modalverdier og inkluderer ikke estimater av usikkerhet og urapportert fangst.

Overbeskatning ble definert i Anon. (2011a) som grad av reduksjon i gytebestand under gytebestandsmålet (GBM) som skyldes beskatning, og kan illustreres grafisk som det lyserøde området i grafen til høyre i **figur 5.4**. Dersom innsiget til kysten i utgangspunktet er lavere enn GBM for en bestand, så beregnes overbeskatning som: $(\text{fangst}/\text{GBM}) \cdot 100$. Dersom innsiget til kysten er høyere enn GBM, beregnes overbeskatningen som: $([\text{GBM}-\text{gytebestand}]/\text{GBM}) \cdot 100$. Overbeskatning uttrykkes altså i prosent av gytebestandsmålet. Det presiseres at overbeskatning slik det her er definert ikke nødvendigvis identifiserer beskatning som trusselfaktor. I mange tilfeller er innsiget redusert av andre årsaker, og vi kan estimere overbeskatning også der beskatningen er svært lav. I slike tilfeller blir imidlertid estimert overbeskatning lav. I den bestandsvise gjennomgangen (Anon. 2014) klassifiserer vi overbeskatning fra “ingen” til “stor” i samsvar med vitenskapsrådets forslag til klassifisering av påvirkningsfaktorer i kvalitetsnormer for laks (Anon. 2011a): liten < 10 %, moderat 10-30 % og stor > 30 %.

Høstbart overskudd er totalinnsiget minus gytebestandsmålet og beregnes i prosent av innsiget. I beregningene brukes innsiget av hunner. I noen tilfeller vil det totale innsiget være lavere enn gytebestandsmålet og bestandene tåler i utgangspunktet ikke beskatning. Dette kan oppstå når smoltproduksjonen er sterkt redusert og når overlevelsen i sjøen er svært lav, slik den har vært i de siste årene (se **kapittel 2.1**).



Figur 5.4. Til venstre vises situasjon uten overbeskatning, altså hvor gytebestand ikke er redusert under gytebestandsmål (GBM) på grunn av beskatning. Til høyre vises situasjon med overbeskatning, der gytebestanden reduseres under GBM på grunn av beskatning. Stiplet grønn linje representerer bestandens gytebestandsmål. Klart rødt felt i figur til høyre (mellom blått felt for gytebestand og mørkere rødt for fangst) representerer den delen av fangsten som er overbeskatning. Merk at det kun er den delen av fangsten som ligger mellom gytebestandsmål og gytebestand som regnes som overbeskatning, den delen av fangsten som er over gytebestandsmålet inkluderes ikke. Fra Anon. (2011a).

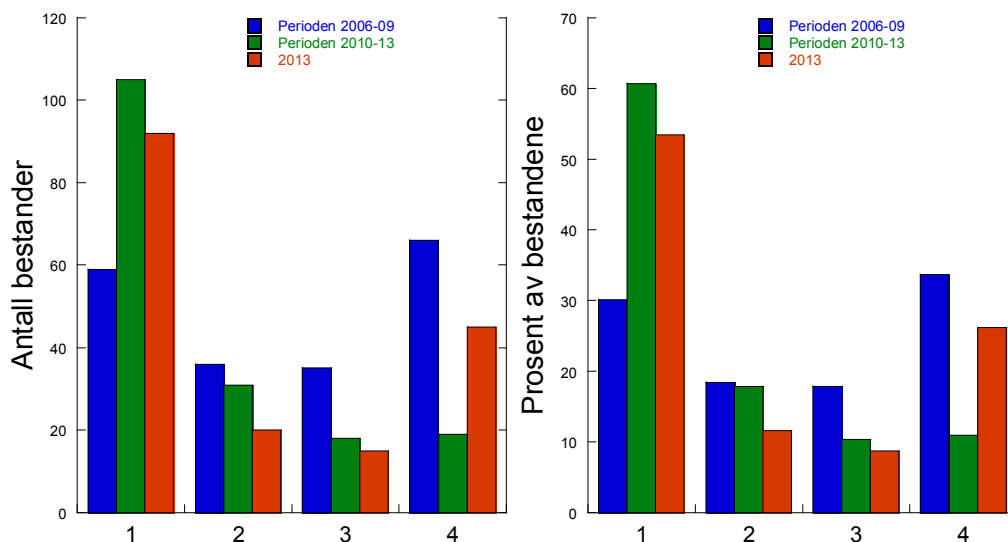
5.3 Nasjonale og regionale trender for oppnåelse av gytebestandsmål, beskatning og høstbart overskudd

Gjennomsnittlig veid oppnåelse av gytebestandsmål var 86 % for alle vurderte bestander i perioden 2010-2013 (veid med gytebestandsmålene og med 100 % som maksimumsverdi brukt i gjennomsnittsberegningen). Dette var på nivå med forrige vurdering (85 % for 2009-2012, altså tre av de samme årene inkludert som i denne vurderingen).

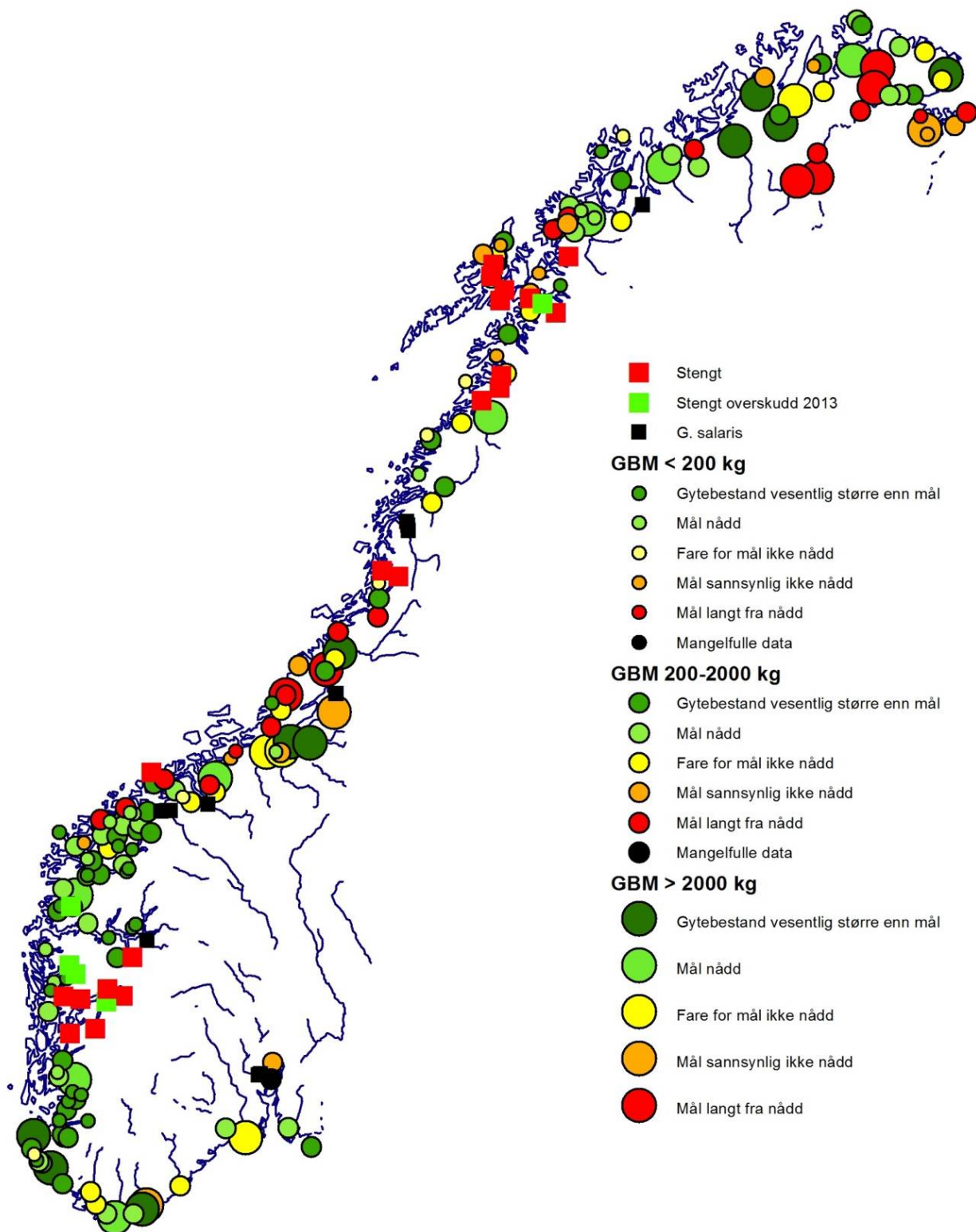
Forvaltningsmålet for perioden 2010-2013 var nådd for 61 % (n = 105) av de vurderte bestandene (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet). Det var fare for at forvaltningsmålet ikke var nådd i 18 % (n = 31) av bestandene, sannsynlig at målet ikke var nådd i 10 % (n = 18) av bestandene, og målet var langt fra nådd i 11 % (n = 19) av bestandene (**figur 5.5**). Dette er det beste resultatet som er oppnådd i de årene vitenskapsrådet har vurdert oppnåelse av forvaltningsmål (fra 2009, da perioden 2005-2008 ble vurdert). Tar vi hensyn til usikkerheten, både i målene og i vurderingen av måloppnåelse, og ser på bestander hvor måloppnåelsen sannsynligvis eller sikkert var for dårlig (vurdering 3 eller 4) var beskatningen for høy for ca. 21 % av bestandene. Som det framgår nedenfor er dette ikke synonymt med at disse bestandene er sterkt overbeskattet.

Det var en klar forbedring i oppnåelsen av forvaltningsmålene fra perioden 2006-2009 til perioden 2010-2013, med en markant økning i antall og andel bestander der forvaltningsmålet var nådd og en reduksjon i antall og andel bestander der forvaltningsmålet sannsynligvis eller sikkert ikke var nådd (**figur 5.5**). For landet samlet ble bedringen tilskrevet strengere reguleringer av fiske som har redusert beskatningen, et betydelig høyere innsig av mellomlaks i Sør-Norge og Vest-Norge i 2011, samt et høyt innsig av både mellom- og storlaks i de samme områdene i 2012 (Anon. 2013a).

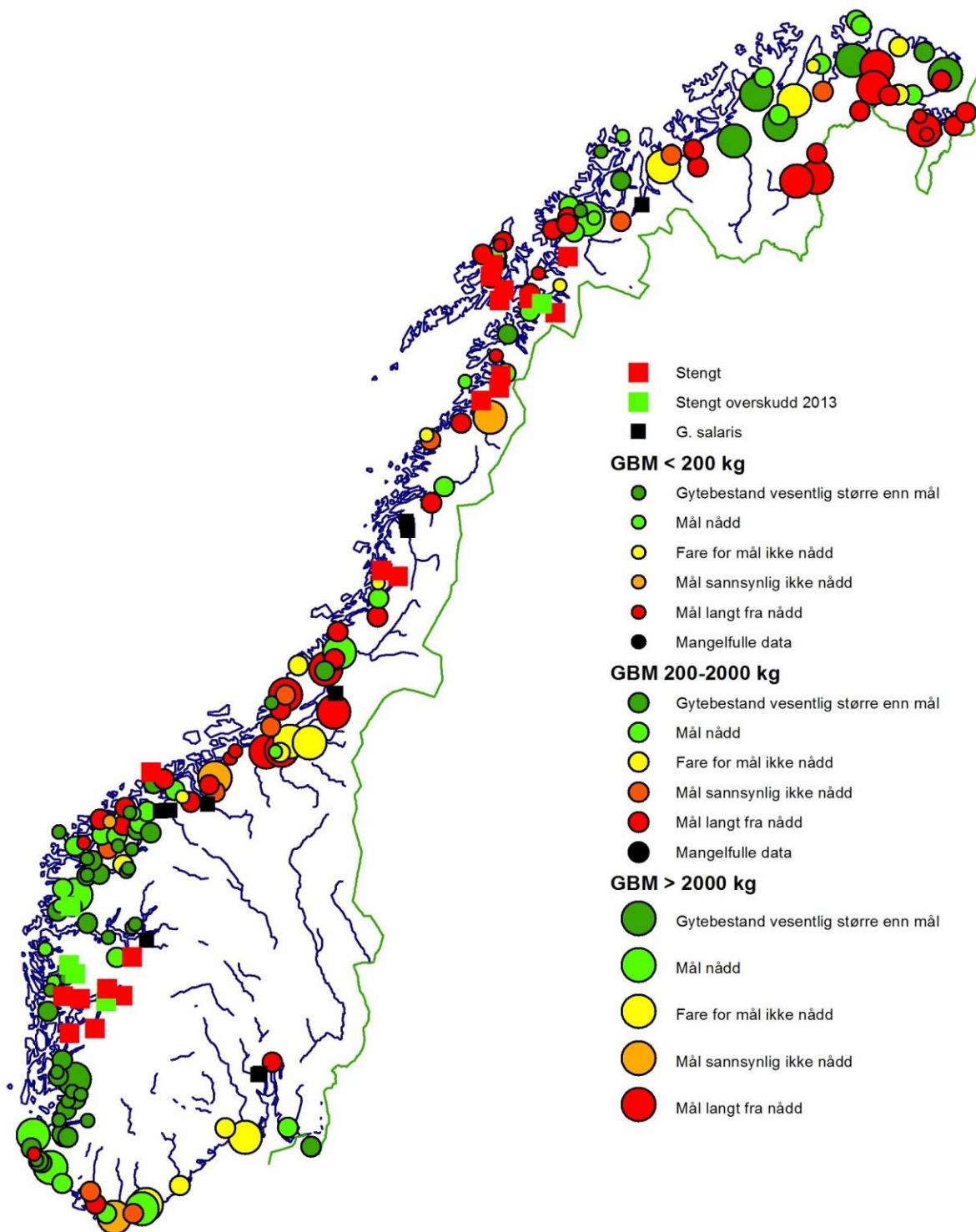
For 2013 isolert var det imidlertid færre bestander som nådde gytebestandsmålet og flere bestander som var langt unna målet enn for perioden 2010-2013 samlet. Dette gjenspeiler en negativ utvikling i flere gytebestander, særlig i Midt-Norge, men også i Nordland og Troms. Som vi viser nedenfor, skyldes den negative utviklingen i hovedsak redusert innsig i 2013.



Figur 5.5. Antall bestander (venstre) og andelen (høyre) av de vurderte laksebestandene som ble gitt vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd (inkludert bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet, vurdering 0), 2 fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd, 3 sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd og 4 forvaltningsmålet langt fra nådd, basert på perioden 2006-2009, perioden 2010-2013, samt på gytebestandsmåloppnåelse for 2013 alene.

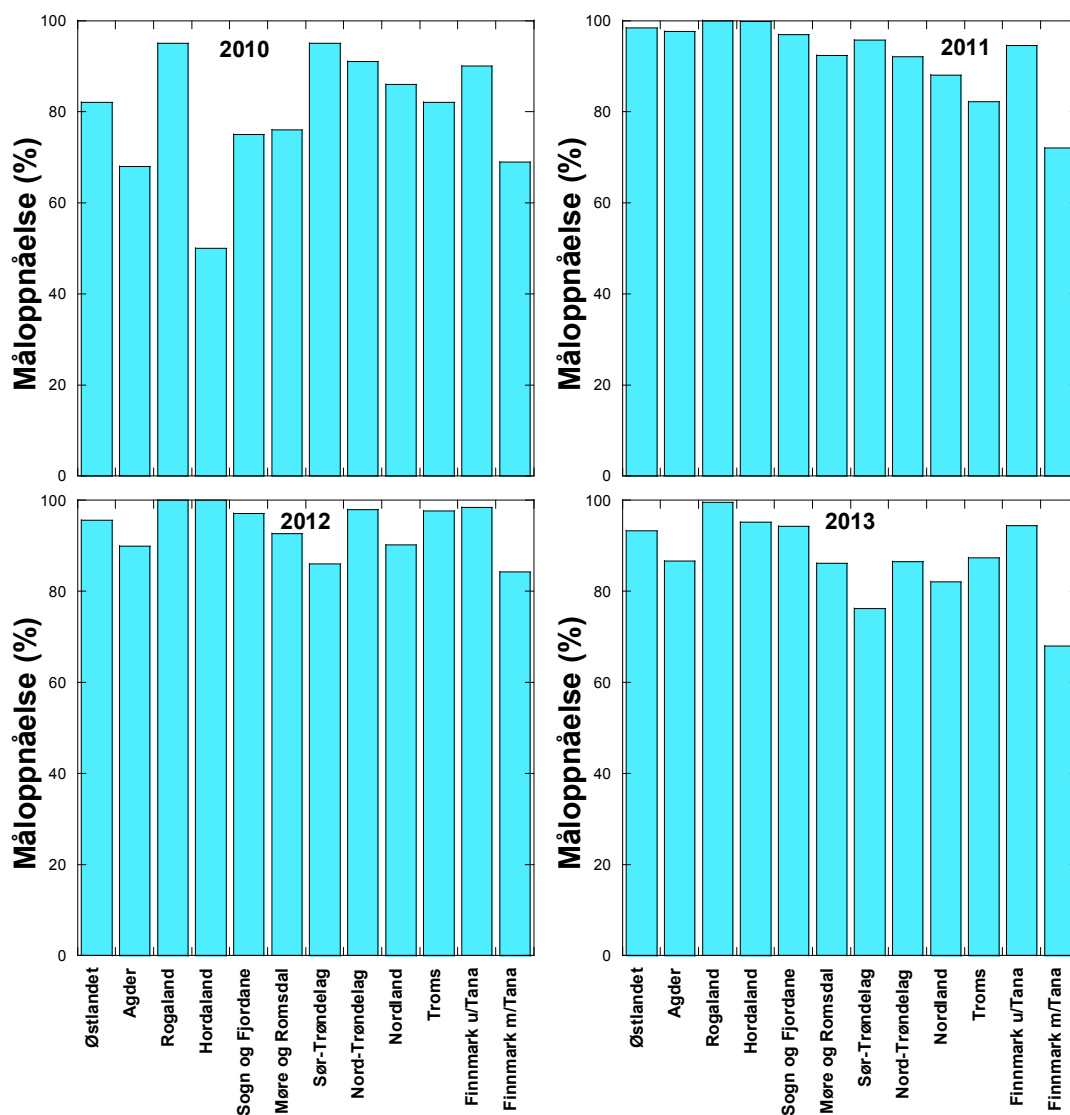


Figur 5.6. Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for perioden 2010-2013. Forvaltningsmålet var nådd i alle bestander med grønne (lyse og mørke) sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke er gitt vurderinger 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 2013.



Figur 5.7. Vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål for de enkelte laksebestandene for kun 2013. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke er gitt vurderinger fordi bestanden er infisert med G. salaris er også vist. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et bostbart overskudd i 2013.

Oversikt over beskatningsvurderingene for alle vassdragene for perioden 2010-2013 og for 2013 alene er gitt i **figur 5.6** og **5.7**. Det nasjonale bildet beskrevet ovenfor detaljeres her i en fylkesvis vurdering (**figur 5.8**). Det var en generell bedring i oppnåelse av gytebestandsmål i alle fylker fra 2010 til 2011/2012, mens oppnåelsen ble dårligere i de fleste fylker i 2013. Det er særlig i Sør-Trøndelag at utviklingen har vært negativ, der gjennomsnittlig oppnåelse også ble redusert fra 2011 til 2012 (fra 96 til 80 %) og ytterligere redusert i 2013 (76 %). Også Nordland, Troms og Finnmark med Tana (sterkt påvirket av Tana) hadde dårligere oppnåelse i 2013. Nedenfor vurderer vi årsakene til denne negative utviklingen.



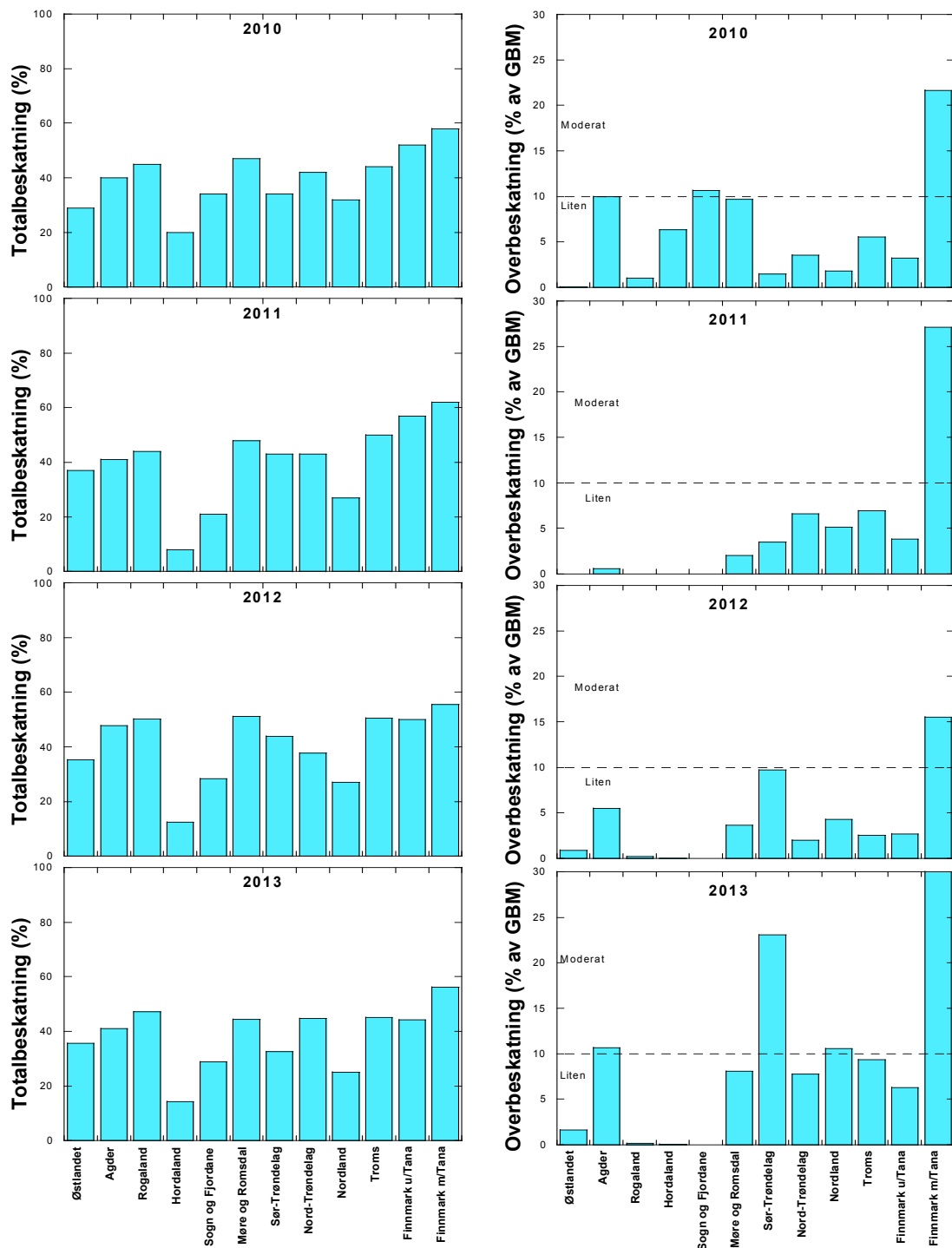
Figur 5.8. Gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene (100 % er full oppnåelse) for årene 2010, 2011, 2012 og 2013 for laksebestander i de ulike fylkene. Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist både med og uten Tanavassdraget. Måloppnåelsen er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn små bestander i gjennomsnittene.

Etter markante reduksjoner i totalbeskatning (andel av innsiget som beskattes i sjø- og elvefisket) fram til 2010 (Anon. 2013a) har beskatningen endret seg lite fra 2010 til 2013 (**figur 5.9**), og har i alle år ligget på et gjennomsnitt nær 40 % (38-41 %). Totalbeskatningen har alle år vært lavest i Hordaland og Sogn og Fjordane, mens den har vært høyest i Finnmark med Tana.

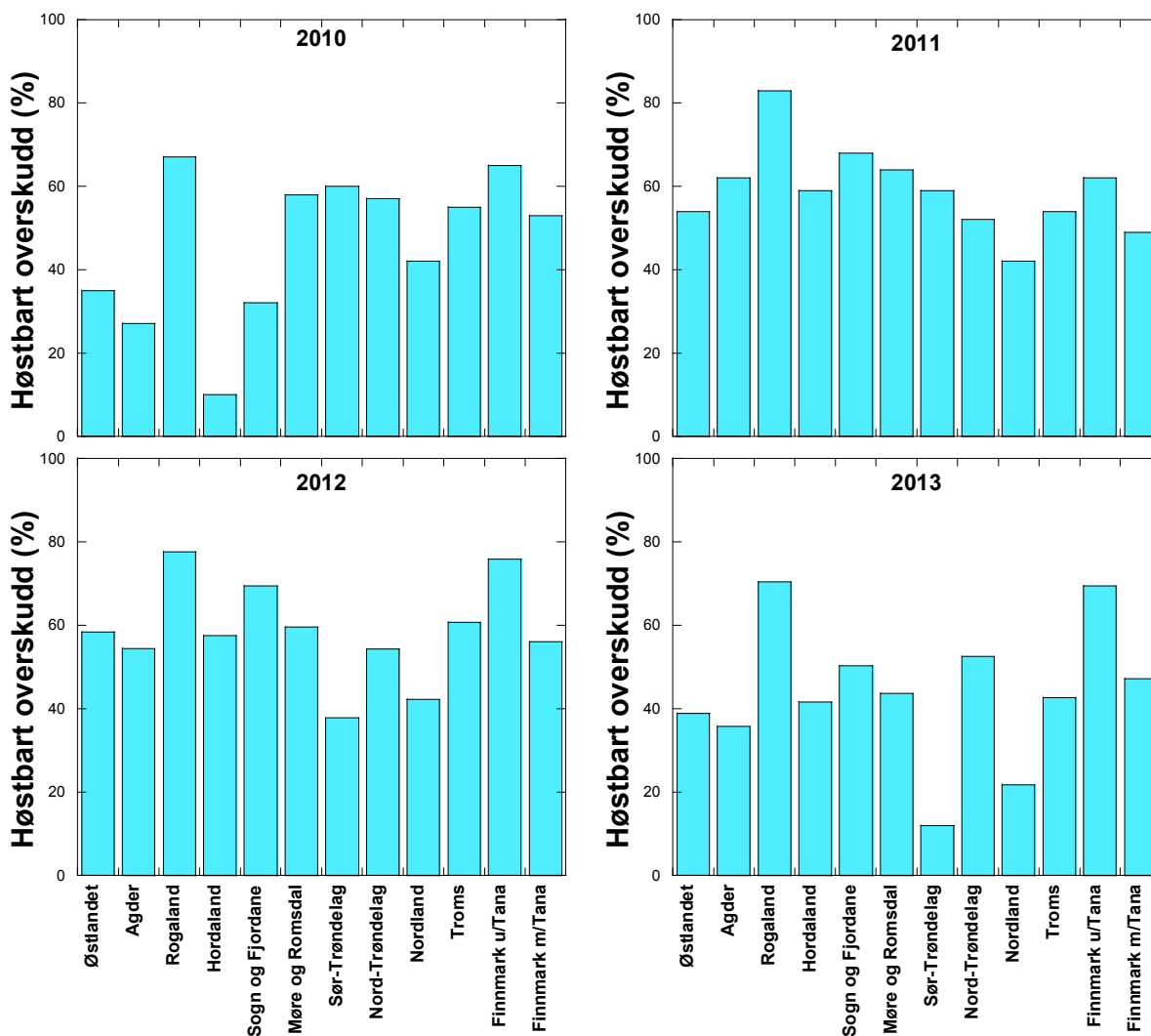
Fra 2010 til 2012 ble overbeskatningen redusert (**figur 5.9**) og det var ingen eller liten overbeskatning i alle fylker med unntak av Finnmark med Tana i 2011 og 2012. Fra 2012 til 2013 økte overbeskatningen i de fleste fylker, unntatt Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane, der det som tidligere år heller ikke var overbeskatning i 2013. I Agder og Sør-Trøndelag økte overbeskatningen så mye at kategoriseringen ble endret fra liten til moderat overbeskatning. I Agder økte overbeskatningen fra 5 til 11 % fra 2012 til 2013. I Sør-Trøndelag økte overbeskatningen markant, fra 9 til 23 %. Finnmark med Tanavassdraget hadde den aller største overbeskatningen, og den økte fra 16 til 30 % fra 2012 til 2013, og det medførte kategoriseringen ble endret fra moderat til stor overbeskatning. Den negative utviklingen fra 2012 til 2013 kan ikke forklares med økt fangsttrykk fordi totalbeskatningen var lik i de to årene. I Sør-Trøndelag ble faktisk totalbeskatningen redusert fra 44 % i 2012 til 33 % i 2013. Det er dermed redusert innsig som medførte at overbeskatningen økte, og oppnåelsen av gytebetandsmålene ble dårligere i mange bestander i Sør-Trøndelag. Det var særlig de store bestandene i Trondheimsfjorden som hadde dårlig oppnåelse i 2013.

Situasjonen med redusert innsig som ga dårligere oppnåelse av gytebestandsmål i deler av landet kan illustreres ytterligere ved å vurdere det høstbare overskuddet. Det høstbare overskuddet økte generelt fra 2010 til 2011, og særlig mye i Hordaland og Sogn og Fjordane men også på Østlandet og i Agder (**figur 5.10**). Bedringen ble knyttet til det økte innsiget av mellomlaks sør for Hustadvika i 2011 (Anon. 2012b, 2013a). Det var også et relativt stort innsig av mellom- og storlaks i samme region i 2012. Endringene i høstbart overskudd landet sett under ett var generelt små fra 2011 til 2012 (samme gjennomsnittsverdi). Det høstbare overskuddet sank imidlertid i Sør-Trøndelag (fra 59 % i 2011 til 38 % i 2012). Fra 2012 til 2013 ble det høstbare overskuddet generelt redusert (fra nesten 60 % til 44 % i gjennomsnitt), men spesielt sterkt i Sør-Trøndelag (fra 38 til 12 %) og Nordland (fra 42 til 21 %). Det høstbare overskuddet i de to største bestandene i Sør-Trøndelag, Gaula og Orkla, var svært lavt i 2013. Estimert høstbart overskudd sank i Gaula fra 68 % i 2011 til 46 % i 2012 og 12 % i 2013. Tilsvarende tall for Orkla var 64 %, 30 % og 1 %.

I samsvar med estimatene av høstbart overskudd ovenfor viser estimater av innsig til Trondheimsfjorden basert på merking-gjenfangst metodikk (fra Agdenes merkestasjon) at innsiget har blitt kraftig redusert fra over 90 000 laks i 2010 og 2011 til ca 32 000 (25 000-38 000) i 2013. Estimater for 2013 er det nest laveste i en serie på 14 år etter 1997. Bare estimatet fra 1997 var lavere, et år da innsiget til region Midt-Norge var rekordlavt (se **figur 2.17**) og generelt lavt til landet samlet (se **figur 2.3**).



Figur 5.9. Gjennomsnittlig totalbeskatning (prosent av innsiget fra havet som ble beskattet i både sjø- og elvefisket; venstre panel) og gjennomsnittlig overbeskatning i prosent av gytebestandsmålene (GBM) i de ulike fylkene i 2010, 2011, 2012 og 2013. Stiplet linje angir grensen mellom liten og moderat påvirkning av overbeskatning som definert i Anon. 2011a (grensen mellom moderat og stor effekt er ved 30 % av GBM). Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist både med og uten Tanavassdraget. Både totalbeskatning og overbeskatning er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn mindre bestander i gjennomsnittene.



Figur 5.10. Gjennomsnittlig høstbart overskudd (som % av innsiget) i de ulike fylkene i 2010, 2011, 2012 og 2013. Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist både med og uten Tanavassdraget. Det høstbare overskuddet er veid med gytebestandsmålet, slik at større bestander teller mer enn mindre bestander i gjennomsnittene.

6 BESTANDSSTATUS

6.1 Bakgrunn

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utviklet et forslag til kvalitetsnormer for laks i 2011 (Anon. 2011a). Forslaget ble behandlet videre i Miljøverndepartementet, og høsten 2013 ble kvalitetsnorm for laks vedtatt ved kongelig resolusjon. Normen er fastsatt for å kunne vurdere og klassifisere kvaliteten på villaksbestandene, og skal være retningsgivende for myndighetenes forvaltning. Kvalitetsnormen for hva som er god økologisk tilstand for villaks består av to faktorer (delnormer): a) Gytebestandsmål og høstingspotensial, og b) Genetisk integritet. Dette betyr at laksebestandenes kvalitet skal vurderes med hensyn på om de når gytebestandsmålet, om de har et normalt ventet høstbart overskudd, og i hvilken grad de er genetisk påvirket av hybridisering med andre arter, seleksjon og rømt oppdrettslaks. Arbeidet med den første klassifisering av utvalgte laksebestander etter normen har startet og ventes å være gjennomført i løpet av 2014 eller våren 2015.

Vurdering ut fra delnormen som omfatter gytebestandsmål og høstingspotensial gir en bedre beskrivelse av status for laksebestandene enn bare å vurdere oppnåelse av gytebestandsmål, slik vitenskapsrådet fram til nå har gjort (jfr. **figur 5.7**). Det er derfor naturlig at tilnærmingen som ligger til grunn for delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial benyttes i vitenskapsrådets årlige vurderinger av status for laksebestandene. I årets rapport har vi for første gang brukt denne tilnærmingen i en samlet beskrivelse av bestandsstatus for de vurderte laksebestandene. Det presiseres at den klassifiseringen som presenteres her ikke er en formell klassifisering etter kvalitetsnormen.

Klassifiseringen er bygd på prinsippet om at bestandsstatus i en gitt bestand bare kan klassifiseres som god når gytebestandsmålet er nådd etter en normal høsting av bestanden. Delnormen kombinerer vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og høstingsnivå til en felles klassifisering av bestandsstatus, som kan variere fra svært god til svært dårlig (**figur 6.1**). Høstingsnivået sammenlignes med det som anses å være normalt høstingsnivå for en bestand. Normalt høstingsnivå er det høstingsnivået bestanden skal kunne tåle på bakgrunn av naturlig sjøoverlevelse, samtidig som bestanden når gytebestandsmålet. Høstingsnivå beregnes som prosentandel av normalt ut fra kg fisk.

Når en bestand enten ikke når gytebestandsmålet eller ikke tåler normal høsting tyder dette på at noe er galt i vassdraget eller i fjorden/kysten/havet utenfor. En bestand som når gytebestandsmålet, men hvor høstingen er opphørt fordi det ikke er åpnet for fiske, eller beskatningen er svært liten på grunn av strenge restriksjoner, vil i et slikt system ikke bli klassifisert til å ha god status. I kvalitetsnormen vedtatt ved kongelig resolusjon er det påpekt av Miljøverndepartementet at målet med lakseforvaltningen både er bevaring av bestandene og bærekraftig høsting. Av bevaringsbiologiske årsaker (Anon. 2011a) er kriteriene i klassifiseringen forskjellig for bestander av ulik størrelse (**figur 6.1**), med strengeste kriterier for oppnåelse av gytebestandsmål for de naturlig minste bestandene.

6.2 Metoder for klassifisering av bestandsstatus

Kriteriene i klassifiseringen er avhengig av bestandsstørrelse, sortert etter antall hunner i gytebestandsmålet (stor bestand > 250 hunner, middels stor bestand 25-250 hunner, liten bestand < 25 hunner). Gytebestandsmålet er i utgangspunktet oppgitt som kg hunner. Antall hunner ble beregnet som gytebestandsmålet i kg delt på gjennomsnittsvekt av hunner i innsiget for perioden 1993 til 2013. Gjennomsnittsvekt av hunner i innsiget ble hentet fra simuleringene av oppnåelse av gytebestandsmål (beskrevet i **kapittel 5.1.2**). Blant de 199 bestandene som ble klassifisert var

det ingen små bestander, og bare de to øverste klassifiseringssystemene i **figur 6.1** ble benyttet. Klassifisering av bestandsstørrelse for de enkelte bestandene er gitt i vedleggsrapporten (Anon. 2014).

Delnormen gytebestandsmål og høstingspotensial kombinerer, som beskrevet i kapitlet ovenfor, vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og høstingspotensialet for bestanden i prosent av normalt høstingsnivå (**figur 6.1**). Vår vurdering er basert på perioden 2010-2013. Kvalitetsnormen skal i utgangspunktet vurderes over en femårsperiode, men i tråd med vitenskapsrådets praksis, som er tilpasset forvaltningsmålet for gytebestandsmåloppnåelse og fiskereguleringenes varighet, har vi her brukt fire år som grunnlag for vurderingen. Prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene for alle bestandene ble hentet direkte fra simuleringene beskrevet i **kapittel 5.1.2**.

Den andre dimensjonen i klassifiseringen er høstingsnivået i prosent av normalt høstingsnivå (**figur 6.1**), som klassifiseres fra normalt ($> 90\%$), redusert (80-89 %), lavt (60-79 %) og svært lavt ($< 60\%$). Vi starter med en klargjøring av hva dette innebærer. Høstingsnivået er *ikke* den faktiske høstingen som en bestand utsettes for, men det *høstbare overskuddet*. Det høstbare overskuddet gis som prosent av innsiget (slik innsiget ble definert i **kapittel 5.2.2**). Det vil si at det høstbare overskuddet er hvor stor andel av innsiget av laks som potensielt kan beskattes (i sjø- og elvefisket) samtidig som gytebestandsmålet nås. I den videre metodebeskrivelsen og i resultatene bruker vi begrepet *høstbart overskudd* i stedet for høstingsnivå. Det høstbare overskuddet ble beregnet for hvert år fra 2010 til 2013 som innsiget (se **kapittel 5.2.1**) minus gytebestandsmålet uttrykt i prosent av innsiget.

6.2.1 Hva er et normalt høstbart overskudd?

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

Naturlig store bestander (gytebestandsmål > 250 hunner):

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

Middels store bestander (gytebestandsmål 25-250 hunner):

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

Små bestander (gytebestandsmål < 25 hunner):

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

Figur 6.1. System for klassifisering av laksebestander etter delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial i kvalitetsnorm for laks, slik den ble vedtatt ved kongelig resolusjon høsten 2013. Delnormen kombinerer vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og høstingspotensial til en felles klassifisering. Mørk grønn er svært god status, lys grønn er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig status. Høstingspotensialet er vurdert ut fra om bestanden har et normalt høstbart overskudd. Et normalt høstbart overskudd er det nivået bestanden skal kunne tåle og samtidig nå gytebestandsmålet. Det høstbare overskuddet, kalt høstingsnivå i tabellen, beregnes som en prosentandel av normalt høstingsnivå for bestanden. Et høstingsnivå i % av normalt på for eksempel 50 %, betyr at bestanden er så liten at den ikke har et normalt høstbart overskudd, men at det høstbare overskuddet kun er 50 %, eller halvparten, av hva som beregnes som normalt. Et slikt resultat tyder på at bestanden ikke tåler normal høsting og at noe er galt i vassdraget eller i fjorden/kysten/havet utenfor. Klassifiseringen er forskjellig for store, middels store og små bestander. I denne rapporten bruker vi begrepet "høstbart overskudd" i stedet for "høstingsnivå".

Det beregnede høstbare overskuddet i de vurderte bestandene er et alternativt utgangspunkt for å bestemme normalt høstbart overskudd. Vi tok utgangspunkt i høstbart overskudd i bestandene som hadde nådd gytebestandsmålene i perioden, det vil si bestander som hadde nådd forvaltningsmålet (beskatningsvurdering 0 og 1, se **kapittel 5.1.5**). Ved å velge disse ble bestander som kanskje eller sikkert ikke var fullrekrutterte ekskludert. I årets vurdering ble 105 bestander (61 % av de vurderte) inkludert i beregningen. Blant disse bestandene er det bestander hvor forvaltningsmålet er nådd på grunn av sterkt redusert beskatning, og hvor det høstbare overskuddet er redusert. Ideelt burde disse vært sortert ut, men dette kan ikke gjøres på en enkel og objektiv måte uten mer kunnskap om situasjonen i den enkelte bestand.

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

Det er sannsynlig at laksebestandene fra ulike deler av landet bruker forskjellige beiteområder i havet (se **kapittel 11**), og det kan dermed være regionale forskjeller i sjøoverlevelse og normalt høstbart overskudd. Derfor ble medianverdien beregnet hver for seg for tre regioner. Fordi kunnskapen om hvor laks fra ulike deler av landet beiter i havet er begrenset (se **kapittel 11**) brukte vi en kombinasjon av samvariasjon i innsigsendringer (se **kapittel 2.4**), genetisk strukturering (Wennevik mfl. upublisert) og vandringsstudier (Rikardsen mfl. 2008, Chittenden mfl. 2013a,b) som grunnlag for følgende regioninndeling:

- Region 1: Øst-, Sør- og Vest-Norge fra Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal. I denne regionen inngår både innsigsregion Sør-Norge, Vest-Norge og dels Midt-Norge. Innsiget til region Sør-Norge og Vest-Norge har hatt forskjellig utvikling i et lengre perspektiv (se **kapittel 2.4**), men økningen i innsig av mellomlaks i 2011 og stor- og mellomlaks i 2012 ble registrert i hele region 1, noe som tyder på at mye av fisken hadde beitet i samme havområde (Anon. 2012b) i alle fall i deler av den relevante perioden.
- Region 2: Midt-Norge fra Hustadvika i sør og Nord-Norge til og med Målselv i nord. I utgangspunktet har region Midt- og Nord-Norge hatt en lignende langtidsutvikling i innsig (se **kapittel 2.4** og **figur 10.4**). Det går imidlertid et genetisk skille mellom bestandene nord og øst for Målselv og bestander lengre sør i Nord-Norge, og vandringsstudier antyder at de nordligste bestandene beiter mer i Barentshavet enn bestandene lengre sør. Dette tyder på at disse nordligste bestandene har andre beiteområder enn bestander lengre sør i Troms og Nordland.
- Region 3: Troms og Finnmark nord for Målselv. Reisavassdraget er sørligste vassdrag i denne regionen.

Basert på prosedyrene beskrevet ovenfor beregnet vi normalt høstbart overskudd for hvert år for hver av de tre regionene (**tabell 6.1**). Overskuddet var spesielt stort i region 1 i 2011 (Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal) og spesielt lavt i region 2 i 2013 (Hustadvika til og med Målselv i Troms).

Det estimerte høstbare overskuddet i hver av bestandene for hvert av årene 2010-2013 ble deretter sammenlignet med og uttrykt i prosent av de normale høstbare overskuddene. Dersom for eksempel det høstbare overskuddet i en bestand i region 1 var 65 % av innsiget i 2010, så var det høstbare overskuddet 91 % av det normale (normalt høstbart overskudd for

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

Tabell 6.1. Normalt høstbart overskudd (gitt som % av innsiget) for årene 2010-2013 for tre regioner i Norge. Beregning av normalt høstbart overskudd er basert på median høstbart overskudd for bestander i hver region som nådde forvaltningsmålet i perioden (N = antall bestander med nådd forvaltningsmål).

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

6.2.2 Vurderte bestander

Alle bestander som fikk oppnåelse av gytebestandsmål vurdert (se **kapittel 5.1.1**), ble klassifisert etter den samlede vurderingen av oppnåelse og høstbart overskudd. For å utfylle det nasjonale og regionale bildet ble noen bestander klassifisert uten ytterligere vurderinger:

- Alle bestander i vassdrag med kjent forekomst av parasitten *G. salaris* (se **kapittel 8**), og der det ikke har vært gjennomført utryddelsestiltak, ble klassifisert som å ha svært dårlig status. Dette ble gjort ut fra den dokumenterte generelle effekten *G. salaris* har på smoltproduksjon i norske laksevassdrag (Johnsen mfl. 1999), og gjelder også der det settes ut smolt for å opprettholde et fiske.
- Bestander i vassdrag der det har vært gjennomført utryddelsestiltak mot *G. salaris*, og som er under friskmelding, ble ikke klassifisert fordi det er ukjent om parasitten fortsatt finnes i vassdraget. Bestandene i friskmeldte vassdrag ble klassifisert på ordinær måte.

For noen bestander var det bare tre av de fire årene i perioden 2010-2013 det var mulig å estimere oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd for. Disse ble likevel vurdert (dersom det ikke var spesielt stor usikkerhet), men kortere vurderingsperiode er påpekt for de aktuelle vassdragene i vedleggsrapporten (Anon. 2014). I noen få tilfeller ble bestander klassifisert ut fra annen informasjon kombinert med tidligere vurderinger av bestanden. Dette er også kommentert i vedleggsrapporten. Totalt ble 199 bestander klassifisert.

6.2.3 Tilleggskriterier

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

- For bestander med gytebestandsmål mellom 25 og 250 hunnfisk (middels store bestander) innføres et tilleggskriterium hvor tidsutvikling og variasjon i måloppnåelse i perioden vurderes. Dersom minste oppnåelse i perioden er halvparten eller lavere av grenseverdien for klassen, eller måloppnåelsen er i negativ utvikling, nedskrives vurderingen en klasse. Dette gjelder bestander som i utgangspunktet ble plassert i klassene god, moderat eller dårlig.
- For alle gruppene av bestandsstørrelser inkluderes effekten av eventuell fiskekultivering som et tilleggskriterium. Der kultivering medfører redusert effektiv bestandsstørrelse (lavt antall stamfisk som gir opphav til høy andel kultivert fisk i smoltbestanden), klassifiseres bestanden en klasse lavere enn tilfellet ville ha vært med kun naturlig reproduksjon

Fordi vurderingsperioden i denne rapporten er fire og ikke fem år (se begrunnelse i **kapittel 6.1**) valgte vi ikke å benytte det første tilleggskriteriet. Det andre tilleggskriteriet, med nedskrivning en klasse der fiskekultivering reduserer effektiv bestandsstørrelse er basert Ryman & Laikre (1991) som viste at et fåtall stamfisk som gir opphav til en stor utsetting, kan redusere den genetiske variasjonen til totalbestanden. Årsaken til dette er at avkommet til stamfisken kan utgjøre en betydelig større andel av genene som videreføres til neste generasjon, enn det gytefiskene i naturen bidrar med. Vi har i denne rapporten tatt en enkel tilnærming og nedklassifisert der vi med sikkerhet kan anta at den effektive bestandsstørrelsen er redusert på grunn av fiskeutsettinger. Det er mulig at spesifikke beregninger hadde medført at noen flere bestander hadde blitt nedklassifisert. Vitenskapsrådet har siden 2010 innhentet opplysning om antall stamfisk og antall rogn eller fisk satt ut i alle de vurderte bestandene, og vi brukte disse opplysningene som grunnlag. Opplysningene er gitt vassdrag for vassdrag i vedleggsrapporten (Anon 2014). Prosedyrene som ble brukt for å identifisere bestander som skulle nedskrives var som følger:

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

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

6.3 Nasjonale og regionale trender i bestandsstatus

I denne rapporten har det ikke blitt gjennomført en analyse av årsakene til eventuelt redusert status i de enkelte bestandene. I kvalitetsnormarbeidet er det forutsatt at når en bestand blir klassifisert til å ha moderat eller dårligere status, så skal det gjennomføres en analyse av menneskeskapte påvirkningsfaktorer ved hjelp av egne effektindikatorer (beskrevet i Anon. 2011a og Miljødepartementets grunnlagsdokument). Vitenskapsrådet har ikke hatt ressurser til en slik analyse i denne rapporten, men vi har gitt en enkel vurdering av status for landet samlet og en kvalitativ vurdering fylke for fylke, basert på tidligere analyser og vitenskapsrådets rapporter (Anon. 2009, 2010, 2011c, 2012b, 2013a). Merk at vurderingene er basert på bestandsstatus veid med gytebestandsmålet, slik at statusen i store bestander påvirker vurderingen mer enn små. Når vi omtaler antall eller andel bestander er tallene dermed ikke synonymt med faktisk antall bestander, siden bestandene er vektet etter sin størrelse. Klassifiseringen av de 199 bestandene er gitt på kart (**figur 6.2**), samt bestand for bestand i vedleggsrapporten (Anon. 2014).

Færre enn 40 % av bestandene (veid med gytebestandsmålene) ble klassifisert til å ha god eller svært god bestandsstatus (**figur 6.3**). Det var størst andel bestander med god eller svært god bestandsstatus i Rogaland, der bare et fåtall bestander hadde lavere status enn god, fulgt av Finnmark uten Tanavassdraget og Nord-Trøndelag. Det var lavest andel bestander med god eller svært god status i Sør-Trøndelag og på Østlandet (men i disse fylkene var det en stor andel med moderat status) fulgt av Nordland og Hordaland. Om vi ser bort fra Finnmark med Tanavassdraget (som domineres av Tanavassdraget, som har et svært stort gytebestandsmål og en dårlig status), var det størst andel bestander med svært dårlig status i Hordaland fulgt av Agder og Møre og Romsdal.

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

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

Agder: Her hadde over halvparten av bestandene svært dårlig status og resten god eller svært god status. Det er mange bestander som er i reetablering etter forsuring og kalking, og noen av dem er også sterkt påvirket av vannkraftregulering. Flere av bestandene har hatt positiv utvikling og nådde gytebestandsmålene for første gang i ett av de senere årene (2010-13).

Rogaland: Dette er fylket med den beste bestandsstatusen, og bare en liten bestand ble vurdert til å ha svært dårlig status. Smolt fra mange av bestandene har kort vandringsvei til eller vandrer direkte ut i havet, noe som kan medføre større marin overlevelse enn for bestander med lange fjordvandring som utsettes for naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer i fjordområdene (se Vollset mfl. 2014).

Hordaland: Det fylket med størst andel bestander med svært dårlig status. Bare 31 % av bestandene hadde god eller svært god status. Innsiget av laks har avtatt spesielt mye i denne regionen (Vest-Norge) både etter 1983 og etter 1989, og mange bestander har hatt svært få gytefisk i mange år. Det store innsiget av mellom- og storlaks i 2011/12 bedret gytebestandsmåloppnåelsen i mange bestander i disse årene. Vossovassdraget, som har det største gytebestandsmålet, hadde svært dårlig status (en redningsaksjon med storstilte smoltutsettinger pågår).

Sogn & Fjordane: Bare 39 % av bestandene i fylket hadde god eller svært god status, og nesten halvparten hadde svært dårlig eller dårlig status. Innsiget av laks har avtatt spesielt mye i denne regionen (Vest-Norge) både etter 1983 og etter 1989. Det er stor spredning i bestandsstatus mellom vassdrag i fylket. Det store innsiget av mellom- og storlaks i 2011/12 bedret gytebestandsmåloppnåelsen i mange bestander i disse årene. Lærdalselva, som har det største gytebestandsmålet i fylket, er ikke med i vurderingen fordi status med hensyn på *G. salaris* er ukjent (ferdig behandlet i 2012). Jølstra har også et relativt stort gytebestandsmål, og bestandsstatusen er svært dårlig (vassdragsregulering er viktig påvirkningsfaktor).

Møre og Romsdal: Fylket med færrest bestander med god eller svært god status (26 %) og over halvparten hadde svært dårlig status. Mange bestander ble klassifisert til å ha svært dårlig status. To av de tre bestandene med størst gytebestandsmål i fylket (Rauma og Driva) er infisert med *G. salaris* og har svært dårlig status. Mange av de mindre bestandene hadde god status.

Sør-Trøndelag: Hadde få bestander med svært god status (15 %) og mange bestander med moderat status. Over 40 % av bestandene hadde dårlig eller svært dårlig status. Statusvurderingen domineres av de store bestandene i Gaula (moderat status) og Orkla (dårlig status), hvor det høstbare overskuddet avtok betydelig fra 2011 til 2012 og 2013, på grunn av redusert innsig av mellomlaks og storlaks. Det var også flere av de middels store og små bestandene langs kysten som hadde dårlig status. Disse er historisk sett dominert av smålaks, og innsiget av slik laks var spesielt sterkt redusert i region Midt-Norge. Innsiget av mellom- og storlaks var ikke signifikant endret i perioden 1989 til 2013.

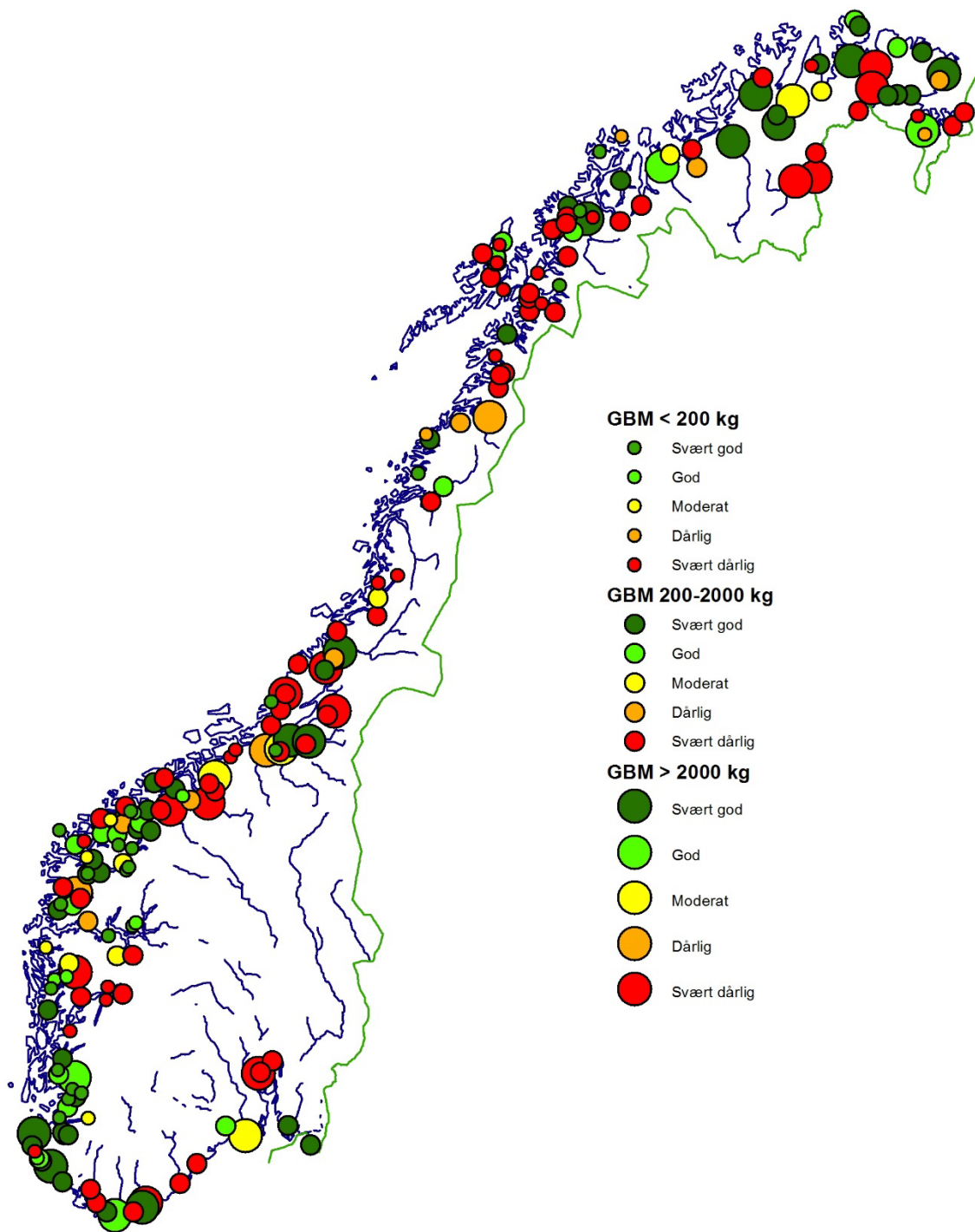
Nord-Trøndelag: Hadde en høy andel med bestander med svært god status (69 %), mens resten hadde dårlig eller svært dårlig status. Statusvurderingen er dominert av Namsen, som har et svært høyt gytebestandsmål og svært god status. Det er flere typiske smålaksvassdrag som har dårlig status, og innsiget av smålaks var spesielt sterkt redusert i region Midt-Norge.

Nordland: Det var stor variasjon i status mellom bestandene i fylket, men over 60 % av bestandene hadde svært dårlig eller dårlig status. To av de store bestandene er under reetablering etter *G. salaris* og rotenonbehandling, og en av dem (Røssåga) hadde svært dårlig status. Vefsna, som har det høyeste gytebestandsmålet i fylket, er ikke vurdert fordi rotenonbehandlingen ble avsluttet i 2013, og status for *G. salaris* infeksjonen er ukjent. Det var også mange små kystbestander som hadde dårlig status, og en god del av disse var historisk sett dominert av smålaks. Innsiget av slik laks var spesielt sterkt redusert i region Midt-Norge, mens innsiget av mellom- og storlaks ikke hadde endret seg signifikant etter 1989.

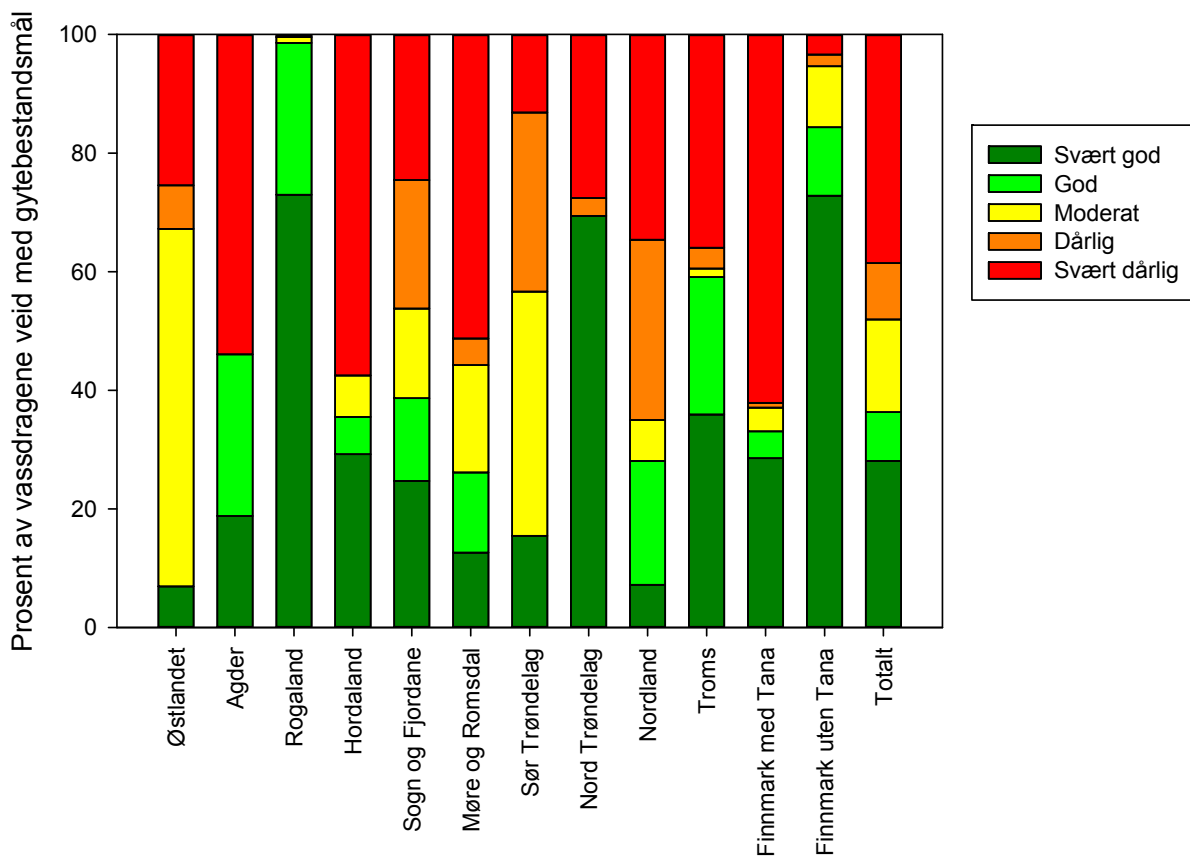
Troms: Nesten 60 % av bestandene hadde svært god eller god bestandsstatus, og nesten alle de andre hadde svært dårlig status. I den første gruppa er fylkets to største bestander (Målselv og Reisa), mens den tredje største bestanden (ut fra gytebestandsmålet) har *G. salaris* (Skibotn). Laukhelle har også en relativt stor bestand og svært dårlig status, uten kjente påvirkningsfaktorer i ferskvann.

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

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



Figur 6.2. Klassifiseringer av bestandstilstand (fra svært god til svært dårlig) for de enkelte laksebestandene ut fra en samlet vurdering av om de hadde oppnådd gytebestandsmålet og hadde et normalt høstbart overskudd for perioden 2010-2013. Bestandene er sortert etter størrelsen på gytebestandsmålet (GBM, kg hunner).



Figur 6.3. Fordeling av andelen laksebestander på fylkesbasis og for landet samlet med ulike klassifiseringer av bestandsstatus (fra svært god til svært dårlig) ut fra en samlet vurdering av om de hadde oppnådd gytebestandsmål og hadde et normalt høstbart overskudd for perioden 2010-2013. Hvert vassdrag er veid med gytebestandsmålet slik at større bestander teller mer enn små bestander. Merk at Østlandet består av fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark, at Aust- og Vest-Agder er slått sammen til Agder, og at Finnmark er vist med og uten Tanavassdraget. Tanavassdraget teller som én bestand i denne framstillingen.

7 RØMT OPPDRETTLAKS

7.1 Forekomst av rømt oppdrettslaks

I 2013 ble det i Norge produsert ca. 1 121 000 tonn oppdrettslaks (**figur 7.1**). Til sammenligning ble det i 2013 fanget ca. 537 tonn laks i sjø- og elvefisket i Norge (inkludert fisk som ble satt ut igjen). Selv uten korrigerering for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangsten var produksjonen av oppdrettslaks ca. 2087 ganger større enn totalfangsten av laks i sjø- og elvefisket målt i tonn. Utsettet av smolt i merdene i 2013 (283 millioner oppdrettssmolt) var det høyeste noensinne. I følge rapport på Fiskeridirektoratets hjemmeside (www.fiskeridir.no) ble det rapportert at ca. 38 000 individer av laks rømte i 2012 (**figur 7.2**), mens de foreløpige tallene for 2013 er 198 000 individer. Per 31. mai 2014 er rapportert om 183 000 rømte laks i 2014.

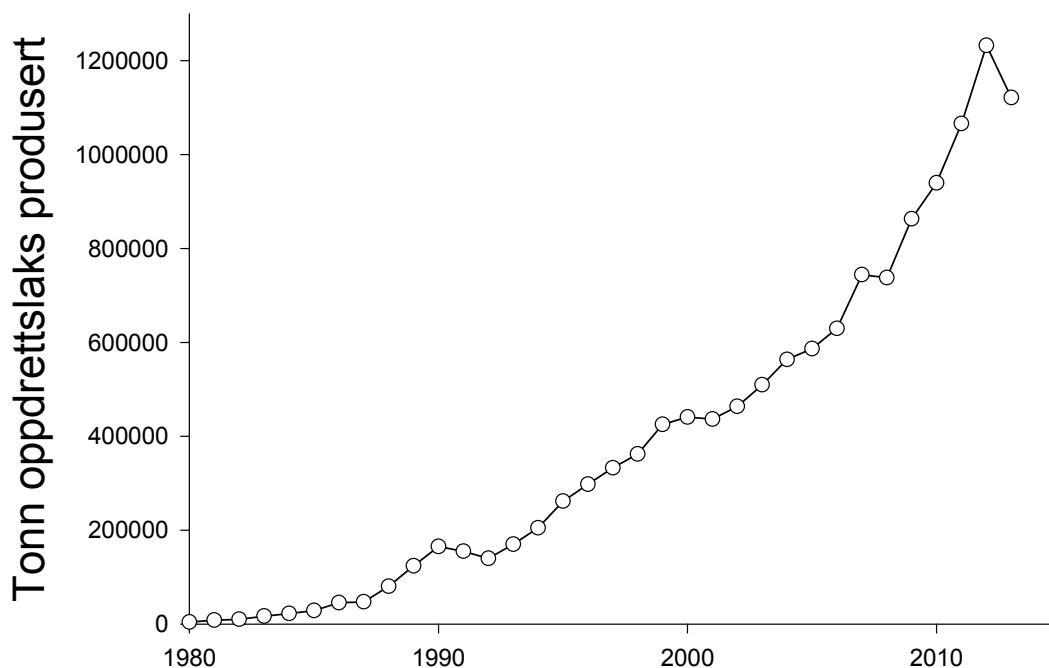
Innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene fra fisket i sjø og elv har blitt systematisk undersøkt årlig siden 1989 (Fiske mfl. 2001a, Fiske 2013, Anon. 2012b, Diserud mfl. 2013). Undersøkelsene er basert på identifisering av rømt oppdrettslaks på bakgrunn av ytre morfologi og skjellkarakterer (Lund mfl. 1989, Lund & Hansen 1991). Generelt har innslaget av rømt oppdrettslaks vært lavest i sportsfisket i elvene, høyere i prøvefiske og stamfiske om høsten like før gyting, og høyest i sjøfisket.

Lavere innslag av rømt oppdrettslaks i sportsfisket i elvene enn i sjøfisket (**figur 7.3**) skyldes at oppdrettslaksen 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 oppdrettslaks i prøvene fra sportsfisket var 16 %, har det uveide gjennomsnittet av innslaget av rømt oppdrettslaks i sportsfisket vært forholdsvis stabilt de foregående 10 årene og ligget på nivået 6-9 %. I 2013 var det uveide gjennomsnittet fra 96 vassdrag (17 745 prøver undersøkt av NINA, Rådgivende Biologer, Veterinærinstituttet og RKTL) på 3,2 %, noe som er det laveste innslaget i tidsserien. Dette skyldes spesielt at innslaget i prøver fra Vestlandet var lavere enn i tidligere år.

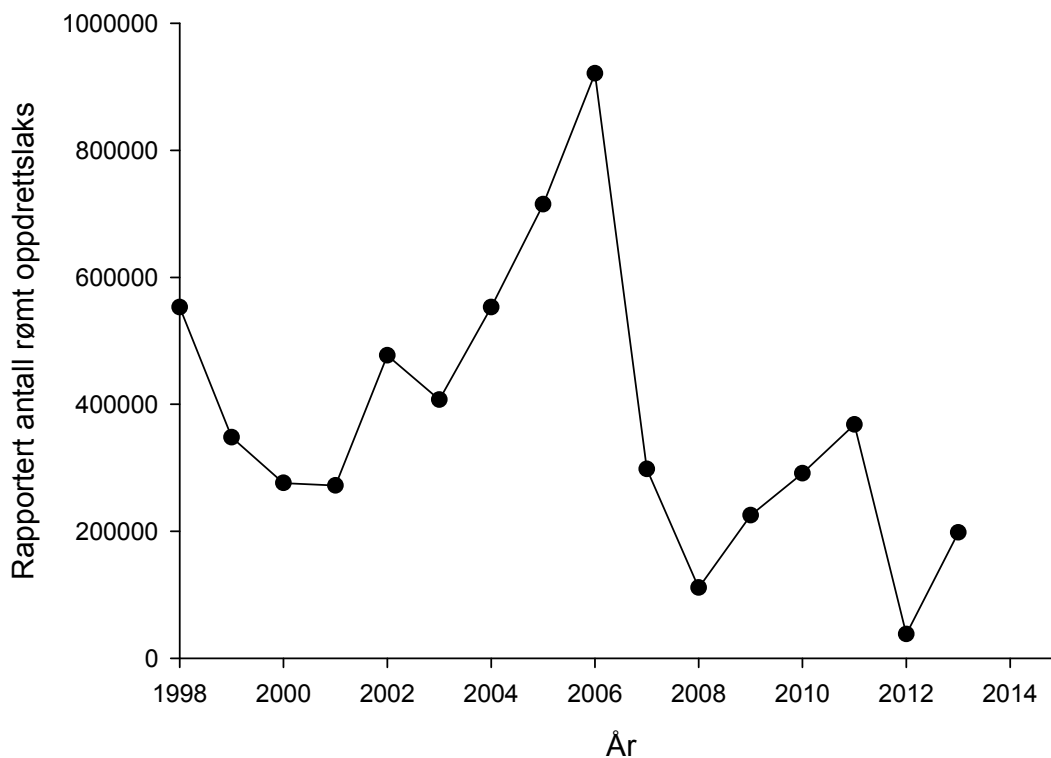
Foreløpige data fra overvåking av rømt laks om høsten antyder at innslaget av rømt oppdrettslaks i prøvene fra prøvefiske og stamfiske like før gyting i 2013 (høstfisket) var på samme nivå som de siste årene (13 % i uveid gjennomsnitt, **figur 7.3**, Fiske under utarbeidelse). Høstdata fram til 2012 er basert på Fiske (2013), og data for 2013 er foreløpige data fra skjellprøver undersøkt av NINA og Veterinærinstituttet på oppdrag fra Fiskeridirektoratet og Miljødirektoratet. I årene siden 2006 har det uveide gjennomsnittet av andelen rømt oppdrettslaks i vassdragene ligget på nivået 11-18 %. Medianverdien (dvs. midtverdien; nivået der halvparten av elvene ligger over, og resten under) hadde en nedgang fra 11 % i 2006 til 4 % i 2012, men i 2013 økte denne igjen til 8 %. Medianverdien for 2013 er på samme nivå som flere av de tidligere årene (2008 og 2010). Parvise sammenligninger hvor bare elver som er blitt undersøkt i flere år er med, viser også at innslaget rømt oppdrettslaks i 2013 for disse elvene var på samme nivå som i tidligere år. Årsaken til at andelen rømt laks i høstundersøkelsene ligger høyere enn sportsfisket i elvene, er som nevnt at rømt oppdrettslaks går senere opp i elvene enn villaks. Dersom prøvene fra sportsfisket og høstfisket kombineres til årsprosent (Diserud mfl. 2010) ser vi at prøvene med spesielt høye innslag rømt oppdrettslaks i 2013 var konsentrert til kysten av Trøndelag samt i Troms og Finnmark (**figur 7.4**).

I 2011 og 2012 ble et stort antall skjellprøver av laks fanget i sjølaksefisket i Nord-Norge analysert i prosjektet Kolartic Atlantic Salmon (over 20 000 prøver fra 39 fiskere i 2011 og 53 fiskere i 2012). Innslaget i prøvene, som ble samlet inn fra nordlige deler av Nordland til Øst-Finnmark i 2011 og 2012, er foreløpig estimert til 11 % rømt oppdrettslaks samlet (Niemelä mfl. upubliserte data) og 9 % i Finnmark i disse to årene. Innslaget i Finnmark var vesentlig høyere enn hva som ble estimert fra en tilsvarende undersøkelse i 2008 (3,6 %, Svenning mfl. 2011). I

innsigsberegningene i denne rapporten (**kapittel 2.3**) og i beregninger av antall oppdrettslaks i fangstene fra disse (**figur 7.5**), har vi antatt at innslaget av rømt oppdrettslaks i sjøfisken i 2009 og 2010 var det samme som i 2008, fordi dette er mønsteret i de få lokalitetene vi har data fra. For 2011, 2012 og 2013 har vi imidlertid antatt av innslaget økte noe i Nord-Norge, fordi prøvene fra Kolartic-prosjektet viser større innslag i sjøfangstene i nord i 2011 og 2012 enn tidligere år.



Figur 7.1. Produksjon av oppdrettslaks i Norge i perioden 1980-2013 (tonn). Tallene for 2013 er foreløpige (Kilde: www.fiskeridir.no).



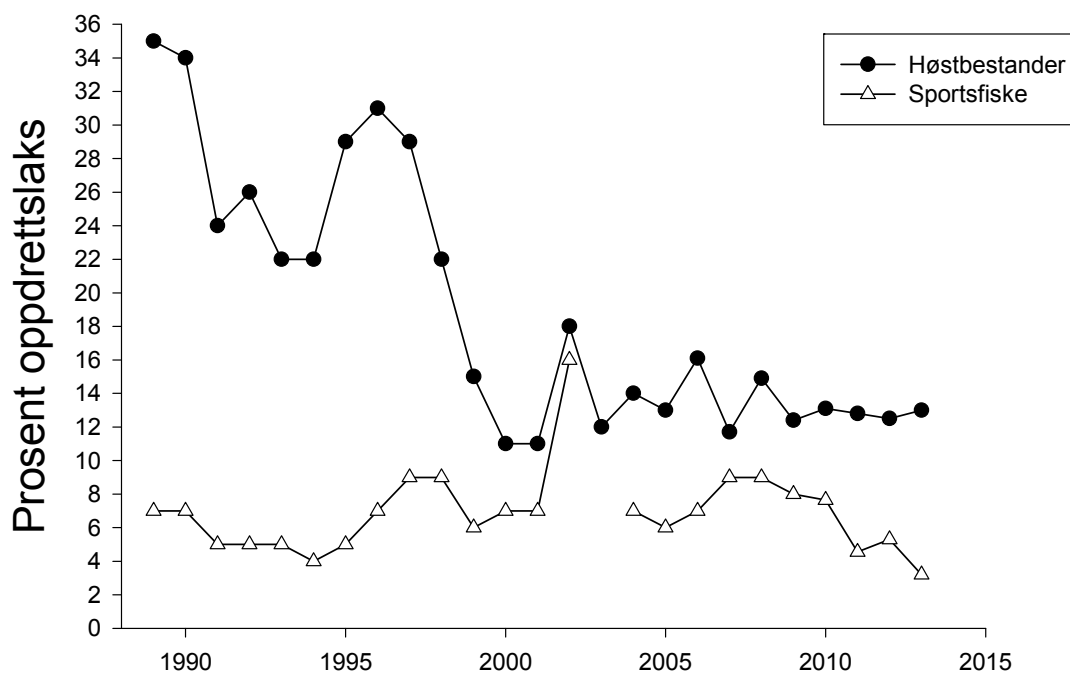
Figur 7.2. Rapportert antall rømt laks fra norske oppdrettsanlegg i perioden 1998-2013. Tallene for 2013 er foreløpige tall per april 2014 (Kilde: www.fiskeridir.no).

Estimert antall rømt oppdrettslaks i laksefangstene i sjø- og elvefiske har vært lavt i de siste årene (**figur 7.5**). Reduksjonen er nært knyttet til redusert fangst av laks i sjøen. I tillegg foregår en høy og økende andel av sjøfangsten i Norge i Finnmark, som har hatt et lavt innslag av rømt oppdrettslaks i sjøfangstene (innslaget økte fra 2011, se ovenfor). 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.

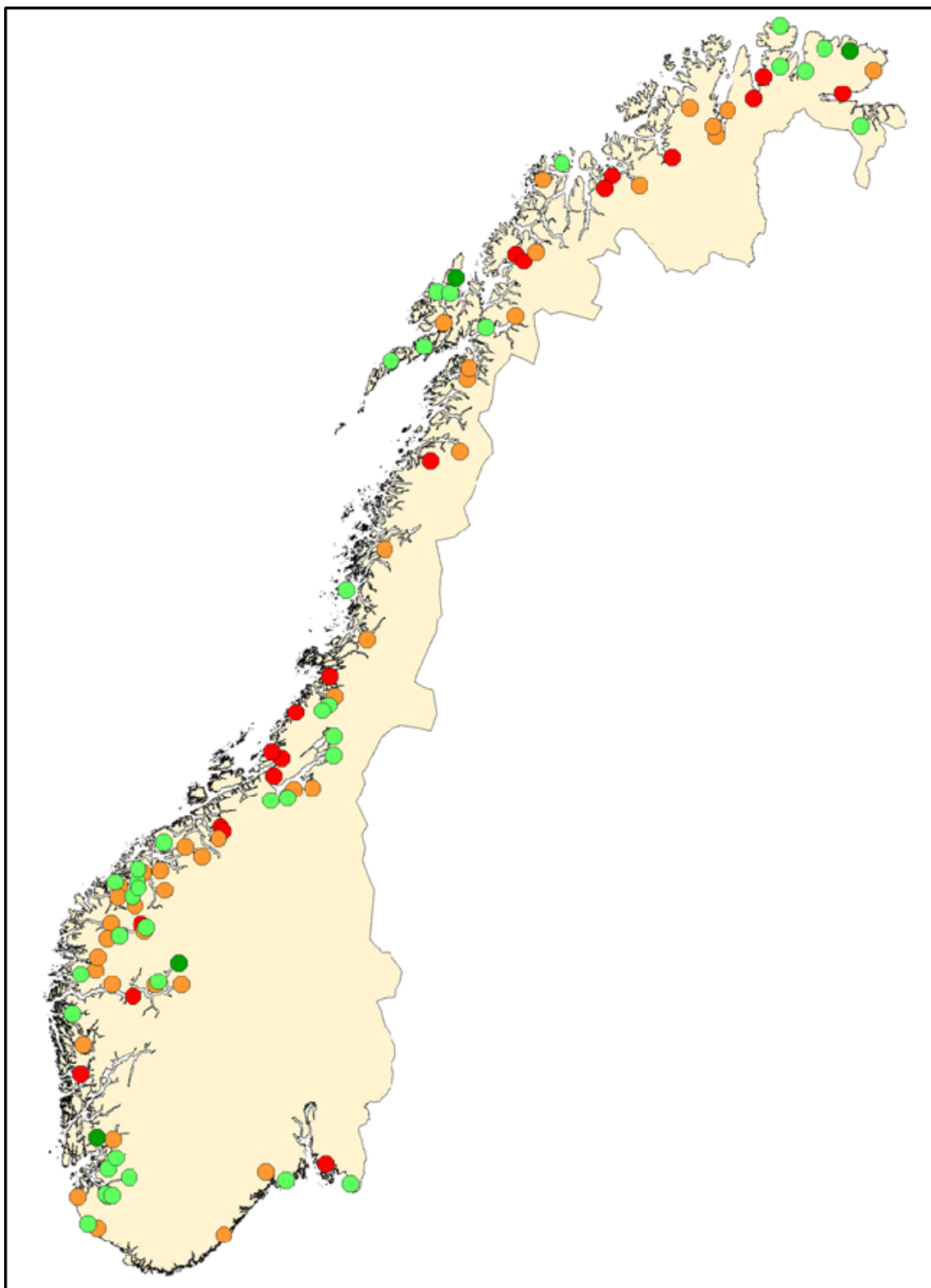
Estimatene overfor gjelder antall oppdrettslaks i totalfangstene. Vi kan også gi grove estimater for antall rømt oppdrettslaks som vandret opp i elvene i løpet av fiskesesongen ved å anta at oppdrettslaks har samme fangbarhet som villaks. Dette gir et estimat for fiskesesongen 2013 på ca. 7000 oppdrettslaks (95 % konfidensintervall 5000-10 000). Av flere årsaker har vi ikke estimert totalmengden rømt oppdrettslaks som vandrer opp i norske laksevassdrag (altså summen av de som vandrer opp i løpet av fiskesesongen og de som vandrer opp senere på høsten). Det finnes ennå ikke god nok kunnskap om hvordan oppvandringen av rømt oppdrettslaks fordeler seg mellom fiskesesongen og perioden fram til gyting (annet enn at oppdrettslaks generelt vandrer opp i elvene senere enn villaks), og vi kan derfor ikke på noen god måte anslå andelen oppdrettslaks som vandrer opp i vassdragene etter fiskesesongen. Overvåkingen om høsten foregår i relativt få vassdrag (33 vassdrag i 2013) og det må utvises forsiktighet i bruken av disse tallene til å oppskalere fra prosentvis innslag til totalantall rømt oppdrettslaks, fordi prøvenes representativitet ikke er godt nok testet.

I den siste risikovurderingen fra Havforskningsinstituttet forsøkte man å modellere antall laks som rømte fra oppdrettsanlegg i perioden fra 2005 til 2011 (Taranger mfl. 2014). Modellene tar utgangspunkt i kunnskap fra merkestudier av overlevelsen til både smolt og voksen laks som rømmer, estimatene for fangst av rømt laks i sjø og elv i perioden og ulike anslag for fangsten i

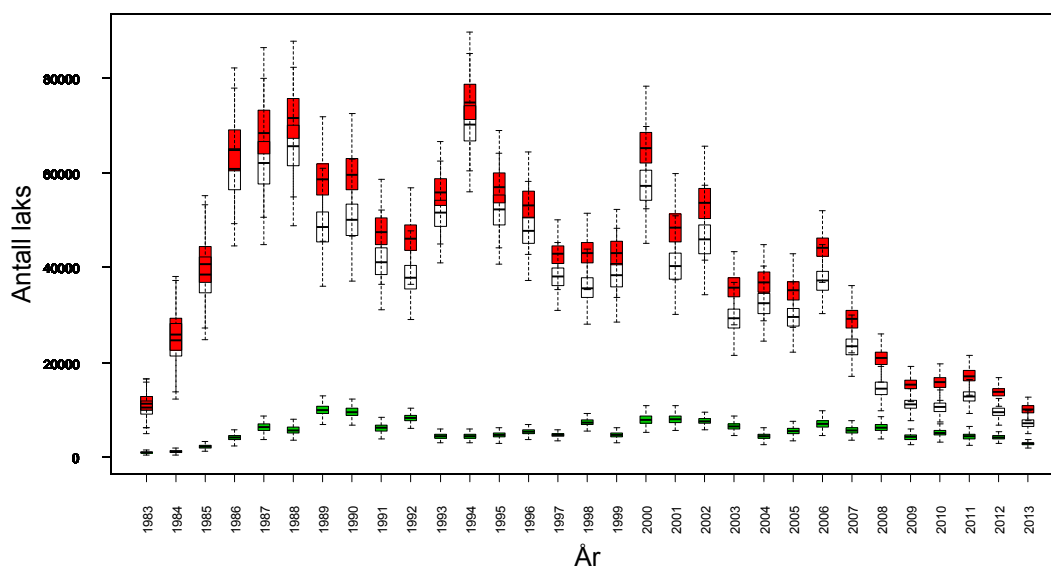
sjøen. Taranger mfl. (2014) konkluderte med at selv om estimatene er beheftet med usikkerhet, er det svært sannsynlig at rømmingen har vært langt høyere enn det som har blitt rapportert, og at smoltrømminger utgjør en større andel av rømt laks enn det som framkommer i rømmingsstatistikken. Totalt estimerte de at det årlig har rømt mellom 1 og 2 millioner laks i perioden 2005 til 2011.



Figur 7.3. Prosentandel rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og i prøver fra prøvefiske/stamfiske like før gytting om høsten i perioden 1989-2013. I 2003 ble undersøkelsene ikke finansiert og det mangler derfor tall for dette året. Høstdata fram til 2012 basert på Fiske (2013), data for 2013 er foreløpige data fra skjellprøver undersøkt av NINA og Veterinærinstituttet på oppdrag fra Fiskeridirektoratet og Miljødirektoratet.



Figur 7.4. Årsprosent rømt oppdrettslaks i vassdrag som ble overvåket i 2013, kategorisert etter Hindar og Taranger (2012) som ingen risiko for påvirkning av rømt oppdrettslaks (< 1 % rømt oppdrettslaks, mørkegrønn), liten risiko (1-4 % rømt oppdrettslaks, lysegrønn), moderat risiko (4-10 % rømt oppdrettslaks, oransje) og høy risiko (> 10 % rømt oppdrettslaks, rød). Årsprosent er en indeks som tar hensyn til registrering av rømt oppdrettslaks både i sportsfiskesesongen om sommeren og i et prøvefiske om høsten (Fiske mfl. 2006).



Figur 7.5. Beregnet antall oppdrettslaks i fangstene av laks i perioden 1983-2013. Røde bokser angir totalfangsten, hvite bokser angir fangstene i sjøen og grønne bokser angir fangstene under sportsfiske i elver. Boksene angir 25 og 75 persentilene (dvs. at halvparten av beregningene ligger innenfor boksen), mens de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene. Beregningene er hentet fra simuleringene av lakseinnslaget til Norge. Merk at beregningene gjelder antall oppdrettslaks i fangstene, og at en generell reduksjon i sjølaksefisket i de senere år har bidratt til å redusere totalfangsten av rømt oppdrettslaks.

7.2 Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks

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

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

Genetiske studier av nåtidige og historiske prøver fra et antall norske elver med DNA-markører har vist at genetiske profiler i enkelte elver har endret seg over tid og at de genetiske

forskjellene mellom laks fra de ulike elvene har blitt mindre over en periode på 20-30 år (Skaala mfl. 2006, Glover mfl. 2012). I et nylig publisert arbeid sammenliknet Glover mfl. (2013) historiske og nåtidige prøver av laks fra 20 elver ved bruk av et sett SNP-markører utviklet for å skille oppdrettslaks, villaks og krysninger mellom disse (Karlsson mfl. 2011). Blant de undersøkte elvene fant de signifikante endringer i genetiske profiler over tid hos laks fra fem vassdrag. Som i de tidligere undersøkelsene fant de også med dette settet av genetiske markører at forskjellene mellom bestandene hadde blitt redusert over tid, og at endringen var retningsbestemt i den forstand at de genetiske profilene fra nåtidige prøver lignet mer på profiler fra rømt oppdrettslaks enn det profilen utviklet fra historiske prøver gjorde. For første gang kunne også graden av innkryssing av rømt oppdrettslaks, det vil si andelen gener i bestanden med opphav i rømt laks, kvantifiseres. Estimaten av innkryssingsgrad varierte fra 2-47 % for de undersøkte bestandene. Graden av estimert innkryssing samvarierte til dels med andelen rømt fisk registrert i disse bestandene, og også med tidligere modellresultater, men det var også avvik fra dette mønsteret. I tillegg til andelen rømt oppdrettslaks i bestanden, ser det også ut til at bestandens tilstand i form av oppnåelse av gytebestandsmålet kan ha en betydning. I bestander med tilstrekkelig antall vill gytefisk vil konkurransen være sterkere og antagelig begrense gytesuksessen til rømt oppdrettslaks, slik som også eksperimentene i Imsa viste (Fleming mfl. 2000), mens i elver hvor bestanden er redusert vil det være lettere for rømt oppdrettslaks å oppnå gytesuksess.

Det foreligger så langt bare estimater av innkryssing av rømt oppdrettslaks basert på genetiske markører for et begrenset antall elver. Det ventes imidlertid at det i løpet av kort tid vil foreligge data fra et større antall elver analysert med SNP-markører. Et større datamateriale vil gjøre det mulig å foreta analyser av sammenhenger mellom biologiske og miljømessige forhold i elvene, og klarlegge hvilke mekanismer som har betydning for gytesuksess og innkryssing av rømt oppdrettslaks i villaksbestander.

Det har også kommet ytterligere studier som dokumenterer genetisk baserte fenotypiske forskjeller mellom oppdrettslaks, hybrider og villaks. Solberg mfl. (2013a) viste at oppdrettslaks har redusert respons på stress, målt som endring i vekst, i forhold til villaks. Forsøkene tydet på mer begrenset plastisitet, eller spennvidde, i stressreponsen og tyder også på en mer begrenset genetisk spennvidde i gener av betydning for vekst i oppdrettslaksen. Solberg mfl. (2013b) sammenliknet vekst i avkom av oppdrettslaks, villaks og krysninger i karforsøk hvor gruppene ble holdt separat, og samlet, for å undersøke om konkurranseforhold hadde innflytelse på relative vekstforskjeller mellom gruppene. De fant at de relative vekstforskjellene mellom oppdrettslaks og villaks var like både når gruppene ble holdt separat, og når de ble holdt i samme kar. Den relative vekstforskjellen ble imidlertid redusert når gruppene ble holdt under forhold som ble forsøkt tilnærmet et naturlig miljø (blant annet med begrenset tilgang på mat).

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har oppsummert føre-var-baserte råd om tilpasninger av lakseforvaltningen til klimaendringer (Anon. 2011b). Langtidsutviklingen i laksebestandene vil i stor grad avhenge av bestandenes tilpasningsevne. Det er derfor avgjørende at bestandenes genetiske integritet og genetiske variasjon bevares slik at råmateriale for evolusjonær endring bevares. Klimaendringene forsterker dermed betydningen av at innblandingen av rømt oppdrettsfisk reduseres til ikke-skadelige nivå.

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

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 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 50 norske vassdrag. Tre genetisk ulike varianter av *G. salaris*, som alle er dødelige for laks, er påvist på laksunger i 49 norske vassdrag i syv fylker (**tabell 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 (Robertsen 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 2014 er 20 vassdrag friskmeldt. Fjorten vassdrag er under friskmelding (se kapitlene nedenfor), mens førstegangs behandling er gjennomført i ytterligere 6 elver. Selv om de 14 vassdragene som er under friskmelding og de 6 vassdragene der første behandling er gjennomført formelt sett blir betraktet som smittede inntil de blir friskmeldte, inngår de likevel ikke i oversikter over smittede vassdrag. Per mai 2014 regnes dermed 9 norske vassdrag som infisert med varianter av *G. salaris* som er dødelig for laks (**tabell 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 elvestrekning. 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. 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 2014 er det dermed 20 friskmeldte vassdrag.

8.3 Vassdrag under friskmelding

De tre *G. salaris*-infriserte 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. I 2010, 2011, 2012 og 2013 ble henholdsvis 100, 286, 431 og 440 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 eller i 2013, 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 (laksunger) eller annen fisk. I 2011 og 2012 ble det gjennomført utryddelsestiltak i Lærdalselva med aluminiumsulfat som hovedkjemikalium. Undersøkelser med tanke på friskmelding begynte i 2013 og vassdraget vil tidligst bli friskmeldt etter siste innsamling av laksunger i 2017. I 2013 ble 415 laksunger fra Lærdalselva undersøkt uten at *G. salaris* ble påvist.

I Vefsn-regionen ble rotenon brukt for å utrydde *G. salaris* i elvene Vefsn, Fusta, Drevja, Hundåla, Dagsvikelva og Nylandselva samt de tre innsjøene Fustvatnet, Mjåvatnet og Ømmervatnet i Fustavassdraget i 2011 og 2012. I elvene Leirelva, Ranelva, Halsanelva og Hestdalselva var det allerede gjennomført rotenonbehandlinger, og basert på undersøkelser av laksunger, vurderte Veterinærinstituttet det som unødvendig å gjenta disse i 2012. Totalt sett var rotenonbehandlingen av Vefsn-regionen det mest kompliserte og kostnadskrevede 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. Det er ikke avklart når man tar sikte på å friskmelde vassdragene og innsjøene i Vefsn-regionen. Normalt skal alle vassdragene i en region friskmeldes samtidig, men i og med at det er mer komplisert å friskmelde de tre innsjøene med røye, kan det ikke utelukkes at innsjøene bli friskmeldt senere enn elvene. Undersøkelser med tanke på friskmelding vil begynne for fullt for alle behandlede elver i regionen i 2014. I 2013 ble det gjennomført oppfølgende undersøkelser av laksunger (antall i parentes) fra Halsanelva (91), Hestdalselva (71), Ranelva (30) og Leirelva (30) (dvs. elver som ikke ble rotenonbehandlet i 2011 og 2012) samt i Nylandselva (28) uten at *G. salaris* ble påvist.

Tabell 8.1. Smittestatus per mai 2014 for de 49 norske vassdragene der dødelige typer av *G. salaris* for laks er påvist. (X) betyr at bare førstegangs behandling er gjennomført.

Navn på vassdrag	Fylke	Smittet	Under friskmelding	Friskmeldt
Skibotnelva	Troms	X		
Signaldalselva	Troms	X		
Lakselva	Nordland			X
Beiarelva	Nordland			X
Ranaelva	Nordland			X
Slettenelva	Nordland			X
Røssåga	Nordland			X
Bjerka	Nordland			X
Bardalselva	Nordland			X
Sannaelva	Nordland			X
Leirelva	Nordland		X	
Ranelva	Nordland		X	
Nylandselva	Nordland		X	
Dagsvikelva	Nordland		X	
Drevja	Nordland		X	
Fusta	Nordland		X	
Vefsna	Nordland		X	
Hundåla	Nordland		X	
Halsanelva	Nordland		X	
Hestdalselva	Nordland		X	
Steinkjerelva	Nord-Trøndelag		X	
Figga	Nord-Trøndelag		X	
Lundelva	Nord-Trøndelag		X	
Vulleelva	Nord-Trøndelag			X
Langsteinelva	Nord-Trøndelag			X
Bævra	Møre og Romsdal			X
Storelva	Møre og Romsdal			X
Batnfjordselva	Møre og Romsdal	X		
Driva	Møre og Romsdal	X		
Litledalselva	Møre og Romsdal	X		
Usma	Møre og Romsdal	X		
Hensselva	Møre og Romsdal		(X)	
Breidvikselva	Møre og Romsdal		(X)	
Rauma	Møre og Romsdal		(X)	
Skorga	Møre og Romsdal		(X)	
Innfjordelva	Møre og Romsdal		(X)	
Måna	Møre og Romsdal		(X)	
Aurelva	Møre og Romsdal			X
Vikelva	Møre og Romsdal			X
Eidsdalselva	Møre og Romsdal			X
Nordalselva	Møre og Romsdal			X
Tafjordelva	Møre og Romsdal			X
Valldalselva	Møre og Romsdal			X
Korsbrekkelva	Møre og Romsdal			X
Vikja	Sogn og Fjordane			X
Lærdalselva	Sogn og Fjordane		X	
Drammenselva	Buskerud	X		
Lierelva	Buskerud	X		
Sandeelva	Vestfold	X		
Totalt antall vassdrag	49	9	20	20

8.4 Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag

Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå Miljødirektoratet) har laget en handlingsplan med prioriteringer for gjennomføring av utryddelsestiltak i norske vassdrag. Total rotenonbehandling er valgt som det viktigste utryddelsestiltaket. Utryddelsestiltakene gjennomføres regionsvis og i alle regioner planlegges det å gjennomføre doble kjemiske behandlinger, vanligvis i to påfølgende år. I enkelte vassdrag vil det i tillegg bli brukt langtidssperrer, slik at laksen forsvinner fra strekninger ovenfor sperrene etterhvert som de vandrer nedstrøms og ut i sjøen. Sperrere stanser all oppvandring av fisk, og strekningene ovenfor sperrere behøver dermed ikke å behandles kjemisk. 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, Breidvikselva, Innfjordelva og Måna) ble det første av to utryddelsestiltak gjennomført i 2013. Behandlingene vil bli mer omfattende enn de som ble gjennomført i denne regionen i 1993. I tillegg til de fem smittede vassdragene, blir også noen små, potensielt lakseførende elver behandlet for å hindre at parasitten har mulighet til overleve på steder der forekomsten er vanskelig å dokumentere. I en av disse elvene, Breidvikselva, ble *G. salaris* påvist på 3 laksunger i forbindelse med forundersøkelser forut for rotenonbehandling. Breidvikselva er elv nummer 49 i Norge der *G. salaris* er påvist på laksunger. Utryddelsen av *G. salaris* i Rauma-regionen ventes fullført i 2014.

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 Driva for å redusere parasittens utbredelse. Dette vil gi en vesentlig reduksjon i antall kilometer som må kjemisk behandles. Det er usikkert når sperra vil være ferdig bygget og fullt operativ, men arbeidet igangsettes i 2014. 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 regionen 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.

I Drammens-regionen er det ikke laget planer for gjennomføring av utryddelsestiltak mot *G. salaris*. Mattilsynet har bestilt en utredning for å klarlegge mulig forekomst av *G. salaris* på fisk (særlig røye) i Tyrifjorden. Utgangspunktet for denne bestillingen er påvisning av *G. salaris* på røye i tre innsjøer i Fusta-vassdraget i Vefsn-regionen. Det var i Tyrifjorden, på oppdrettede regnbueørret, at *G. salaris* først ble oppdaget i Drammensvassdraget i 1986. Senere ble parasitten også påvist på regnbueørret i mange oppdrettsanlegg høyere opp i vassdraget. Det er derfor viktig å avklare smittesituasjonen ovenfor lakseførende strekning før det har noen hensikt å vurdere utryddelsestiltak mot *G. salaris* i Drammensvassdraget og i de andre elvene (Lierelva og Sandeelva) i denne smitteregionen.

8.5 Status og utviklingstrekk

G. salaris ble påvist i ei ny elv i 2013. Funnet ble gjort i Breidvikselva i Rauma-regionen der laksunger ble samlet inn i forbindelse med en utredning forut for rotenonbehandlingen. I de siste fem år har det blitt gjennom mange og omfattende utryddelsestiltak mot *G. salaris*. I perioden 2009-2012 ble 10 elver og tre innsjøer i Vefsn i Nordland rotenonbehandlet, i 2011 og 2012 ble Lærdalselva i Sogn og Fjordane behandlet med aluminiumsulfat og i 2013 ble elvene i Rauma-

regionen rotenonbehandlet. Forutsatt at behandlingene har vært vellykkede har forekomsten av *G. salaris* i norske vassdrag blitt vesentlig redusert, og per mai 2013 gjenstår det bare 9 norske elver med kjent forekomst av *G. salaris*.

9 RANGERING AV TRUSSELFAKTORER

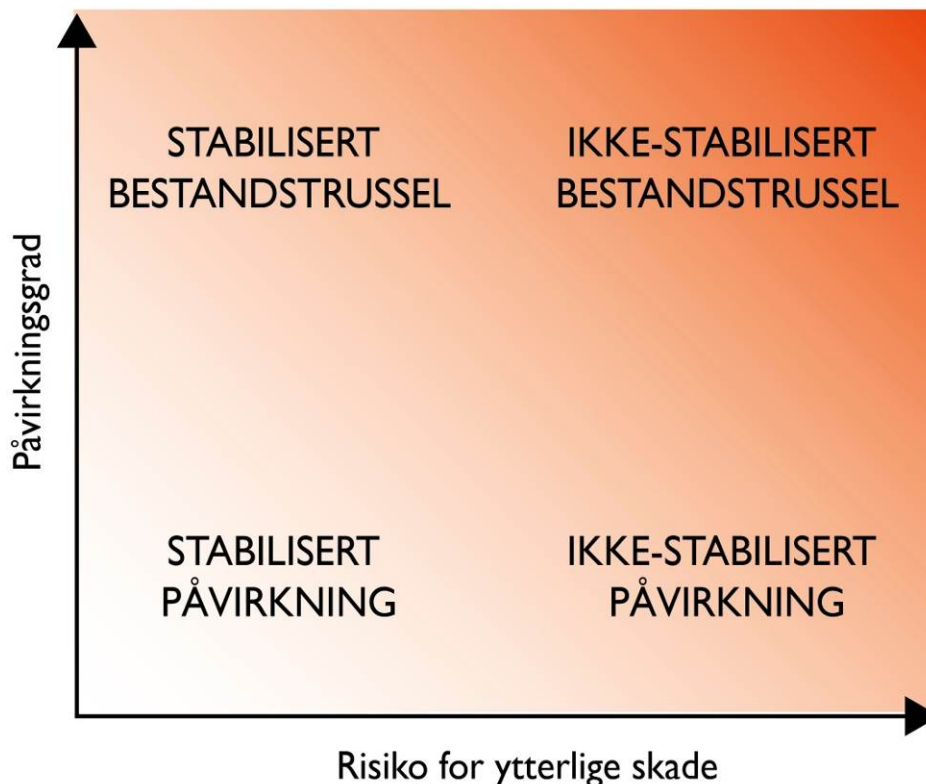
I tråd med mandatet (se www.vitenskapsradet.no) skal Vitenskapelig råd for lakseforvaltning vurdere de ulike menneskeskapte påvirkningene og truslene mot norsk villaks opp mot hverandre sammenholdt med:

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

Vitenskapsrådet har i tre tidligere rapporter (Anon. 2010, 2011c, 2013a) 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 9.1**). I det todimensjonale systemet er effekten av hver trussel dermed vurdert og framstilt langs en *påvirkningsakse* og en *risikoakse* (**figur 9.1**). Skjematisk kan trusselfaktorene grupperes i fire kategorier i dette systemet (**figur 9.1**):

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



Figur 9.1. Vitenskapsrådets todimensjonale system for vurdering av påvirkningsfaktorer og bestandstrusler for norske villaksbestander. For illustrasjon er diagrammet fargelagt etter alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig).

9.1 Vurdering av de enkelte trusselfaktorene

Poenggivingen for de enkelte trusselfaktorene er gitt i **tabell 9.1**. For graden av påvirkning er det ingen endring i vurderingen i 2014 sammenlignet med 2013 for noen av faktorene. For bergverk er risiko for ytterligere skade økt fra 2,0 til 2,5 i årets vurdering på grunn av en ventet økt bergverksaktivitet i framtida. For de andre trusselfaktorene er det ikke gjort andre endringer i risikovurderingen i 2014 i forhold til i 2013.

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 ble høsten 2013 lansert en håndbok for “Miljødesign i regulerte laksevassdrag” (Forseth & Harby 2013), der det presenteres en oppskrift for hvordan man kan utrede, utvikle og gjennomføre tiltak som bedrer forholdene for laks i regulerte vassdrag samtidig som man tar hensyn til kraftproduksjon. Denne er særlig aktuell i forbindelse med vilkårsrevisjoner. Miljødirektoratet og NVE publiserte i 2013 en felles gjennomgang og forslag til prioritering av de mange

vannkraftkonsesjonene som kan revideres innen 2022 (Sørensen mfl. 2013). Direktoratene ga 50 vassdrag høy prioritet ved revisjon. Videre ble 53 vassdrag gitt lavere prioritet, mens 84 vassdrag ikke ble prioritert. I de fleste prioriterte vassdragene var hensynet til fisk og fiske særlig vektlagt. Blant disse ble vassdrag med anadrome bestander (laks, sjørøye og/eller sjørørret) og vassdrag med storørret vurdert å ha størst verdi. Nesten 35 % av de påvirkede anadrome bestandene finnes i de vassdragene som foreslås prioritert. I de prioriterte vassdragene er det særlig aktuelt å gjennomføre tiltak som gir høyere minstevannføring. Bedring av forhold for laks i regulerte vassdrag er dermed høyt prioritert fra forvaltningen i revisjonsprosessen. Det gjenstår å se hvordan denne prioriteringen faktisk blir videreført i de mange revisjonsprosessene som kommer til å gjennomføres i de neste 10-20 åra.

Økende grad av effektkjøring (som gir variabel vannføring i elvene), sumeffekter av småkraftverk og generelt økende behov for fornybar energi for å redusere utslipp av klimagasser, gir moderat høy usikkerhet i vurderingen av framtid utviklingen. Kunnskapsnivået om effekter på laksebestander er gode, men siden effektene varierer mye mellom vassdrag er det vanskelig å anslå en typisk effekt. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

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 sjørørret. Slik vannbruk, avsperringer og andre inngrep i bekker er en betydelig utfordring for sjørørret (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 dermed moderat. Vurderingen er ikke endret fra forrige runde. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

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 ble endret fra 1 til 2 i 2013 i forhold til tidligere vurdering. Dette skyldes at det i liten grad 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. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Gyrodactylus salaris

Parasitten *G. salaris* er den faktoren som har medført at flest bestander i norske vassdrag har blitt kritisk truet eller gått tapt, og faktoren plasserer seg derfor høyt langs påvirkningsaksen. Effekten på lakseproduksjonen gjennom yngeldødelighet er svært stor (Johnsen mfl. 1999), og bestander som har hatt *G. salaris* i mange tiår blir vurdert til å være kritisk truet eller tapt i naturen. Faktoren plasserer seg imidlertid midt på risikosaksen, primært fordi omfattende tiltak for å utrydde parasitten i mange elver har redusert problemet betydelig. I 2012 ble behandlingstiltak fullført i Vefsn-regionen (ti elver og tre innsjøer) og i Lærdalselva, og i 2013 ble behandlingstiltak igangsatt i Romsdalsregionen (seks elver). I mai 2014 har *G. salaris* kjent forekomst i 9 norske vassdrag, mens det totalt har vært kjent smitte i totalt 49 norske vassdrag før behandlingstiltak ble iverksatt. 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 i 2014 som moderat, det vil si på samme nivå som i 2013. Risikoen ble vurdert som noe redusert i 2013 og 2014 i forhold til tidligere år.

Landbruksforurensninger

Mange laksevassdrag finnes i elvedaler med høy landbruksaktivitet. Dette kan gi tilførsler av næringsalter (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 i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Tabell 9.1. 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	Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett	Infeksjoner påvirket av annen akt. enn oppdrett	Rømt oppdrettslaks	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 9.1 fortsetter

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

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 i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Bergverk

Bergverksindustrien bidrar til økte metallkonsentrasjoner, partikler og til utslipp av ulike produksjonskjemikalier. Forurensningene kan påvirke anadrom fisk både i elvene og i de utenforliggende fjordene (se utfyllende vurdering i Anon. 2013a). Mens metallutslipp påvirker laksesmoltens evne til å tåle saltvann vil partikler kunne skade fiskens gjeller, samtidig som de kan påvirke overlevelse fra egg til yngel. Antall rammede bestander er lavt (få vassdrag har bergverk), men fordeler seg over mange fylker, samtidig som det antas at produksjonstapet i dag er lavt. Det er betydelig kunnskapsmangel knyttet til miljømessige effekter av eksisterende bergverk og de biologiske effektene av utslippene. Det foreligger lite kunnskap om hvilke belastninger laks og sjøørret tåler. Det er dermed vanskelig å angi hvor og i hvilken grad tålegrensene er overskredet i de enkelte vassdragene. Metaller vil også påvirkes smoltens vandring i fjordsystemet. Også når det gjelder dette er kunnskapen mangelfull. Det er dermed også manglende kunnskap med hensyn på å kunne utrede konsekvenser av ny bergverksindustri. Dette, sammen med en ventet økning i bergverksaktivitet i fremtiden, innebærer at det er en risiko for ytterligere skade, og risikoen for ytterligere skade er økt fra 2,0 til 2,5 i årets vurdering i forhold til vurderingen i 2013.

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 kompensere 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 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 dermed 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 fortsatt forhandlingene med Finland om nye fiskereguleringer, og disse er nå planlagt innført fra sesongen 2016. 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 5.3**) tilsier at antall rammede bestander ble kraftig redusert fra 2010 til 2012 etter at effektive tiltak er gjennomført. Denne trusselfaktoren ble derfor flyttet betydelig nedover langs påvirkningsaksen. I 2013 økte overbeskatningen, men dette skyldes ikke økt beskatning men redusert innsig. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

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

I følge Taranger mfl. (2014) var det i 2010 bare én av 26 undersøkte lokaliteter som ble klassifisert som å ha høy risiko for luserelatert dødelighet på vill laksesmolt, mens de andre hadde lav risiko. I 2011 økte antallet lokaliteter med høy risiko for luserelatert dødelighet på vill laksesmolt til 6 av 31 (alle 6 i Vest-Norge og Trøndelag), mens 2 lokaliteter hadde moderat risiko. I 2012 viste 6 av 29 undersøkte lokaliteter høy risiko for luserelatert dødelighet på vill laksesmolt (i Vest-Norge, Trøndelag og én lokalitet i Nordland), mens 4 lokaliteter viste moderat risiko og 19 lav risiko. I 2013 viste 1 av 23 lokaliteter høy risiko for lakselusrelatert dødelighet på vill laksesmolt (Nord-Trøndelag), mens 6 lokaliteter viste moderat risiko. Lakselusovervåkingen (Bjørn mfl. 2012, 2013) og Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013a, 2014) viser dermed at infeksjonspresset fra lakselus på utvandrende laksesmolt gradvis økte i flere regioner fra 2010 til 2012 og avtok noe i 2013. I Finnmark var det en moderat risiko for lakseluspåslag på utvandrende laksesmolt i 2013, noe som er høyere verdier enn tidligere år (fra kategori lav til moderat). Selv om det var et generelt lavere smittepress på utvandrende laksesmolt våren 2013 sammenlignet med tidligere år, var det et kraftig smittepress på sjøørret utover sommeren (Taranger mfl. 2014).

Lakselus som trusselfaktor plasserer seg høyt både langs påvirkningsaksen og risikoaksen. Vurdering av denne trusselfaktoren i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013. Kunnskapsgrunnlaget er vurdert som moderat godt og usikkerheten om framtidig utvikling er også vurdert som moderat. I tillegg til at lus har en bestandsreducerende effekt (Krkošek mfl. 2013) kan også lus påvirke vekst hos fisk og føre til en senere kjønnsmodning (Vollset mfl. 2014). Resistensutvikling hos lakselus mot ulike behandlingsmidler overvåkes

fortløpende, og i mange områder er det påvist nedsatt følsomhet (reduisert behandlingseffekt) hos lakselus mot flere ulike behandlingsmidler. I 2013 ble det påvist lav behandlingseffekt av azametifos i nordre del av Nordland, sør i Troms, Trøndelag og i Hordaland (Grøntvedt mfl. 2014). Samme år ble det også mange steder påvist redusert effekt av deltametrin, mens testene gav grunn til å frykte at forekomsten av resistent lus mot emamectin benzoat er underestimert (Grøntvedt mfl. 2014). Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett

Trusselbildet fra infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett har sammenheng med det store volumet av fisk i oppdrettsnæringen og de mange sykdomsutbruddene hos oppdrettsfisk. (Effekter av lakselus er vurdert som egen faktor og ikke inkludert her.) Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett er en faktor som det finnes svært lite kunnskap om, og hvor usikkerheten om framtidig utvikling er høy. Faktoren plasserer seg moderat høyt langs påvirkningsaksen og høyt langs risikosaksen. Infeksjoner fra fiskeoppdrett kan trolig ramme mange bestander i mange regioner, og er fraværende bare i områder med lite oppdrett (primært Sør- og Østlandet, samt deler av Finnmark). Effekten på produksjonen av villaks 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 oppdrettsnæringen er det lite sannsynlig at det kan gjennomføres tiltak som effektivt beskytter villfisk. Slike infeksjoner er et aktivt problem som ventes å øke hvis produksjon i oppdrettsnæringa øker og medfører ytterligere produksjonstap i mange bestander. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Infeksjoner påvirket av annen menneskelig aktivitet enn fiskeoppdrett

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

Rømt oppdrettslaks

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 av rømt oppdrettslaks. Faktoren plasserer seg høyt langs påvirkningsaksen og svært høyt langs risikoaksen. Faktoren rammer nasjonalt. Den historiske effekten på lakseproduksjon er moderat, siden den har virket i få laksegenerasjoner, og det så langt er relativt få bestander der det er dokumentert at bestander genetisk sett er tapt eller kritisk truet. Glover mfl. (2012) viste

imidlertid genetiske endringer i 6 (sterkt signifikant i 4) av 21 undersøkte bestander (28 %) som kunne knyttes til innkryssing av rømt oppdrettslaks. I et oppfølgende arbeid med SNP-markører på 20 av disse bestandene fant de signifikante endringer i fem av bestandene, og viste samtidig at disse endringene medførte at de nåtidige genetiske profilene lå nærmere den genetiske profilen til en sammensatt prøve av oppdrettslaks enn de historiske prøvene (Glover mfl. 2013). Graden av innkryssing, det vil si andelen av gener i bestanden som stammer fra oppdrettslaks, ble kvantifisert og estimatene varierte fra 2-47 % for disse bestandene (Glover mfl. 2013). Det ble også i en undersøkelse av laks fra Namsen (Karlsson mfl. 2012) påvist genetiske signaturer av oppdrettslaks i voksen villaks ved hjelp av SNP-markører. Graden av innkryssing varierte betydelig mellom innsamlingsår. Det ble observert en større grad av oppdrettsinnslag i ungfisk innsamlet i 2011 enn i potensielle villaks-foreldre innsamlet i 2010, hvilket antyder at det har skjedd en hybridisering mellom oppdrettslaks og villaks i vassdraget. Basert på et modellverktøy (Hindar mfl. 2006, Hindar & Diserud 2007) klassifiserte Diserud mfl. (2013) 11 av 110 (10 %) bestander som kritisk truet eller tapt (< 25 % beregnet andel villaks i bestanden). I Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2014) ble 10 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 2010–2012 (totalt 34 bestander). Samlet sett tilsier foreliggende undersøkelser at antall kritisk truede eller tapte bestander er på nivå tre (6-20 bestander) (se **tabell 9.1**). Det mangler imidlertid en samlet nasjonal kartlegging av innkryssing av rømt oppdrettslaks i bestandene, men det ventes at det innen utgangen av året vil foreligge data basert på analyser av SNP-markører for et større antall bestander.

Selv om oppdrettsnæringen har gjennomført omfattende tiltak som har redusert *andelen* laks som rømmer, og dette har redusert gjennomsnittlig andel rømt laks i prøver fra villfiskbestandene om høsten fra i størrelsesorden 20 % til 10 %, så har produksjonsøkningen medført at antallet oppdrettslaks som rømmer fortsatt er høyt. Enkeltbestander har også fortsatt svært høye innslag av rømt oppdrettslaks i prøver fra gytebestandene. Nivåene for innslag av rømt oppdrettslaks i prøver fra gytebestandene var gjennomsnittlig noe høyere i 2013 i de undersøkte elvene enn årene før (men dette har også sammenheng med utvalget av elver som inngår i beregningen, se **kapittel 7**), 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. 2014). Det er fare for at problemet vil opprettholdes, og fordi effekten på bestandene er kumulative (McGinnity mfl. 2003, Fraser mfl. 2010a, b) er det sannsynlig at effekten på villaksproduksjonen vil øke og at ytterligere bestander kan bli kritisk truet eller gå tapt. Framtidig risiko for rømminger kan reduseres på grunn av strengere regler for krav til opppankring og merder/nøter (NYTEK forskriften⁴), samt forskriften som ble vedtatt i mai 2012 om en prøveordning der 20 % av produksjonskapasiteten til et settefiskanlegg kan ha økt individvekt fra normalt 250 gram til 1000 gram (som kan redusere risiko for smoltrømminger). Vi anser at det foreløpig ikke foreligger god nok dokumentasjon for at bruk av større smolt vil redusere problemet med smoltrømminger og at dette vil redusere totalpåvirkningen på bestandene slik at det er grunnlag for å endre risikovurderingen. Det er fortsatt en begrenset del av smolten som produseres opp til størrelser over 250 g før de settes ut. I januar 2014 publiserte Fiskeridirektoratet en nettmelding som påpekte og presiserte kravene til maskevidder i merdene sammenlignet med smoltens størrelse. Dette vil også kunne bidra til å redusere rømmingstallene.

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

Kunnskapsnivået for påvirkningsfaktoren rømt oppdrettslaks 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, 2013) baserer seg på studier av mekanismer og ekstrapolering fra forsøk over få generasjoner, noe som innebærer usikkerhet. Dokumenterte genetiske endringer i naturlige bestander som over tid har hatt høye innslag rømt oppdrettslaks (Glover mfl. 2012, Glover mfl. 2013) gir på den annen side støtte til de utviklede scenarioene, selv om det kan være stor og uforklart variasjon i effekt mellom bestander. Risikovurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013. Rømt oppdrettslaks er mer omfattende omtalt i **kapittel 7**.

Menneskepåvirket predasjonstrykke

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. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Klimaendringer

I hvilken grad klimaendringer påvirker laks ble gjennomgått i en temarapport fra vitenskapsrådet i 2011 (Anon. 2011b). Fordi klimaendringer kan påvirke svært mange og ulike forhold i vassdragene (vannføring, vanntemperatur, vannkjemi) og kan gi storskala endringer i havøkosystemene, er det svært vanskelig å plassere denne faktoren langs de to aksene. Temperaturpåvirkede infeksjoner er allerede vurdert under "Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet". Det foregår omfattende forskning på temaet laks og klima, og det kommer stadig flere studier som knytter bestandsendringer til klimaindeksjer (f. eks. Friedland mfl. 2013, Mills mfl. 2013). Det er imidlertid fortsatt stor usikkerheten om den framtidige utviklingen, spesielt for den enkelte bestand. Det er fortsatt stor usikkerhet knyttet til hvor og når laks fra ulike vassdrag oppholder seg i ulike havområder (se **kapittel 11**), men pågående studier vil gi økt kunnskap. Klimaendring vil også påvirke vannkjemi i havet (Cadeira & Wickett 2005, Raven mfl. 2005). Det er en fare for at organismer som er viktig for laks (plankton, byttedisk og predatorer) påvirkes av havforsuring, og medfører at mengde, kvalitet og tilgjengelighet endres. Det er vist at havforsuringen (økt CO₂ konsentrasjon) kan påvirke sansesystemene og evnen til læring til fisk, på en måte som påvirker både matsøk og antipredator atferd (Munday mfl. 2009, Cripps, Munday & McCormick 2011, Allan mfl. 2013, Chivers mfl. 2013, Lönnstedt mfl. 2013, Munday mfl. 2013). Dagens kunnskap tilsier at egg og larveutvikling er mer følsomme for havforsuring enn andre livsstadier, og laks kan således være mindre utsatt enn marin fisk. Klimaendringer plasserer seg relativt lavt både langs risiko- og påvirkningsaksen, men kan flytte seg oppover risikoaksen om sammenhengene mellom særlig havklima og laksens vekst og overlevelse blir bedre dokumentert. Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

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 i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

Fremmede arter

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

Miljøforhold i havet

Det er liten tvil om at forhold i havet har bidratt til redusert overlevelse og redusert innsig av smålaks til Norge i de senere år. Denne faktoren er imidlertid *ikke vurdert som egen menneskeskapt trusselfaktor*. Det er flere årsaker til dette. Det finnes dokumentasjon på at endringer i vanntemperatur i havområdene der laksen beiter har påvirket fiskens vekst og overlevelse (se diskusjon i Anon. 2011b). Det er sannsynlig at disse endringene kan knyttes opp mot klimaendringer, og behandles under klima som trussel. Det er også funnet støtte for at beiteforholdene i havet kan påvirke laksens vekst og overlevelse (se Anon. 2011b), men foreløpig er det ikke publisert studier som belyser hvordan bestandene av andre pelagiske arter som er potensielle næringskonkurrenter til laksen, og forvaltningen av disse, innvirker på laksens vekst og overlevelse i havet (se omfattende vurdering av bruk av havøkosystemperspektiv i forvaltningen i **kapittel 11**). Vurderingen i 2014 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2013.

9.2 Samlet vurdering

Trusselvurderingen er lite endret i forhold til forrige vurdering, som ble gjort i 2013. Rømt oppdrettslaks, lakselus, *Gyrodactylus salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår i analysene som bestandstrusler (**figur 9.1** og **9.2**). Av disse truslene framstår særlig rømt oppdrettslaks og lakselus som klart ikke-stabiliserte bestandstrusler, mens *G. salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår som stabiliserte bestandstrusler med lavere risiko for ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander.

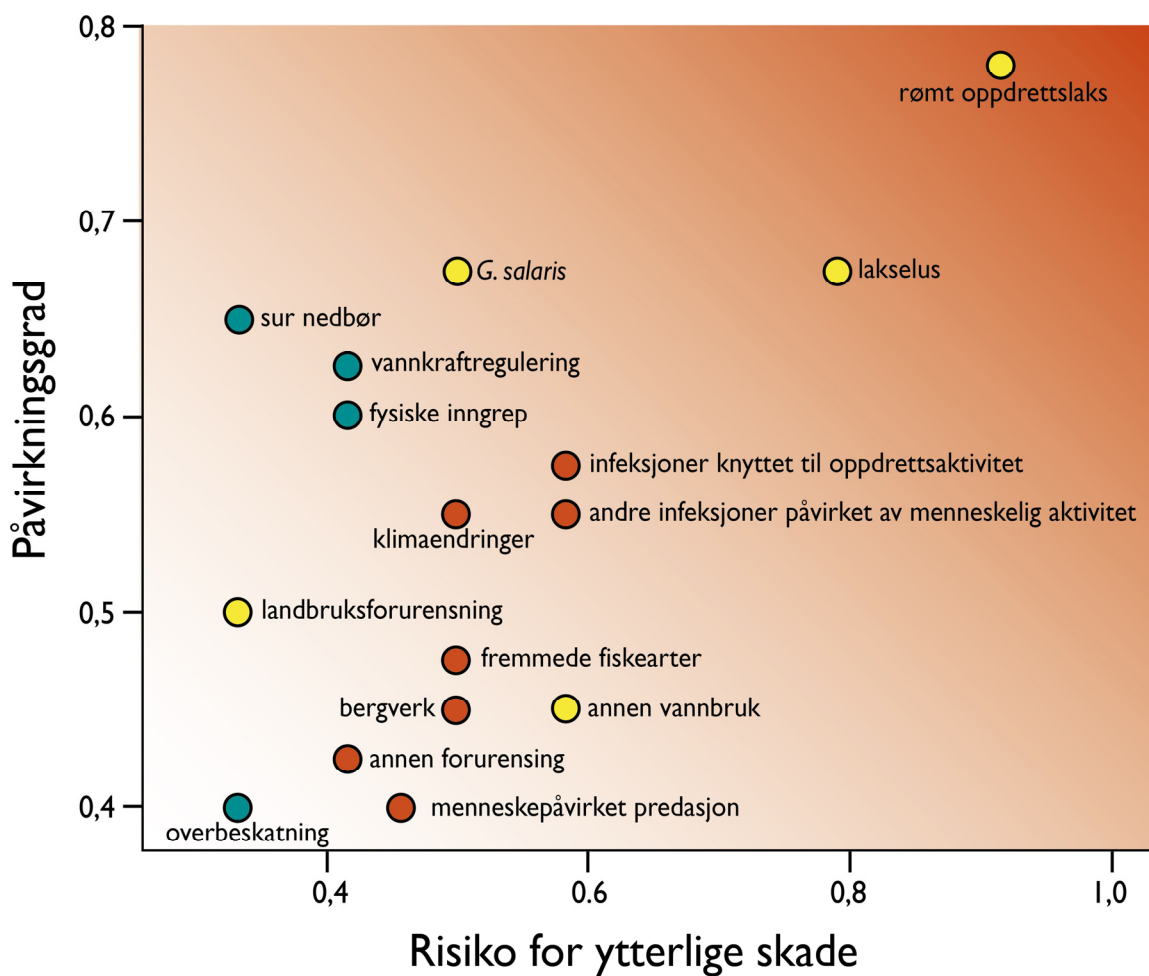
Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår som to klart ikke-stabiliserte bestandstrusler ved at de har en høy plassering både på påvirkningsaksen (særlig rømt oppdrettslaks) og risikoaksen, på samme måte som ved forrige trusselvurdering. Lakselus vil bare under høye infeksjonstrykk over flere år være en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

Parasitten *G. salaris* er også en bestandstrussel med relativt høy påvirkningsgrad og risiko, men trusselen er vurdert som mer stabilisert i 2013 og 2014 enn i tidligere vurderinger, 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 vurderingen i 2011 (Anon. 2011c) flyttet betydelig nedover langs påvirkningsaksen. Årsaken er de betydelige restriksjonene som har blitt innført, og som nå gir god effekt. En rekke andre trusler ligger ned mot venstre hjørne i diagrammet og framstår dels som stabiliserte påvirkninger (forurensninger, landbruksforurensninger, predasjon og annen vannbruk) eller trusler som ennå ikke er spesielt aktive (fremmede arter) men som *kan* bevege seg opp og mot høyre. I denne gruppa ligger landbruksforurensning lengst oppe langs påvirkningsaksen, (men lavt langs risikoaksen) og annen vannbruk lengst opp langs risikoaksen (men lavt langs påvirkningsaksen). Bergverk plasserer seg også i denne gruppa. For bergverk er risiko for ytterligere skade økt fra 2,0 til 2,5 i årets vurdering på grunn av ventet økt bergverksaktivitet i framtida. Et viktig aspekt ved flere av truslene i denne delen av diagrammet er at kunnskapsnivået er spesielt dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling stor.



Figur 9.2. Plassering av de ulike trusselfaktorene i et påvirknings- og risikodiagram. Faktorene kan grovt kategoriseres etter systemet som er vist i **figur 9.1** 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).

10 SAMLET UTVIKLINGSBESKRIVELSE

10.1 Nasjonale og regionale trender

Totalinnsiget av laks til Norge sank fra knappe 530 000 laks i 2012 til ca. 410 000 laks i 2013. Innsiget har sunket siden midten av 1980-tallet og holdt seg på et lavt nivå i de siste sju årene. Den negative langtidstrenden i lakseinnsiget til kysten innebærer en halvering av innsiget fra 1983 til 2013. Fra årene 1983-1986 til årene 2010-2013 har det vært en 55 % reduksjon i lakseinnsiget. Fra 1989 til 2013, altså etter at drivgarnfisket opphørte, har det vært en 34 % reduksjon i lakseinnsiget. Det reduserte lakseinnsiget skyldes primært en sterk reduksjon i innsiget av smålaks (laks mindre enn 3 kg). Smålaksen har normalt bestått av fisk som har vært ett år i sjøen (ensjøvinterlaks), men i perioden 2007-2013 hadde 25-30 % av smålaksen vært lengre i sjøen (hovedsakelig tosjøvinterlaks). Dette innebærer at innsiget av ensjøvinterlaks i årene etter 2006 er enda mindre enn det beregningene av smålaksinnsiget antyder.

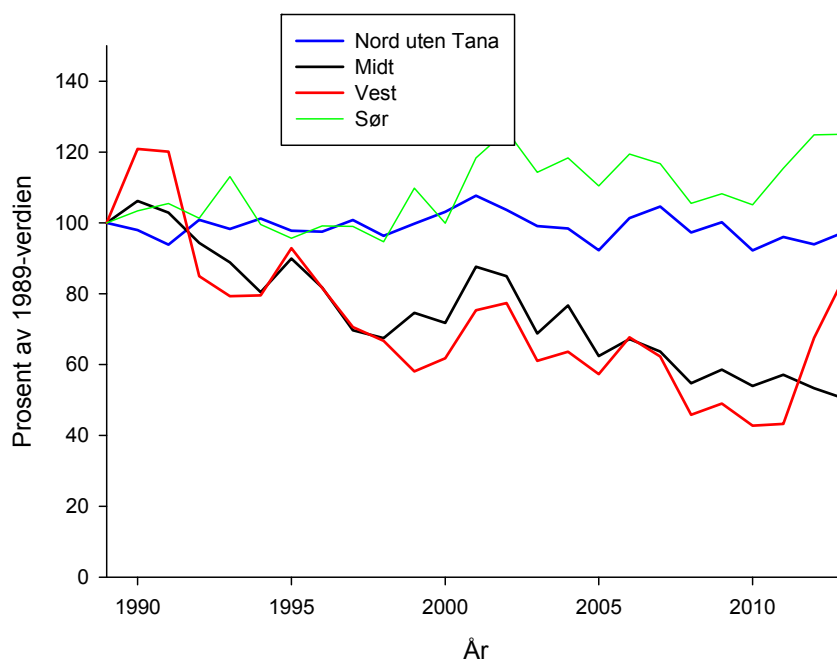
Det reduserte lakseinnsiget fra 2012 til 2013 ga redusert høstbart overskudd og mindre grad av oppnåelse av gytebestandsmålene i 2013. Måloppnåelsen var dårligere fra Sør-Trøndelag og til og med Troms, og spesielt i Sør-Trøndelag. I tillegg var måloppnåelsen i Tanavassdraget i Finnmark enda dårligere i 2013 enn i 2012. På landbasis sank gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålene fra 94 % i 2012 til 87 % i 2013. Dårligere måloppnåelse skyldtes ikke økt beskatning, fordi den totale beskatningsraten i sjø og elv på landbasis var i gjennomsnitt nesten den samme i 2012 og 2013 (henholdsvis 41 % og 38 % av innsiget).

Den langsiktige trenden med redusert totalinnsig, og spesielt lavt innsig av smålaks, er også registrert i andre land (ICES 2014). I den årlige rapporten fra ICES sin arbeidsgruppe for laks (ICES 2014) beskrives en generell trend for redusert sjøoverlevelse i både nordlige og sørlige områder. For mellom- og storlaks i ICES region nord (Finland, Norge, Russland, Sverige og nordøstlige Island) ligner utviklingen på den vi ser i Norge, med relativt små endringer i innsiget etter 1989. Innsiget til Norge utgjør da også over halvparten av innsiget av mellom- og storlaks i denne regionen. I ICES region sør (England, Wales, Irland, Nord-Irland, Skottland og sørvestlige Island) har innsiget av mellom- og storlaks vært svært lavt siden midt på 1990-tallet. Basert på arbeidsgruppens modeller er tre av fire av bestandskompleksene i Nordøst-Atlanteren beregnet til å ha full reproduktiv kapasitet før de beskattes i de nasjonale fiskeriene. Dette betyr at det var mer gytefisk i havet enn det samlede gytebestandsmålet i regionene, bortsett fra for flersjøvinterlaks fra det sørlige bestandskomplekset. Disse estimatene er basert på større områder og kan maskere utviklingen i enkeltbestander. Dermed kan det være et høstbart overskudd for et område samlet sett, samtidig som det kan være mange enkeltbestander uten høstbare overskudd innen samme område.

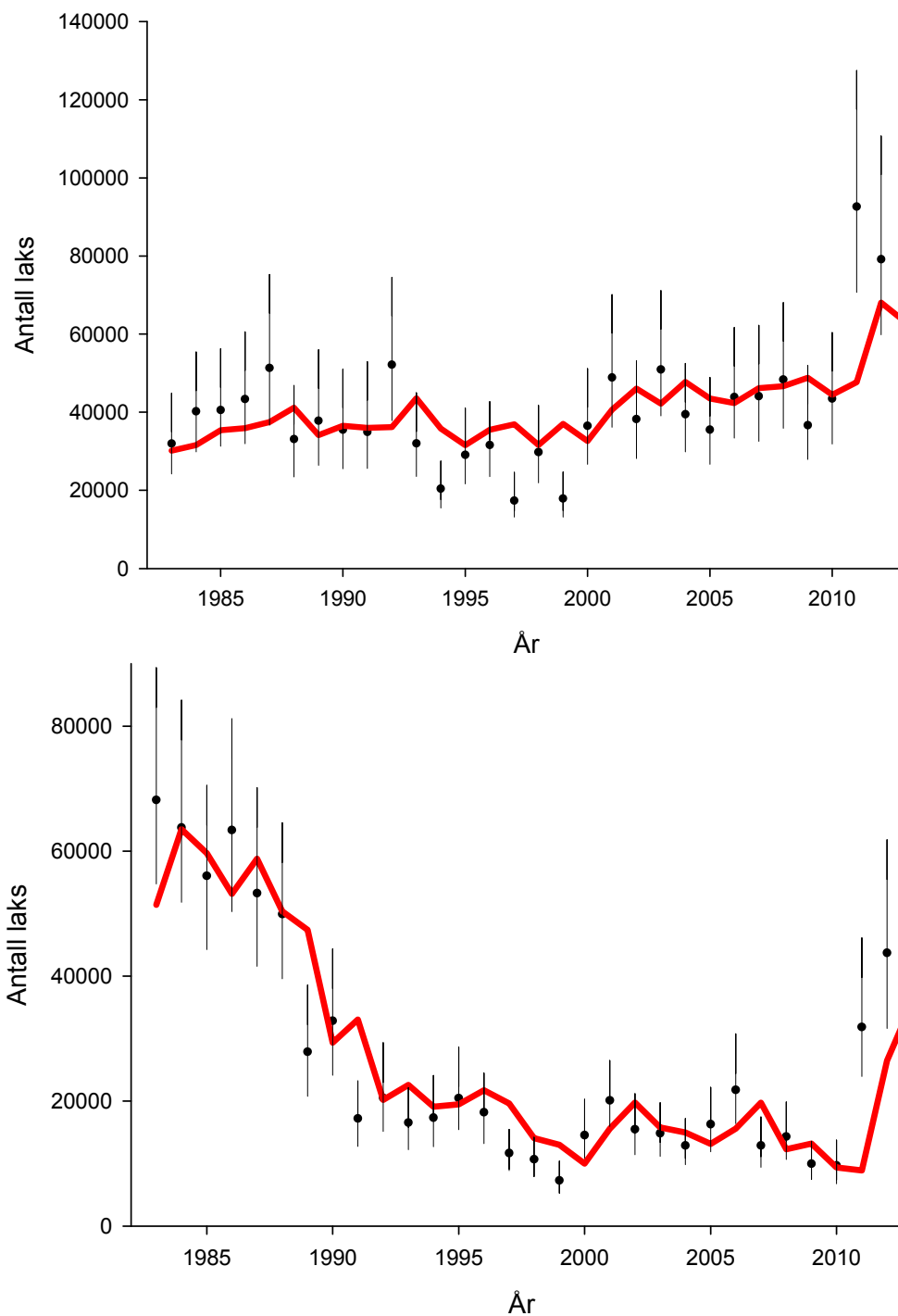
Selv om det er en generell trend med redusert innsig av laks til Norge i perioden 1983-2013, har utviklingen vært forskjellig i ulike deler av landet. Innsiget økte til Sør-Norge, avtok nesten parallelt til Midt-Norge og Nord-Norge, og var fram til 2011 sterkest redusert i Vest-Norge. Basert på de fire første og fire siste årene i perioden 1983-2013 har innsiget blitt redusert med 69 % i region Vest-Norge og 59 % i region Midt-Norge.

Tanavassdraget har hatt en negativ bestandsutvikling med overbeskatning og underrekruttering i de senere årene. Siden bestandene i Tanavassdraget er så store påvirker tilbakegangen i Tanavassdraget utviklingen i region Nord-Norge når vassdraget inkluderes i beregningene. De regionale langtidstrendene har også blitt påvirket av forbudet mot drivgarnfisket fra 1989 (se **kapittel 2.2.1**). Ved å analysere utviklingen etter 1989, og å ta ut Tanavassdraget fra region Nord-Norge, avdekkes et annet regionalt mønster i utvikling av lakseinnsiget (**figur 10.1**). Sør-Norge har hatt en økning i innsiget fra 1989 til 2013, noe som i hovedsak kan knyttes til reetablering av laks i kalkede vassdrag på Sørlandet (Hesthagen mfl.

2011) men også andre miljøforbedringer (Kroglund mfl. 2001). Dette er også en region som i liten grad påvirkes av ikke-stabiliserte trusselfaktorer (se **kapittel 9**). I Nord-Norge, uten Tanavassdraget, har innsiget variert uten at det har vært noen tidstrend. I Vest-Norge og Midt-Norge har innsiget generelt avtatt etter 1989. I de fleste årene fra 1998 til 2011 var det relative innsiget til Vest-Norge lavest av alle regionene. Et økt innsig av mellom- og storlaks i 2011 og 2012 medførte at det relative innsiget til Vest-Norge økte og passerte nivået til Midt-Norge (**figur 10.1**). Økningen i 2011 og 2012 ble knyttet til en storskala bedring i overlevelsesvilkår i havet, samtidig som lakselus og andre påvirkningsfaktorer fra oppdrett trolig hadde mindre negativ effekt enn tidligere år (Anon. 2013). Innsiget av mellom- og storlaks til både region Sør- og Vest-Norge ble redusert igjen i 2013, og innsiget i Vest-Norge var nær gjennomsnittet for perioden 1991-2012, men likevel høyere enn i årene 2007-2010. Reduksjonen i innsig fra 2012 til 2013 framkommer ikke av trendmodellene (**figur 10.1**), fordi modellene styres av utviklingen i de siste to år, men sees tydelig på estimatene (**figur 10.2**). I Midt-Norge ble den negative langtidstrenden forsterket etter at innsiget av mellom- og storlaks sank markant i 2013 (se nedenfor).



Figur 10.1. Trendlinjer for innsig av laks til region Sør-Norge (fra Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge uten Tanavassdraget (fra Vesterålen til grensa mot Russland) for perioden 1989-2013 gitt som prosent av 1989-verdien. Data er fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet. Merk at trendlinjene av modellmessige årsaker ikke beskriver reduksjonen i innsig i region Vest-Norge fra 2012 til 2013.

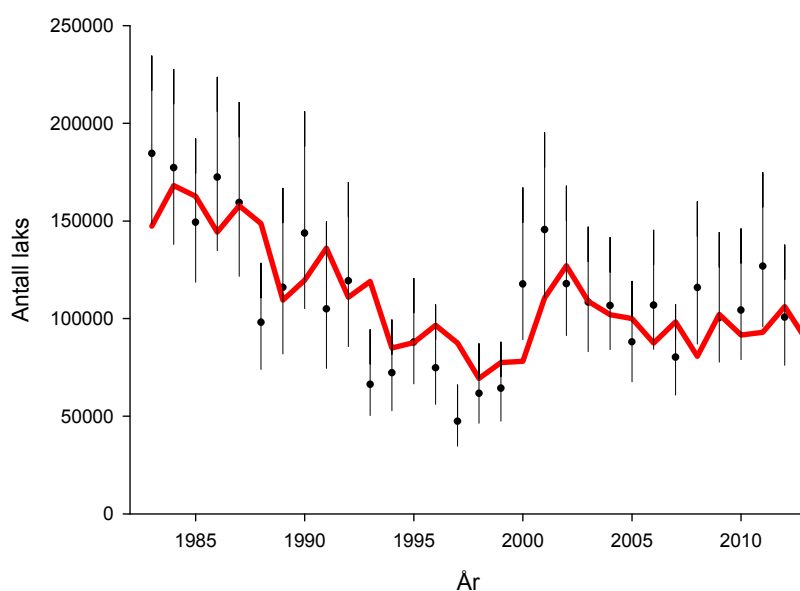


Figur 10.2. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til Sør-Norge (fra Østfold til og med Rogaland, øvre figur) og Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane, nedre figur) i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell.

10.2 Framtredende utviklingstrekk i 2013

Det mest framtredende utviklingstrekket i 2013 var den kraftige reduksjonen og svært lave innsiget av mellom- og storlaks til Midt-Norge, som er en region som dekker kysten fra Stad til Vesterålen (**figur 10.3**). Fra et gjennomsnitt på ca. 110 000 mellom- og storlaks til region Midt-Norge i perioden 2000-2012, sank innsiget til knappe 61 000 laks i 2013. I tidsseriene etter 1983 var det bare i 1997 at innsiget av mellom- og storlaks til Midt-Norge var lavere. Innsiget av smålaks til regionen forble på et lavt nivå. Ser vi nærmere på innsiget til de enkelte elvene innen regionen, var det et redusert innsig av mellom- og storlaks fra Sør-Trøndelag og nordover til og med Nordland, men med unntak av elvene i Nord-Trøndelag nord for Trondheimsfjorden. Innsiget var spesielt lavt til Trondheimsfjorden. Estimer basert på merking og gjenfangst (fra Agdenes merkestasjon) bekreftet et lavt innsig til Trondheimsfjorden, og viste en reduksjon i innsig til Trondheimsfjorden fra flere enn 90 000 laks i 2010 og 2011 til bare 32 000 laks i 2013 (Næsje mfl. 2014, til trykking). Estimater for innsig til elvene rundt Trondheimsfjorden i 2013 var det nest laveste i en serie på 14 år fra 1997, der 1997 hadde det laveste innsiget.

Det reduserte innsiget fikk store konsekvenser for høstbart overskudd og oppnåelse av gytebestandsmålene i store deler av region Midt-Norge i 2013. Det høstbare overskuddet sank mye i bestandene i Nordland (fra 2012 til 2013) og svært mye i bestandene i Sør-Trøndelag (fra 2011 til 2013, **figur 10.4**). I Nord-Trøndelag var høstbart overskudd imidlertid stabilt. I Sør-Trøndelag sank det høstbare overskuddet fra 59 % i 2011 til 38 % i 2012 og 12 % i 2013. For store vassdrag som Gaula og Orkla var det høstbare overskuddet i 2013 beregnet til bare henholdsvis 12 % og 1 %. Oppnåelsen av gytebestandsmålene var også dårligere fra Sør-Trøndelag og til og med Troms, og spesielt i Sør-Trøndelag og Trondheimsfjorden. Dårligere måloppnåelse i region Midt-Norge skyldes ikke økt beskatning. I Sør-Trøndelag ble den totale beskatningsraten redusert fra 2012 til 2013.



Figur 10.3. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Midt-Norge fra Stad til Vesterålen i perioden 1983-2013. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell.

Hva er årsaken til den markante reduksjonen i innsig og høstbart overskudd i mange bestander i Midt-Norge i 2013, og særlig til elvene i Trondheimsfjorden? Er reduserte innsig av mellom- og storlaks fra 2012 til 2013 til Midt-Norge et storskala mønster, tilsvarende endringen i innsiget til Sør-Norge og Vest-Norge i 2011 og 2012? Økningen i innsig til Sør-Norge og Vest-Norge i 2011 og 2012 ble observert i så godt som alle bestander fra Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal, samt i andre land rundt Skagerak og Nordsjøen, og ble vurdert til å være et resultat av en storskala bedring i overlevelsesvilkår i havområdet (Anon. 2013a). Reduksjonen i innsiget til Midt-Norge fra 2012 til 2013 har et mer sammensatt geografisk mønster. Det var elvene rundt Trondheimsfjorden som hadde den største reduksjonen i innsig og høstbart overskudd, og det var bare noen få bestander som normalt domineres av smålaks som ikke hadde et redusert høstbart overskudd. Innsiget og det høstbare overskuddet ble ikke redusert i Nord-Trøndelag nord for Trondheimsfjorden. I Nordland var det høstbare overskuddet kraftig redusert fra 2012 til 2013, men det var stor variasjon mellom bestandene, og flere bestander hadde små eller ingen endringer. Det var dermed ikke en sammenhengende strekning der innsiget og høstbart overskudd var redusert. Selv om det ikke kan utelukkes, framstår det som lite sannsynlig at bestandene i Nord-Trøndelag nord for Trondheimsfjorden bruker andre havområder enn bestandene i Trondheimsfjorden, resten av Sør-Trøndelag og i sørlige deler av Nordland. Det er derfor lite sannsynlig at den kraftige reduksjonen i innsig og høstbart overskudd i Sør-Trøndelag og Nordland i hovedsak kan tilskrives storskala endringer i oppvekstforholdene i havområdene. Det er dermed sannsynligvis regionale faktorer som har forårsaket redusert smoltproduksjon eller tidlig sjøoverlevelse, særlig for elvene rundt Trondheimsfjorden.

Mellom- og storlaksen i 2013 vandret stort sett ut fra elvene til sjøen som smolt i 2011 og 2010. Smålaksen, som også var svak i Midt-Norge i 2013, vandret stort sett fra elvene til sjøen i 2012. Mellom- og storlaksen i 2013 var hovedsakelig rekruttert fra gytingen i 2006 (storlaks i 2013) og 2007 (mellomlaks i 2013), siden de fleste er tre år gamle når de vandrer ut som smolt. I Orkla var det svært store gytebestander både i 2006 og 2007, mens gytebestanden i Gaula var godt over gytebestandsmålet i 2006 og bare marginalt under (97 %) i 2007. Nidelva og Stjørdalselva var andre elver med redusert innsig av mellom- og storlaks og redusert høstbart overskudd i 2013. I Nidelva var gytebestanden god i 2006 og noe svakere i 2007 (93 % av gytebestandsmålet). I Stjørdalselva var bestanden under gytebestandsmålet i 2006 (80 %) og godt over i 2007. Begge årene var det svake gytebestander i Verdalselva. Gytebestandene som ga opphav til laksen som kom tilbake til elvene i 2013 var altså av variabel størrelse i forhold til gytebestandsmålene. Særlig for Verdalselva kan lav rekruttering og redusert smoltproduksjon på grunn av for lite gytefisk ha påvirket innsiget i 2013. I de største bestandene, Orkla og Gaula, er det derimot lite sannsynlig at underrekruttering på grunn av mangel på gytefisk medførte redusert smoltproduksjon i 2010 og 2011. I Gaula var det en stor flom i august 2011, som for øvre deler ble karakterisert som en 200-årsflom (Bjerke & Orvedal 2011), etterfulgt av en stor isgang våren 2012 (bare beskrevet i media). Slike flommer og isganger kan gi økt dødelighet på ungfisk av laks (Jensen & Johnsen 1999), men kan ikke ha påvirket smolten som vandret ut fra elva våren 2010 og 2011. Smolten som vandret ut fra Gaula i 2012 og dermed innsiget av smålaks til Gaula i 2013 kan imidlertid ha blitt påvirket. Vi er ikke kjent med tilsvarende flommer i den relevante perioden i andre vassdrag i Trondheimsfjorden. Det er dermed ingen kjente faktorer som tilsier at redusert innsig av mellom- og storlaks til elvene i Trondheimsfjorden kan tilskrives generelt redusert smoltproduksjon, selv om dette kan ha medvirket i noen bestander (særlig for Verdalselva).

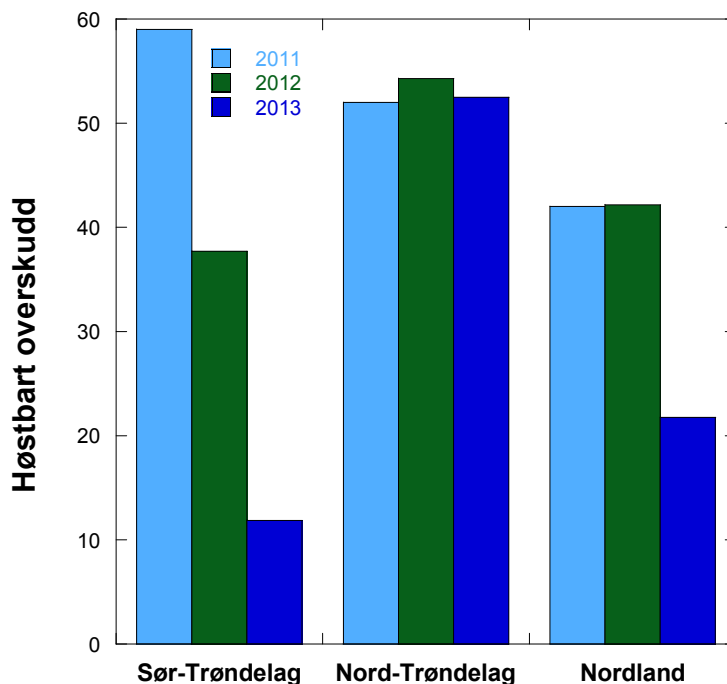
I risikovurderingen for norsk fiskeoppdrett i 2012 og 2013 (Taranger mfl. 2012, 2013) ble risikoen for bestandsreduserende effekt på grunn av lakseluseinfeksjon vurdert som høy for ytre Trondheimsfjord i 2011 og 2012, med estimert lakselusrelatert dødelighet basert på innsamlet fisk på henholdsvis 90 og 94 %. Risikoen for at lakselus har bestandsreduserende

effekt er vurdert som høyere enn dette på bare én lokalitet i ett år i løpet av de fire årene (2010-2013) og opp mot 40 lokalitetene der risikoen er vurdert. I Taranger mfl. (2012) står det at *“Infeksjonspresset fra lakselus under smoltutvandringen var lavt (lav estimert bestandsreduksjon) i indre del og utenfor, men veldig høyt (stor estimert bestandsreduksjon) i ytre deler (Agdenes) av Trondheimsfjorden 2012. Tilstanden er omtrent som i fjor og betydelig dårligere enn i 2010”*. Dette innebærer at smolt fra elvene i Trondheimsfjorden, som alle passerer det relativt smale utløpet av fjorden ved Agdenes (ca 2,8 km bredt), kan ha hatt betydelig redusert overlevelse både i 2011 og 2012.

Selv om det ikke kan utelukkes at også andre miljøfaktorer i tidlig sjøfase, og for noen vassdrag også redusert smoltproduksjon, kan ha bidratt til redusert innsig av mellom- og storlaks til Trondheimsfjorden i 2013, er det etter vitenskapsrådets vurdering rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt i 2011 kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av mellomlaks i 2013.

I Nord-Trøndelag var det moderat risiko for bestandsreducerende effekt på grunn av luseinfeksjon på én av to stasjoner i 2011 (ved Sitter, sør for innløpet til Namsfjorden, estimert dødelighet på 24 % basert på innsamlet fisk) og høy risiko på én av tre stasjoner i 2012 (også Sitter, estimert dødelighet på 71 % basert på innsamlet fisk, Taranger mfl. 2013). På de andre stasjonene var det lav risiko. I Taranger mfl. (2012) står det at: *“Inne i Tøtdalen i Namsenfjorden var det lite lus på smolten under smoltutvandringen, og det ble heller ikke estimert bestandsreduksjon direkte på utvandrende laksesmolt. Like sør av innløpet til Namsenfjorden (Sitter) var derimot estimert bestandsreduksjon grunnet lakselusinfeksjon stor og høyere enn tidligere år. På den nyetablerte stasjonen nord for Namsenfjorden (Vikna) var det tilsvarende lav estimert bestandsreduksjon på smolten.”* Blant bestandene i Namsfjorden var det bare i smålakselva Bogna at det høstbare overskuddet var særlig redusert fra 2012 til 2013. I Namsen var det høstbare overskuddet 67 % i 2012 og 63 % i 2013. Dette tyder på at lakselusrelatert dødelighet i 2011 ikke hadde stor effekt på bestandene i Namsfjorden.

I Nordland ble det vurdert at det var høy risiko for bestandsreducerende effekt på grunn av luseinfeksjon på den nordligste stasjonen (Vik i Lofoten) i 2011 og 2012, moderat risiko på en stasjon i Folda i de samme årene, og lav risiko alle andre år og stasjoner (11 stk.) i perioden 2010-2013 (Taranger mfl. 2013). Infeksjonspress fra lakselus kan dermed ikke forklare reduksjonen i innsig og høstbart overskudd fra 2012 til 2013 i Nordland. Fordi utviklingen er forskjellig mellom mange laksebestander i Nordland, må disse bestandene vurderes hver for seg for å kunne avdekke årsakssammenhenger. Et slikt arbeid ligger utenfor rammene for denne rapporten.



Figur 10.4. Gjennomsnittlig høstbart overskudd (% av innsiget, veid med gytebestandsmålene) for laksebestandene i fylkene Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland i årene 2011, 2012 og 2013.

10.3 Regionale påvirkningsfaktorer

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, Anon. 2013a). Som beskrevet ovenfor er det rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet kan ha bidratt til det reduserte innsiget av mellom- og storlaks til deler av region Midt-Norge (Trondheimsfjorden) i 2013. Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013) viser at infeksjonspresset gradvis har økt i region Vest-Norge og Midt-Norge fra 2010 til 2011 og 2012, men avtatt igjen i 2013. Dette betyr at situasjonen er ustabil, og at lakselus kan redusere innsiget og det høstbare overskuddet ytterligere i både i Vest-Norge og Midt-Norge i 2014.

Generelt har dokumentasjonen av bestandseffekter av lakselus blitt forsterket i løpet av de siste årene (Gargan mfl. 2012, Krkošek mfl. 2013, Skilbrei mfl. 2013, Jackson mfl. 2013, Barlaup mfl. 2013), selv om det er diskusjon om hvordan resultatene skal tolkes (Jackson mfl. 2014, Krkošek mfl. 2014). Selv om det ikke kan dokumenteres at infeksjonspresset fra lakselus våren 2011 var en viktig årsak til det reduserte innsiget av mellomlaks til Trondheimsfjorden i 2013, så samsvarer risikovurderingen til Havforskningsinstituttet (Taranger mfl. 2013) og reduksjonen i innsig til Trondheimsfjorden i så stor grad at det er rimelig å anta at det kan være en sammenheng.

10.4 Konklusjon

Selv om en rekke naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer, inkludert dårligere oppvekstforhold i havområdene, er viktige årsaker til det generelt reduserte innsiget av laks til Norge så viser de regionale trendene i innsig, samt overvåkingen av lakselus, at infeksjonspress fra lakselus trolig kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig og redusert høstbart overskudd, men med variabel styrke mellom år og regioner. Det svært lave høstbare overskuddet i Trondheimsfjordelvene i 2013 var et tydelig signal om at lakselusrelatert dødelighet kan ha betydelig effekt også i store nasjonale laksevassdrag som Gaula og Orkla. Selv om sammenhengen mellom den høye risikoen for bestandsreduserende effekt for laksesmolt i utløpet av Trondheimsfjorden i 2011 (Taranger mfl. 2013) og kraftig redusert innsig til Trondheimsfjorden i 2013 bare kan sannsynliggjøres, tilsier føre-var-prinsippet at infeksjonspresset fra lakselus ikke kan bli så høyt som det var i deler av landet i 2011 og 2012 om målene for forvaltningen av villaksbestandene skal nås. Sett i lys av gjennomgangen ovenfor og Vitenskapsrådets trusselvurdering (se **kapittel 9**), er konklusjonen at det er nødvendig å videreføre og forsterke tiltakene for å redusere effekten av trusselfaktorene fra lakseoppdrett.

11 HAVØKOSYSTEMPERSPEKTIV I LAKSEFORVALTNINGEN

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har blitt bedt av Miljødirektoratet om å utrede i hvilken grad og eventuelt hvordan havøkosystemperspektivet kan brukes i rådgivingen for lakseforvaltningen. Vekst og overlevelse i den marine fasens i laksens livssyklus er av avgjørende betydning for laksebestandene siden det er i denne fasen at laksen gjennomfører hoveddelen av veksten i løpet av livet. Samtidig er det høy dødelighet blant laks også i denne fasen, og derfor returnerer vanligvis bare noen få prosent av den utvandrende smolten for å gyte (vanligvis færre enn 10-15 %). Naturlige og menneskeskapte variasjoner i vekst og overlevelseshforhold i marin fase bidrar dermed til betydelige variasjon i bestandsstørrelse mellom år og geografiske områder (Friedland mfl. 1998, Jacobsen & Hansen 2000, Potter & Crozier 2000, Montevecchi mfl. 2002). Faktorene som påvirker vekst og overlevelse i havet er mange, alt fra smoltkvalitet, som påvirkes av lokale forhold i elvene, til forhold i fjordene laksen vandrer gjennom, og storskala variasjoner i miljøforhold i de ulike havområdene. Det er dermed naturlig å undersøke om det finnes kunnskap om forhold i havøkosystemene som kan brukes som grunnlag for bedre forvaltning av villaksbestandene, og særlig om slik kunnskap kan brukes som grunnlag for prognoser for lakseinnslag som blant annet kan gi mer presise reguleringer av fiske.

Interessen for havøkologi og laks er ikke ny. Det har vært drevet forskning på laks i marin fase i hele lakseforskningens historie, og det finnes en betydelig kunnskapsbase om laksens liv i havet (blant oppsummert i bøkene til Mills 2003, Mills 2000 og Aas mfl. 2011). Vitenskapsrådet har også tatt opp temaet, både i de to første årsrapportene (Anon. 2009, 2010), samt i en temarapport (Anon. 2011c) der temaet var prognosemodeller for lakseinnslag. Kunnskapen om laksens liv i havområdene er imidlertid fortsatt mangelfull, og i rapporten fra 2010 påpekte vitenskapsrådet behovet for ny kunnskap og spesifikt at “Det er nødvendig å øke forståelsen av hvordan storskala økosystemendringer som følge av klimaendringer og menneskelig påvirkning (for eksempel gjennom høsting av byttedyrfisk) påvirker tilgjengelighet av fødeorganismer for postsmolt og større laks i havet”.

For å kunne ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene i forvaltningen av villaks må følgende forutsetninger være på plass:

- 1) Vi må ha et minimum av kunnskap om hvordan laksens vekst eller overlevelse, eller lakseinnslagsstørrelse, påvirkes av biologiske eller andre miljømessige forhold i havet. Denne kunnskapen kan være i form av korrelative sammenhenger, eller helst i form av funksjonelle sammenhenger.
- 2) Vi må ha kunnskap om hvilke havområder laksen bruker under hele sjøvandringen for å kunne knytte økosystemkunnskap til leveområder. Laks fra Norge kan bruke Nordsjøen, Nord-Atlanteren mot Færøyene og Island, Norskehavet, Barentshavet og Grønlandshavet.
- 3) Det må finnes relevante overvåkingsdata fra de ulike havøkosystemene med tilstrekkelig romlig og tidsmessig oppløsning til at de kan brukes som inngangsverdier i prognoseverktøy eller modeller for å analysere hvilke faktorer som påvirker oppvekstforholdene for laks.

I en utredning om og hvordan havøkosystemperspektivet kan brukes i rådgivingen for lakseforvaltningen er det viktig å diskutere disse forutsetningene. Et annet aspekt ved denne problemstillingen er kunnskapsoverføring. Det er mange likhetstrekk mellom forvaltning av marin fisk og laks, men også flere forskjeller (Forseth mfl. 2013). Er det noe lakseforvaltningen kan lære av forvaltningen av marin fisk? Og bruker marine forskere økosystemkunnskap i sin

rådgiving til forvaltning av marine fiskeressurser? Det er et rimelig utgangspunkt at havøkosystembasert forvaltning av laks bare kan utvikles i den grad de marine forskningsmiljøene benytter slike forvaltningsmodeller for marine fiskeressurser. Årsaken er at datainnsamling i havområdene er svært ressurskrevende og kostbar, og data til en økosystembasert forvaltning av laks kan i praksis bare hentes fra marin forskningsaktivitet og overvåkning.

Vitenskapsrådets utredning av temaet havøkosystemperspektiv i lakseforvaltningen ble basert på:

- Evaluering av de tre forutsetningene (se ovenfor) ved hjelp av tilgjengelig litteratur og vitenskapsrådets tidligere utredninger.
- En presentasjon av økosystemperspektivet i den internasjonale (ICES) rådgivingen for forvaltningen av marine fiskebestander gitt av rådsmedlem Harald Gjørseter, som i en årrekke har hatt ulike roller innen ICES og som nå er norsk medlem i rådgivningskomiteen ACOM (ICES sin rådgivningskomite).
- Et dagsseminar med vitenskapsrådet og syv sentrale forskere fra Havforskningsinstituttet (HI) til stede. Fra seminaret ble det utarbeidet et omforent referat (**vedlegg 4**) som vitenskapsrådet brukte som grunnlag. Denne arbeidsformen sikret at vitenskapsrådet effektivt fikk tilgang på oppdatert kunnskap innenfor alle de relevante fagområdene. Seminaret besto av en rekke presentasjoner både fra vitenskapsrådet og HI, samt diskusjoner og kunnskapsutveksling rundt utvalgte tema.

11.1 Laks og miljøforhold i havet

Laksens vekst og overlevelse påvirkes både direkte og indirekte av biologiske, fysiske og klimatiske forhold i havet. Dette inkluderer blant annet vanntemperatur, havstrømmer, produksjon på ulike trofiske nivå, fiskens helse, størrelse og kondisjon, parasittinfeksjon (f.eks. lakselus), interaksjon med andre arter, tilstedeværelse av predatorer og menneskelig påvirkning (f.eks. fiskeri). Ofte virker mange av disse faktorene samtidig, men i ulik grad gjennom året og i ulike områder. Dette gjør forståelsen av sammenhengene mellom forholdene i havet og lakseproduksjon utfordrende. Det er imidlertid påvist sammenhenger mellom klima og overlevelse til laks, da særlig overflatetemperatur (SST-data), samt storskala klimaindeksjer som NAO- (North Atlantic Oscillation, den nord-atlantiske oscillasjonen) og AMO- (Atlantic Multidecadal Oscillation) indeksene både på europeisk (e.g. Friedland mfl. 1998, 2000, 2009, Dickson & Turrell 2000, Jonsson & Jonsson 2004, Boylan & Adams 2006) og nordamerikansk (e.g. Friedland & Reddin 2000, Friedland mfl. 2003a, 2003b, 2005) side av Atlanterhavet. Imidlertid virker klimatiske forhold hovedsakelig indirekte, mens forandringer i produksjon og tilgjengelighet av viktige byttedyr regnes som den viktigste direkte faktoren for vekst og overlevelse for laks, så vel som for andre arter (Brander 2007, Friedland mfl. 2009, Rikardsen & Dempson 2010).

For førstegangsvandrende laks regnes spesielt de første ukene og månedene (postsmoltfasen) som kritisk, og det er viktig at laksen fort finner godt med mat slik at de vokser seg ut av "risikovinduet" for å bli spist av predatorer, så vel som for å danne et godt grunnlag for videre vekst, helse, overlevelse og vandring (Rikardsen & Dempson 2011, Thorstad mfl. 2012). Laksen og andre arter kan både påvirkes av "bottom up" (dvs. styrt av de lavere nivåene i næringskjeden) og "top-down"-prosesser (dvs. styrt fra toppen av næringskjeden). Eksempler på det siste kan også inkludere fiskerier som tar ut toppredatorer (f.eks. torskefisk og marine pattedyr) og dermed påvirker sammenhengene nedover i økosystemet. Andre undersøkelser har funnet sammenheng mellom lavere trofisk nivå (f.eks. zooplankton) og produksjon av laks. For

eksempel er det i Nordsjøen funnet en positiv sammenheng mellom variasjon av viktige zooplanktonarter og produksjon av laks (Friedland mfl. 2009), mens det i Stillehavet er funnet en positiv sammenheng mellom produksjon av stillehavslaks og energiinnhold (fett) i zooplankton mellom ulike år (Trudel 2009). Selv om laksen ikke spiser så mye av de mest tallrike zooplanktonartene (f.eks. rauåte, *Calanus finmarchicus*), er disse viktige bytter for ulike fiskelarver, som i sin tur er foretrukket bytte for laksen. Mens postsmolt hovedsakelig spiser små fiskelarver (særlig av sild, tobis og lodde) og krepsdyr som for eksempel *Themisto* (Rikardsen mfl. 2004a, Haugland mfl. 2006), foretrekker laksen vanligvis noe større bytter av de samme og andre pelagiske fiskearter senere i sjøfasen (Rikardsen & Dempson 2011).

Det har lenge vært et mål at forvaltningen av villaks, og spesielt fiskereguleringene, skal baseres på prognoser for innsig av laks, og sammenhengene som ble beskrevet ovenfor er naturlige utgangspunkt for prognosemodeller. Arbeidet med prognoser foregår både i Norge og internasjonalt. ICES-arbeidsgruppen for laks i Nord-Atlanteren (WGNAS) har siden tidlig på 1980-tallet arbeidet med ulike systemer for å beskrive og forutsi laksebestandenes størrelse, blant annet som grunnlag for regulering av marine fiskerier etter laks ved Grønland og Færøyene. I hovedsak har de benyttet estimater av PFA (pre-fishery abundance), som er basert på historisk fangstutvikling, som grunnlag for anbefalingene. Fra tidlig på 2000-tallet ble publiserte studier som viste sammenhenger mellom lakseproduksjon og temperaturforhold (Friedland mfl. 1998, 2000) tatt inn i vurderingene. Sammenhengene tilsa at produksjonen av laks i Nord-Atlanteren økte med arealet med gunstige sjøtemperaturer (8-10 °C) i havområdene i mai. Dette ble forklart med at økt temperatur medførte økt vekst og økt overlevelse (Friedland mfl. 1998, Jonsson & Jonsson 2011, Todd mfl. 2011). Sammenhengen mellom vekst og overlevelse er relativt godt dokumentert (Friedland mfl. 2000; Peyronnet mfl. 2007; McCarthy mfl. 2008). Senere studier viste imidlertid at veksten i noen områder var negativt korrelert med sjøtemperaturen, og nye forklaringsmodeller ble basert på at temperaturene hadde blitt høyere enn det termale optimum, eller at det var andre økosystemeffekter som påvirket vekst og dermed overlevelse (Friedland mfl. 2005). Basert på tilgjengelig litteratur framstår det som lite sannsynlig at temperaturen er blitt for høy (se oppsummering i Forseth mfl. 2011), og nyere oppsummeringer søker i større grad andre økosystemendringer som forklaring på temperaturkorrelasjonene (Jonsson & Jonsson 2011, Todd mfl. 2011).

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

I Norge benyttet "Arbeidsgruppen for bestandsstatus for laks" i en periode korrelative sammenhenger mellom sjøaldersklasser til å gi prognoser for innsig av laks (Hansen mfl. 2005, 2006, 2007, 2008). I det historiske materialet (fra 1993 og utover) var det signifikante sammenhenger mellom regionalt innsig (PFA) av smålaks i ett år og innsiget av mellomlaks året etter og storlaks to år etter. Fra 2008 begynte imidlertid sammenhengene å bryte sammen, fordi det kom betydelig mer mellomlaks tilbake enn prognosene forutsa. I Norge har denne trenden fortsatt, og det har opplagt skjedd en endring i andelen fisk som kjønnsmodnes etter ett år i

sjøen. På Island, der man hadde lignende sammenhenger mellom sjøaldersklasser (Scarnecchia 1984, Gudjonsson mfl. 1995), ble disse også svekket, men her kom det mer smålaks og mindre mellomlaks tilbake enn det prognosene skulle tilsi (Jonsson mfl. 2008, ICES 2011). Slike endringer i alder ved kjønnsmodning representerer en ytterligere komplikasjon i forståelsen av hvordan miljøfaktorer i havområdene påvirker overlevelse hos laks (**kapittel 3**). Alder ved kjønnsmodning er sannsynligvis til en viss grad genetisk bestemt (Carlson & Seamons 2008, Garcia de Leaniz mfl. 2007, Guerney mfl. 2012), noe som bidrar til forskjeller i alder og størrelse ved kjønnsmodning mellom bestander (Fleming 1996, Fleming & Einum 2011, Jonsson & Jonsson 2011) knyttet til forskjeller i miljøforhold mellom vassdragene (Jonsson mfl. 1991, L'Abée-Lund mfl. 2004). Samtidig er alder ved kjønnsmodning fleksibel (et plastisk trekk) og varierer med miljøforholdene. Sannsynligheten for å kjønnsmodne ved en viss alder er for laksefisk antatt å være styrt av vekstrate, størrelse om høsten og mengden opplagret energi påfølgende vår (Thorpe mfl. 1998, Rikardsen mfl. 2004b, Mangel & Satterthwaite 2008). Vekst, størrelse og energilargring påvirkes av en rekke miljøforhold i havet, som sjøtemperaturen i september (Otero mfl. 2012), men også av miljøforhold (Otero mfl. 2012) og vekst (Einum mfl. 2002) i ferskvannsfasen. Det er lite trolig at det er sjøtemperatur i seg selv som påvirker kjønnsmodningen, men snarere hvordan sjøtemperatur er korrelert med mattilgang (Beaugrand & Reid 2012). Nye studier der laks av samme årsklasse ble oppdrettet 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). Plastiske endringer i alder ved kjønnsmodning som respons på miljøforhold i havet eller i elva, slik som beskrevet ovenfor, påvirker også antall laks av ulike årsklasser som kommer tilbake til elvene. Miljøendringer i havområdene kan dermed både påvirke overlevelse direkte og indirekte gjennom endringer i livshistorie og varighet av sjøoppholdet.

Det kan konkluderes med at det ikke finnes veletablerte sammenhenger mellom havmiljø og lakseproduksjon, eller modellverktøy som er egnet til å gi gode prediksjoner for lakseinnslag, verken til Norge eller til andre land eller regioner. En viktig forutsetning for å ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene i forvaltningen av villaks er dermed ikke til stede. Til tross for dette kan informasjon om storskala endringer i biologiske (som primærproduksjon, plankton og fisk) og fysiske miljøforhold (som temperatur) i de ulike havområdene være nyttige som grunnlag for mer kvalitative vurderinger av beite og oppvekstforhold for laks. Slike endringer og deres potensielle betydning for laks er beskrevet nedenfor.

11.2 Hvilke havområder bruker laks fra Norge?

Vi vet fortsatt lite om hvor laks vandrer i havet over tid og hvordan dette påvirker vekst og overlevelse. Mye av kunnskapen om utbredelse i havet kommer fra tradisjonelle merkestudier (ICES 2007, 2008, Jacobsen mfl. 2012), mens nye undersøkelser med bruk av elektroniske merker eller andre metoder som genetiske studier av postsmolt fanget i havet har gitt (Chittenden mfl. 2013a,b) og vil gi økt kunnskap.

Fordeelingen av laks i havet bestemmes av hvor laksen kommer ut i havet, strømtransport og egenbevegelse. Mens de eldre merkestudiene identifiserte området rundt Færøyene som kjerneområde for norsk laks (Jacobsen og Hansen 1998, Hansen og Jacobsen 2000, 2003), har resultater fra nye merkestudier vist at laksen kan ha en mye mer nordlig utbredelse enn det som tidligere er antatt og påvist (Rikardsen mfl. 2008, Chittenden mfl. 2013a,b). Utgytt laks merket i Alta, hadde en utbredelse i havet som strakk seg fra Grønlandshavet, nordover opp mot Svalbard og østover til Barentshavet (Chittenden mfl.

2013a,b). De så ut til å beite opp mot polarfronten hvor det varmere Atlanterhavsvannet møter det kalde polarvannet, en front som strekker seg i området helt fra øst i Barentshavet, opp langs vestkysten av Svalbard og ned langs Grønlandshavet mot Island. Laks fra ulike regioner av Norge kan bruke ulike deler av havområdene, men det kan også være stort overlapp i utbredelse i havet mellom bestander. Det er imidlertid ikke klarlagt om individene opptar det samme vandringsmønsteret den andre gangen de vandrer til havet som under den første vandringen.

En gruppe nordamerikanske forskere har oppsummert kunnskap om oppholdssted og vandring for laksen i havet basert på bl.a. historiske merke-gjenfangststudier (Dadswell mfl. 2010) og sett dette i sammenheng med de generelle havstrømmene. De foreslår at laksen fra begge sider av Nord-Atlanteren kommer ut i den subpolare gyre (the North Atlantic Subpolar Gyre, NAspG) og vandrer rundt med denne havstrømmen i Nord-Atlanteren i retning mot klokka i ett til tre år inntil de kommer tilbake til elvene igjen, og refererer til dette som “Merry-Go-Round hypotesen”. De understreker imidlertid at laks fra Nord-Norge og nordlige områder i Russland trolig ikke går inn i dette strømsystemet, men sannsynligvis følger en nordlig og østlig rute i Barentshavet. De understreker også at selv om de tror laksen fra ulike områder grovt sett vandrer rundt etter samme mønster i disse havstrømmene, så vil alder og opprinnelsessted i form av hvilken breddegrad og hvilket kontinent laksen kommer fra påvirke laksens fordeling i havet, for eksempel ved at de kan ha ulike temperaturpreferanser.

Det har siden 1995 vært gjennomført årlige trålinger for å kartlegge utbredelse av postsmolt i Norskehavet (Holm mfl. 2003). Postsmolt fra de sørlige delene av Europa beveger seg oppover i Norskehavet i strømmen langs kanten av kontinentalsokkelen (Holm mfl. 2003, Jensen mfl. 2012) og laks fra sør- og midtnorske vassdrag går også trolig ut gjennom kyststrømmen og slutter seg til vandringen nordover (Mork mfl. 2012). Imidlertid vet man mindre om hvor den nordnorske postsmolten vandrer, men det antas at denne i større grad også benytter Barentshavet som oppvekstområde (Rikardsen mfl. 2008).

Det er vist at det er større samvariasjon i bestandsstørrelse (målt som fangst; Vøllestad mfl. 2009) og vekst i sjøfasen (Jensen mfl. 2011) mellom laksebestander i nærliggende vassdrag enn i bestander i vassdrag som ligger lengre fra hverandre. En naturlig tolking av disse funnene er at nærliggende bestander oppholder seg i samme havområde. Tidligere er det også vist sterk samvariasjon i vekst og tilbakevandring mellom North Esk og Figgjo (Friedland mfl. 2000), som er elver som ligger på hver sin side av Nordsjøen. Jensen mfl. (2011) fant i analyser av syv norske bestander at sjøveksten var korrelert med overflatetemperatur i flere havområder, men best korrelert med havområdet som var nærmest elva laksen returnerte til. Disse studiene tyder på at det finnes generelle mønstre i hva slags havområder laks fra ulike deler av Norge bruker. Det finnes imidlertid andre tolkningsmuligheter for funnene, for eksempel at nærliggende bestander vandrer til de samme havområdene i et gitt år, men ikke nødvendigvis til det samme hvert år, eller at det er forhold i den viktige tidlige marine fasen som skaper samvariasjonen mellom nærliggende bestander. Imidlertid så viser en nylig studie av stillehavslaks (Putman mfl. 2014) at postsmolt i tillegg til å bli delvis guidet av havstrømmer, også har et magnetisk nedarvet kart som guider dem mot samme beiteområdene som deres forfedre. Vi kan derfor vente at laks fra en populasjon bruker mye av de samme generelle områdene i stor skala fra år til år, men at miljøforholdene i havet kan medføre årsvariasjon innenfor de ulike havområdene, noe også en nylig studie indikerer (Chittenden mfl. 2013).

Laksen har variabel og fleksibel diett i havet og spiser et stort spekter av byttedyr, hvor larver og ungfiskstadier av pelagisk fisk ser ut til å bli foretrukket (Rikardsen & Dempson 2011). Den er trolig derfor dynamisk og tilpasningsdyktig i sitt valg av oppholdsområde i havet, men foretrekker nok områder med mye fiskelarver. Polarfronten kan derfor være et slikt område hvor fiskelarver og andre byttedyr kan tenkes å aggregere i strøm- og temperaturskillene som

gjør dette området til et attraktivt område for både laks og andre pelagiske fiskearter og sjøpattedyr.

Det er dermed fortsatt usikkerhet om hvor laksen fra ulike deler av Norge vandrer og oppholder seg, og heller ikke denne viktige forutsetning for å ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene i forvaltningen av villaks er tilfredsstillende oppfylt.

11.3 Overvåkingsdata fra havområdene

Det drives en betydelig overvåkning både nasjonalt og internasjonalt i de relevante havområdene (Nordøstatlanteren, de nordiske hav [Norskehavet, Islandshavet og Grønlandshavet], Nordsjøen og Barentshavet), spesielt rettet mot kommersielt viktige fiskebestander (kolmule, sild og makrell i Nordøstatlanteren og de nordiske hav, sild, makrell, brisling og tobis i Nordsjøen, og lodde i Barentshavet). Det finnes dermed betydelig informasjon om størrelsen på fiskebestandene og deres utbredelse i havområdene (**vedlegg 4**). Omfanget varierer noe mellom havområdene (Nordsjøen og områdene vest for De britiske øyer og Færøyene er noe dårligere dekket enn for eksempel Norskehavet og Barentshavet), og den tidsmessige oppløsningen er noe begrenset. De fleste bestander av kommersielle marine arter blir overvåket minst én gang for året, noen flere ganger per år, men for kortlivede bestander, og bestander som vandrer mye knyttet til ulike livsfaser, kan selv en årlig dekning være knapt for å fange opp en områdemessig fordeling gjennom hele livssyklusen. Andre arter har lengre livssyklus, og den temporale oppløsningen i overvåkingen av bestandsstørrelser er neppe en vesentlig begrensning, mens begrensninger i kunnskap om utbredelse både i tid og rom kan være en større utfordring. Samlet sett er det vitenskapsrådets vurdering at det finnes tilstrekkelig kunnskap om pelagiske fiskebestander, som både kan være konkurrenter og bytte for laks, til at utvikling i disse bestandene eventuelt kan kobles til utvikling i laksebestandene. Både serienes varighet, og den romlige og tidsmessige oppløsningen, framstår som mer begrensende når det gjelder bruk av data om dyreplankton.

Dyreplankton har kort livssyklus og responderer raskt på miljøforhold, og det kan være en utfordring i hvilken grad overvåkingen treffer oppblomstringen. Dette gir usikkerhet i den tidsmessige utviklingen. Dyreplanktonserien i Norskehavet er relativt kort (1997-2013), og dette gjør det vanskeligere å tolke endringer. Dyreplanktonovervåkingen i Barentshavet er noe lengre (1984-2013), men denne er fra høsten under de pelagiske bestandenes beitesesong, og det knytter seg usikkerhet til hvor godt denne serien gjenspeiler produksjonen av dyreplankton i området. Det framstår som sannsynlig at begrensninger i dataomfang og oppløsning kan begrense bruken av planktondata for å forstå utviklingen i laksebestander. Imidlertid finnes det både data og informasjon fra fjernovervåkning om oseanografiske forhold og primærproduksjon i havområdene. Når det gjelder primærproduksjonen vil det da være relevant å teste om variasjon mellom år og mellom kjente beiteområder for laks kan korreleres til vekst og overlevelse for de respektive populasjonene, siden primærproduksjonen indirekte vil kunne påvirke laksen via næringsdyrene den spiser lavere i næringskjeden. Utfordringen her er at sammenhengene kan være kompliserte siden effekten vil gå i flere ledd fram til det som blir spist av laks (hovedsakelig fiskerlarver og mindre pelagisk fisk), samt at målt klorofyll nødvendigvis ikke viser omsetningen (for eksempel ved høyt beitepress av zooplankton) og at fjermålingsseriene er relativt korte.

Samlet sett er vitenskapsrådets vurdering at forutsetningen om datatilgjengelighet for å ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene i forvaltningen av villaks delvis er oppfylt.

11.4 Samlet vurdering av forutsetninger for å ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene

Gjennomgangen ovenfor viser at viktige forutsetninger for å ta i bruk økosystembasert kunnskap fra havområdene som kunnskapsgrunnlag i forvaltningen av villaks per i dag ikke er til stede. Det finnes relevante data og indekser for primærproduksjon, plankton, fisk og oseanografiske forhold i de viktigste havområdene for laks fra Norge, men vi mangler kunnskap om hvordan disse biologiske og fysiske faktorene påvirker laksens vekst og overlevelse. Videre er kunnskapen om hvor laks fra ulike deler av landet vandrer og vokser opp fortsatt for usikker til at vi kan knytte regionale trender til økosystemrelaterte data fra relevante havområder. Pågående og kommende undersøkelser vil imidlertid kunne bedre denne kunnskapen i den kommende tiden. En viktig årsak til denne kunnskapsmangelen er at laks er en svært sjelden fisk i de marine systemene sammenlignet med de store bestandene av marin pelagisk fisk, og at laksen, som svømmer hurtig og gjerne oppholder seg nær overflaten ikke fanges effektivt i redskapene designet for å fange marin fisk. Fram til nylig har det også vært umulig å følge laksen individuelt over lang tid i havet. Ny elektronisk merketeknologi gjør det i dag mulig å følge større laks over tid og framtidig merketeknologi vil kanskje gjøre det mulig å følge også mindre laks i havet. Teknologien er imidlertid kostbar, samt at tradisjonell tråling etter laks også er svært kostnads- og resurskrevende for å skaffe informasjon om laksens vandring, oppholdssted og beiting. Bruk av ny elektronisk sporingsteknologi eller andre sporingsmetoder (genetikk, isotop- og otolittanalyser o.l.) bør i framtiden også inkludere et tilstrekkelig antall bestander, samt den viktige postsmoltfasen.

Med utgangspunkt i at det per i dag ikke er grunnlag for å bruke prognosemodeller basert på miljødata fra havområdene direkte i lakseforvaltningen, vil vi nedenfor se nærmere på hvordan økosystembasert kunnskap benyttes i marin forvaltning.

11.5 Økosystembasert forvaltning av marin fisk

Økosystemperspektivet er sentralt i forvaltningsplanene for Nordsjøen, Barentshavet og Norskehavet. Målet er at økosystemenes produktivitet skal opprettholdes og at menneskelig aktivitet ikke skal skade økosystemenes funksjon, struktur eller produktivitet. Det er etablert en overvåkingsgruppe som årlig gir en oversikt og statusoppdatering av økosystemene. Forvaltningsplanene definerer mål også for forvaltning av arter, og artene skal forekomme i levedyktige bestander hvor genetisk mangfold opprettholdes.

Den aktive forvaltningen skjer imidlertid ikke i regi av forvaltningsplanene, men gjennom forskningssamarbeid i det internasjonale havforskningsrådet (ICES). ICES gir beskatningsråd bestand for bestand basert på referansepunkt for biomasse og dødelighet i fisket (se for eksempel Rice & Connolly 2007, og andre artikler i samme hefte). I rammeverket for rådgivingen inngår både en langsiktig bærekraftig utbytte (MSY), en "føre-var" tilnærming, og en økosystemtilnærming. Teoretisk skal dermed økosystemperspektivet være en integrert del av rådgiving til forvaltningen. I praksis møter forskerne betydelig utfordringer med en slik integrering fordi økosystemenes virkemåte er så kompliserte og kunnskapen om dem så begrenset, at de kompliserte modellene som bygges for å beskrive økosystemene er lite egnet som grunnlag for prognoser som kan benyttes i forvaltnings- og reguleringssammenheng, der årets kvotefastsettelse er det sentrale.

Forvaltningen av marine fiskebestander har historisk vært en enbestandsforvaltning, og er det i høy grad fortsatt. ICES har hatt, og har fortsatt, betydelige utfordringer med å utvikle flerbestandsforvaltning. En økosystembasert forvaltning er en ytterligere komplikasjon, der en ikke bare skal ta hensyn til flere fiskearter, men også til resten av økosystemet, hvor det må tas

hensyn til bevaring av biologisk mangfold, habitater, næringskjeder og økosystemfunksjoner. Arbeidet med å nærme seg en slik forvaltning er i startgropa ved at man prøver å ta hensyn til tekniske interaksjoner (for Nordsjøen), predator-bytte relasjoner (for Østersjøen og Barentshavet) og gjennomfører integrerte vurderinger basert på økosystemtokt (Norskehavet).

Basert på vitenskapsrådets dagsseminar med sentrale forskere fra Havforskningsinstituttet (se **vedlegg 4**) og gjennomgangen av den internasjonale rådgingen for forvaltningen av marine fiskebestander (Harald Gjøsæter), er det klart at den praktiske marine forvaltningen fortsatt i all hovedsak er en enartsforvaltning, selv om flerbestandsforvaltning og økosystemperspektiver får økende oppmerksomhet. Både lakseforvaltningen og forvaltningen av marine fiskebestander er basert på biologiske referansepunkt (Forseth mfl. 2013), og har opplagt nytte av å utveksle erfaringer om bruk av ulike forvaltningsmodeller. Fordi økosystemperspektivet er så vidt lite utviklet også innen forvaltning av marine fiskearter er det per i dag ikke forvaltningssystemer eller prosedyrer som kan overføres til lakseforvaltningen.

11.6 Storskala endringer i havøkosystemene

Selv om gjennomgangen ovenfor viser at det faglige grunnlaget for å ta i bruk overvåkningsdata fra havområdene som grunnlag i lakseforvaltningen er for svakt, kan generelle trender og storskala endringer i havområdene (både fysiske og biologiske) være nyttige som et kvalitativt utgangspunkt for å forstå utviklingen i laksebestandene. De fleste overlevelsesindeksene og estimater av bestandsstørrelser for laks viser redusert marin overlevelse i de siste 20-30 år (Chaput 2012) og det er også dokumentert redusert marin vekst (Jensen mfl. 2011). Disse trendene sees også i vitenskapsrådets estimater av innsig av laks til Norge (se **kapittel 2**). Har det skjedd storskala endringer i havområdene som norsk laks bruker som kan forklare endringene i marin vekst og overlevelse?

I **vedlegg 4** gis beskrivelser av flere endringer både i fiskebestander og i planktonmengdene i relevante havområder slik de ble beskrevet av forskere fra Havforskningsinstituttet, som er det sentrale marine forskningsmiljøet i Norge. En av de mest markante endringene som ble trukket fram er at makrellen er i kraftig ekspansjon (både i biomasse og utbredelse) Det ble framholdt at dersom man skal lete etter sammenhenger mellom forhold i havområdene og laksens overlevelse, er utviklingen i makrellbestanden trolig mest sentral. Representanter fra forskningsgruppen Pelagisk fisk ved HI mente makrellbestanden har vært større de 6-7 siste årene enn det de offisielle estimatene til nå har vist. Etter at dette møtet ble holdt, har ICES etter en grundig revisjon av bestandsvurderingen av makrell konkludert med at bestanden har vært undervurdert de siste årene, hovedsakelig som en følge av feilaktig fangststatistikk (som inngår som viktige grunnlagsdata i bestandsmodellene). Bestandsestimatet er revidert og ICES leverte i mai 2015 oppdaterte råd for beskatningen av makrell.

En annen endring som ble mye diskutert på seminaret var en betydelig nedgang i mengder dyreplankton i prøver fra Norskehavet fra begynnelsen av 2000-tallet og fram til i dag. Både seriens relativt korte varighet og tidspunkt for oppblomstring i forhold til tidspunkt for tokt bidrar til usikkerhet i hvor dramatisk nedgangen egentlig har vært. Også betydningen av nedgangen diskuteres blant marine forskere. Det ble pekt på at biomassen av dyreplankton i utgangspunktet er 20 ganger så stor som biomassen til pelagisk fisk, og at det er mye plankton igjen, selv etter nedgangen. Det ble konkludert med at det er "usikkerhet i hvor stor nedgangen i dyreplankton i Norskehavet har vært, og det er fortsatt mye dyreplankton i havområdet. Det er dermed også usikkert hva nedgangen i dyreplankton har å si for pelagisk fisk (inklusive laks)".

For de andre viktige pelagiske fiskebestandene ble sild beskrevet som å være i tilbakegang etter toppen i 2009, grunnet svak rekruttering siden 2006. Fisket reduseres nå for å

tilpasse fangstene til den reduserte bestanden. Den variable rekrutteringen og store variasjonen i bestandsstørrelse beskrives som “normale” for sild. Bestanden av kolmule har gått ned, men er nå på vei opp igjen. Et par gode årsklasser er på vei inn i fiskeriet. Det er dermed som tidligere nevnt bare makrellens ekspansjon som kan beskrives som en vesentlig og storskala biologisk endring i de relevante havøkosystemene.

En vesentlig fysisk endring i havområdene er temperaturøkningen. Klimaendringer fra de kalde 1960- og 1970-årene og fram til dagens varmere klima har ført til større utbredelse av mange fiskebestander mot nord. Som tidligere nevnt spriker resultatene fra studier av hva slags betydning en slik temperaturøkning har for laksens vekst og overlevelse. En fersk studie fra Norge (Jensen mfl. 2011) viser positiv korrelasjon mellom vekst og overflatetemperatur i havområdene.

11.7 Konklusjoner

Det er ønskelig, men ikke mulig i dag, å ta i bruk havøkosystemperspektivet eller data fra marin overvåkning i aktiv forvaltning av laks. Det mangler grunnleggende kunnskap om sammenhenger mellom laksens vekst og overlevelse og miljøforhold i havområdene (biologiske og fysiske), samt at kunnskapen om hvilke havområder laks fra ulike regioner og av ulike aldre bruker er for dårlig og vi er ikke kjent med storskala endringer i havmiljøet som per i dag kan forklare endringer i marin vekst og overlevelse hos laks. Både for marine fiskebestander og for laks gjenstår et betydelig utviklingsarbeid før økosystemperspektivet kan tas i aktiv bruk i rådgivningen til forvaltningen.

12 BRUK AV LOKAL OG TRADISJONELL ØKOLOGISK KUNNSKAP I FORSKNING OG FORVALTNING AV LAKS

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har blitt bedt av Miljødirektoratet om å gi råd om bruk av tradisjonell (erfaringsbasert) økologisk kunnskap i lakseforvaltningen. Formålet med dette kapitlet er å:

- Definere hva slik kunnskap er, og hvordan den skal brukes.
- Gi råd om hvordan tradisjonell kunnskap kan kombineres med vitenskapelig kunnskap.
- Vurdere hvordan tradisjonell kunnskap allerede er implementert i dag.
- Gi anbefalinger om hvordan tradisjonell kunnskap bør inkluderes i lakseforvaltningen.

Bakgrunnen for å ta opp dette temaet er en økende oppmerksomhet gjennom de siste to-tre tiårene på den verdifulle rollen som lokal/tradisjonell kunnskap kan ha innenfor forvaltningen av naturressurser. Dette har blitt tydeliggjort gjennom en rekke internasjonale og nasjonale bestemmelser som legger opp til at lokal/tradisjonell kunnskap må tillegges vekt innen naturforvaltningen. FN-konvensjonen om biologisk mangfold fra 1993 er grunnleggende i denne sammenhengen. Gjennom artikkel 8j og 10c blir viktigheten av å ivareta lokalsamfunns og urfolks lokale/tradisjonelle kunnskap knyttet til biologisk mangfold fremhevet. I Norge ble dette forankret i flere paragrafer i naturmangfoldloven, for eksempel § 8 som omhandler kunnskapsgrunnlaget:

“Offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet skal så langt det er rimelig bygge på vitenskapelig kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt effekten av påvirkninger. Kravet til kunnskapsgrunnlaget skal stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet. Myndighetene skal videre legge vekt på kunnskap som er basert på generasjoners erfaringer gjennom bruk av og samspill med naturen, herunder slik samisk bruk, og som kan bidra til bærekraftig bruk og vern av naturmangfoldet.”

Lakse- og innlandsfiskloven henviser i formålsparagrafen (§1) til Naturmangfoldloven og plikten til å vektlegge tradisjonell kunnskap er dermed eksplisitt gjeldende for lakseforvaltningen. Forvaltningens vektlegging av lokal/tradisjonell erfaringsbasert kunnskap er også fundamentert andre steder både nasjonalt, i Finnmarksloven og Stortingsmelding nr. 28 (2007-2008) om samepolitikken, og internasjonalt, for eksempel i ILO-konvensjon nr. 169 om urfolk og stammefolk og FNs erklæring om urfolks rettigheter fra 2007.

Fordi henvisningen til lokal/tradisjonell kunnskap gjelder kunnskapsgrunnlaget for forvaltningen er forskningens vurdering og bruk av slik kunnskap viktig. I den videre gjennomgangen omtaler vi derfor lokal og tradisjonell kunnskap både til bruk i forskning og forvaltning av laks.

12.1 Definisjoner

Davis & Ruddle (2010) gir en nyttig oversikt over ulike definisjoner av lokal/tradisjonell økologisk kunnskap. De tre vanligste omtalte formene er lokal økologisk kunnskap (LEK, Local Ecological Knowledge), tradisjonell økologisk kunnskap (TEK, Traditional Ecological Knowledge) og urfolks økologiske kunnskap (IEK, Indigenous Ecological Knowledge). De to sistnevnte kan ses på som spesielle former for LEK. TEK vektlegger spesielt den historiske og kulturelle kontinuiteten i den økologiske kunnskapen (med overføring av kunnskap mellom

generasjoner), mens IEK vektlegger kultur og urfolk. I det følgende omtaler vi derfor på LEK med den forutsetning at TEK og IEK er omfattet av LEK-begrepet. I henhold til Davis & Ruddle (2010) kan lokal økologisk kunnskap (LEK) defineres (vår oversettelse) som:

“...et felles system av kunnskap om miljø- og økosystemsammenhenger som utvikles gjennom direkte erfaring med et gitt miljø”

Når slik kunnskap overføres mellom generasjoner, kalles den tradisjonell økologisk kunnskap. Lokal/tradisjonell kunnskap blir også omtalt i forskningsetiske retningslinjer for naturvitenskap og teknologi (<https://www.etikkom.no/Forskingsetikk/Etiske-retningslinjer/Naturvitenskap-og-teknologi/>) gitt av Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi (NENT) i 2007. Tradisjonell kunnskap defineres som:

“... et kumulativt sett av kunnskaper, ferdigheter, praksis og fremstillinger som er opprettholdt og utviklet av folk med lang erfaring i samhandling med naturen.”

Retningslinjene gir også en konkret anbefaling om forskernes rolle i punkt 17:

“Forskeren bør der hvor det er naturlig, søke å integrere og respektere alternative kunnskapskilder slik som tradisjonell kunnskap. Mye av dagens kunnskap er bygget på lekkunnskap. Lokal kunnskap kan i mange tilfeller utdype og forbedre forskningsresultatene ettersom den er basert på lang tids erfaring. Det er derfor viktig at forskere søker å integrere denne kunnskapen i anvendt forskning.”

12.2 Bruk av lokal økologisk kunnskap i forskning og forvaltning

Bruk av LEK i forskning og forvaltning av naturressurser er et eget fagfelt hvor det er publisert bøker (f. eks. Williams & Baines 1993, Berkes & Folke 1998, Berkes 1999, Gordon & Krech 2012) og en rekke vitenskapelige artikler i internasjonale tidsskrift innenfor både humaniora, samfunnsfag og naturvitenskap. Noen forfattere har definert LEK som udiskutabel (absolutt), og forskningsdrevet undersøkelse av kunnskapen avvises og ansees som respektløst (Berkes mfl. 2000, Brook & McLachlan 2005). Denne tilnærmingen til LEK kan vanskelig kombineres med vitenskapelig kunnskap (Agrawal 1995, Davis & Ruddle 2010) og blir ikke videre omtalt her.

I 2000 publiserte det anerkjente økologiske tidsskriftet *Ecological Applications* (utgitt av Ecological Society of America) et hefte med inviterte artikler om LEK. I de 11 artiklene i heftet gis det beskrivelser av konseptet (Berkes mfl. 2000, Mauro & Hardison 2000, Huntingford 2000, Pierotti & Wildcat 2000) og eksempler (Turner mfl. 2000, Nabhan 2000, Klubnikin et al. 2000, Gadgil et al. 2000, Fernandez-Gimenez 2000, Salmón 2000) på hvordan man kan bruke LEK som kunnskapsgrunnlag både i forskning og forvaltning (se også redaktørens innledning: Ford & Martinez 2000).

Etter utgivelse av dette heftet har antallet publikasjoner på temaet økt, både studier på LEK i seg selv eller studier som kombinerer LEK med forskningsbasert kunnskap, for eksempel knyttet til klimaendringer (f.eks. Ignatowski & Rosales 2013). Det er utenfor denne utredningens rammer å gå nærmere inn på de mange studiene og resultatene fra disse, men noen generelle inntrykk kan trekkes fram:

- LEK og vitenskapelig kunnskap har i mange tilfeller vært samstemte
- LEK har i noen tilfeller gitt korreksjon av vitenskapelig kunnskap
- Kombinerte studier har noen ganger gitt korreksjon av lokalkunnskap
- Mange studier har vist at LEK kan gi verdifulle data (observasjoner) som kan bidra til ny kunnskap

- Mange forfattere framhever det positive i at det etableres en felles plattform som kan være grunnlag for bedre og/eller mer omforent forvaltning

Et par eksempler kan illustrere hva slags resultater som kan oppnås i kombinerte studier. Ruddle & Davis (2011) beskrev en undersøkelse som var basert på lokale rapporter om at skjeggbrusme var en viktig predator på tidlige stadier av amerikansk hummer i St. Georges Bay i Canada. Et forskningssamarbeid ble etablert mellom fiskere, marinbiologer og samfunnsforskere for å undersøke fenomenet. LEK eksperter (fiskere) ble identifisert og deres kunnskap ble brukt til å designe et innsamlingsprogram (hvor, når og hvordan prøver burde samles). Det ble fanget mye mindre skjeggbrusme enn ventet og ingen hadde hummerlarver i magen. Derimot ble det funnet at skjeggbrusmen hadde spist en rekeart som ligner på hummerlarver, og at vanlig ulke var den viktigste predatoren på hummer. Ulke er ikke verdsatt i fiskeriene, og magen åpnes ikke. Da resultatene ble presentert på møter med fiskerne ble det uttrykt overraskelse og interesse. En felles undersøkelse ga altså både ny kunnskap og felles forståelse.

Under planleggingen av marine verneområder (MPA) i sørøstlige Brasil ble det undersøkt om LEK kunne brukes som grunnlag for å kartlegge sjøbunnen (Teixeira mfl. 2013). Fiskere fra 19 fiskerlandsbyer beskrev 3000 km² sjøbunn som enten grus, sand, gjørme eller korallrev, mens forskere brukte kombinasjoner av sonarer og dykking for å undersøkte deler av områdene. Sammenligning av resultatene viste at LEK var en relativt kostnadseffektiv og presis metode for store kartlegginger av bunnforhold, og spesielt verdifull som et startpunkt for større oseanografiske undersøkelser. Forfatterne framhevet også at å inkludere LEK i planleggingsfasen økte lokal involvering og medførte bedre forståelse både for ulempene og fordelene med nye reguleringer.

Parallelt med disse vellykkede eksemplene har det også framkommet betydelig kritikk mot forskning på LEK (oppsummert i Davis & Ruddle 2010) som peker på at også LEK må behandles med rasjonell skepsis og systematiske undersøkelser, og at mange undersøkelser ikke oppfyller alminnelige krav til design og metode. Davis & Ruddle (2010) framholdt at de er grunnleggende positive til de bidrag LEK kan gi til forskning på og forvaltning av naturressurser, men at potensialet ikke kan realiseres uten en solid forskningsmessig tilnærming når LEK kartlegges.

I boka "Indigenous Knowledge and the Environment in Africa and North America" (Gordon & Krech 2012) diskuteres fundamentale egenskaper ved lokal økologisk kunnskap og særlig urbefolknings økologiske kunnskap. Det påpekes at slik kunnskap ofte har blitt framstilt som statisk, uforandret og avgrenset til et lukket lokalsamfunn, mens kunnskapen egentlig er dynamisk og i forandring, og i høy grad produkt av relasjoner med omverdenen. Videre påpekes det at lokalsamfunns måter å forholde seg til natur på ikke utelukkende er formet av praktiske, materielle behov, men også av bestemte verdenssyn og av politiske interesser. Det påpekes også at kunnskap ikke er likt fordelt mellom medlemmene i samfunnet, og kunnskapen kan eksistere i ulike og ikke alltid innbyrdes forenlige versjoner, avhengig av hvem man spør. Dette er en viktig årsak til at dokumentasjon av LEK i de fleste tilfellene er basert på samfunnsfaglige metoder hvor kontekst også vurderes. Huntington (2000) beskrev fire metoder for kartlegging: semi-styrte dybdeintervjuer, spørreundersøkelser, arbeidsmøter og felles feltarbeid, men det finnes flere kvalitative og kvantitative tilnærminger innen for eksempel sosiologi, sosialantropologi og samfunnsgeografi som kan være nyttige. Både Huntington (2000), Davis & Wagner (2003) og Davis & Ruddle (2010) ga klare råd for hvordan den metodiske tilnærmingen til LEK kan forbedres og strammes inn. Dette betyr etter vitenskapsrådet oppfatning ikke at all kunnskapsinnhenting om LEK krever samfunnsfaglig kompetanse, men at lokalkunnskap også kan benyttes til innhenting av viktig informasjon i biologiske prosjekter.

12.3 Bruk av lokal økologisk kunnskap i Norge

Vi har ikke gjennomført noen grundig kartlegging av undersøkelser og bruk av LEK i Norge. Et søk i ISI Web of Science (søkebase for internasjonale vitenskapelige publikasjoner) ga bare noen få treff på norske undersøkelser (Ween & Riseth 2011, Ween 2012 og Brattland 2013 er de som mest eksplisitt henviser til LEK). Det kan se ut til at aktiviteten på dette fagfeltet er relativt lite i Norge. Et generelt web-søk ga relevante treff hos NIKU, Universitet i Tromsø (Senter for samiske studier) og debattinnlegg på forskning.no og andre steder. Steinar Pedersen fra Samisk Høgskole avga i 2011 en sakkyndigrapport om tradisjonell kunnskap og laksefiske til et arbeidsutvalg knyttet til reguleringer i laksefiske i Nord-Troms og Finnmark. Senter for samiske studier ved Universitetet i Tromsø er ansvarlig for Fávllis - samisk fiskeriforskningsnettverk⁵. Innen dette nettverket drives forskning og seminarserier knyttet til LEK, og det er levert en PhD-avhandling på LEK i marin forvaltning. Den erfaring som er vunnet i dette nettverket kan være nyttig for lakseforvaltningen. Einar Eypórssón fra NIKU er del av Fávllis og gir i et upublisert notat (Tradisjonell kunnskap og forvaltning av fjorder; på NFR sine nettsider) noen refleksjoner i en norsk sammenheng om hensikten med å studere LEK: "Hensikten med å studere slik kunnskap kan ikke være ensidig instrumentell, med tanke på å gi fiskeriforvaltningen og kommunene bedre redskaper til å forvalte ressurser og lage kystsoneplaner", men også "bidra til at denne kunnskapen forankres lokalt og kan komme til nytte i andre sammenhenger. Vår rolle kan ikke være ensidig å hente ut kunnskap som kan komme til nytte i forvaltningen, lokalbefolkningen i fjordene må være involvert i dette og dra nytte av den forskningen som gjøres". Med hensyn på hva som kan oppnås framholder Eypórssón at "...den lokale kunnskapen er viktig for å sette søkelys på problemstillinger som biologene ikke har vært opptatt av eller oppmerksomme på". Og videre "Den lokale kunnskapen kan gi et nyansert bilde av utviklingen over tid, slik den oppleves og fortolkes av dem som er i nærkontakt med fjorden og ressursene året rundt gjennom mange år, og dermed gi et lengre perspektiv på de observasjoner forskerne gjør".

12.4 Hvordan er lokal/tradisjonell økologisk kunnskap brukt i lakseforvaltningen?

Etter det vi kjenner til har det ikke vært gjennomført noen større innsamlinger av lokal økologisk kunnskap i norsk lakseforskning eller -forvaltning. Innhenting av lokal økologisk kunnskap på mindre skala har imidlertid vært vanlig, og brukes i økende grad innenfor dagens kunnskaps- og målbaserte forvaltning av laks, og det finnes flere eksempler. I arbeidet med fastsettelse av gytebestandsmålene ble informasjon om vandringshindre/laksens utbredelse i vassdragene og i noen tilfeller ulike strekningerens egnethet innhentet fra lokale kontakter. I vitenskapsrådets vurdering av oppnåelse av gytebestandsmålene samles det årlig informasjon om fiskeforhold i skjema som ofte fylles ut av lokale kontaktpersoner. I midtsesongevalueringene brukes lokalkunnskap om blant annet fiske og fiskeforhold som viktig grunnlag. Når ulike former for reguleringstiltak (som for eksempel fredningssoner) skal utformes, innhentes lokal kunnskap som brukes som grunnlag for tiltakene. I en rekke forskningsprosjekt benyttes også lokal kompetanse, både som informanter og prosjektdeltagere. Aktuelle eksempler er de forskningsrådsfinansierte prosjektene Kolarctic Salmon og fang og slipp prosjektet SalCaRe, som begge er prosjekter med betydelig samarbeid med fiskere, og sistnevnte også med grunneiere. Dette er en praksis som etter vitenskapsrådets vurdering bør fortsettes og utvides.

⁵http://uit.no/ansatte/organisasjon/artikkel?p_document_id=166872&p_dimension_id=88182&p_lang=2

12.5 Hvordan bør lokal/tradisjonell økologisk kunnskap inkluderes i lakseforvaltningen?

Av gjennomgangen ovenfor framgår at lakseforvaltningen plikter å vektlegge også lokal/tradisjonell økologisk kunnskap i forvaltningen, og at både forvaltningen og forskningen kan ha stor nytte av å inkludere slik kunnskap. Etter vitenskapsrådets vurderinger er det tre viktige innfallsporter for LEK inn i lakseforvaltningen. Den ene veien er gjennom lakseforskningen, der lokal kunnskap er én blant flere kilder til observasjoner/data og erfaringer som kan brukes som kunnskapsgrunnlag. Eksemplene ovenfor fra marin forskning og utredning illustrerer nytten av en slik tilnærming. Her er avdekking av nye problemstillinger og hypoteser basert på LEK, samt det historiske perspektivet som LEK kan gi særlig aktuelt (som illustrert i studier i forskningsnettverket Fávllis). Den andre innfallsporten er gjennom større kartlegginger av LEK, med samfunnsvitenskapelige metoder, som er særlig aktuelt der problemstillingene er spesielt komplekse og/eller konfliktfylte og i sterk grad berører folks bruk av ressursen. Som nevnt overfor, kan systematisk innsamling og vurdering av LEK bidra til både ny kunnskap og felles forståelse (Ruddle & Davis 2011, Teixeira mfl. 2013). Den tredje innfallsporten til LEK er gjennom involvering i forvaltningsprosesser, for eksempel ved utarbeidelse av fiskeforskrifter, gjennom å opprette forum for dialog (Arbeidsutvalget for fiskereguleringene i Nord-Troms og Finnmark er et aktuelt eksempel) eller ved å gjennomføre dialogseminarer (Holling mfl. 1978, Thomassen mfl. 2007, 2009, 2012). Involvering og dialog kan øke legitimiteten til forvaltningsavgjørelser. Det er allerede en betydelig grad av involvering i mange av lakseforvaltningens prosesser, gjennom lokale og regionale fagråd for anadrom fisk, det nasjonale Samarbeidsrådet for anadrom laksefisk og gjennom offentlige høringer.

13 FORSLAG TIL NETTVERK AV KILENOTSTASJONER LANGS NORSKEKYSTEN FOR Å OVERVÅKE LAKSEINNSIGET

13.1 Innledning

Det har lenge vært et mål at forvaltningen av villaks, spesielt fiskereguleringene, skal baseres på prognoser for innsig av laks, det vil si en forutsigelse av hvor stor de neste års lakseinnsig kommer til å bli. Basert på en gjennomgang av ulike prognoseverktøy konkluderte Vitenskapelig råd for lakseforvaltning med at de eksisterende prognosemodellene for lakseinnsiget har for stor usikkerhet og for lav prediktiv verdi til at de bør brukes som sentralt element i det faglige grunnlaget for fiskereguleringene (Anon. 2011b). Mer adaptive forvaltningsmodeller basert på utvidet kunnskapsinnhenting fra fiskeriene ble anbefalt av vitenskapsrådet som et godt alternativ. En adaptiv forvaltning, også kalt målstyrt forvaltning, innebærer at man: (1) definerer klare mål for vern og forvaltning, (2) innfører tiltak for å nå disse målene, (3) kontinuerlig overvåker målene og (4) justerer tiltakene dersom målene ikke blir nådd. Adaptiv forvaltning er i utgangspunktet en egnet tilnærming når det er en usikkerhet i ressursens størrelse (i dette tilfellet laksebestanden), men hvor målsettingene er avklarte, måloppnåelse kan evalueres og hvor det kan gjennomføres effektive tiltak. Norsk lakseforvaltning foregår i dag etter disse prinsippene.

Ett av elementene i dagens lakseforvaltning er gjennomføring av en midtsesongevaluering i starten/midten av juli, der sannsynligheten for at gytebestandsmålene vil bli nådd vurderes ut fra elvefangstene i første del av sesongen. Fiskeforholdene (gode eller dårlige) og den sesongmessige oppvandringen (tidlig eller sen) blir også vurdert. Tiltak i form av begrensinger i fiske for resten av sesongen gjennomføres dersom det er sannsynlig at målene ikke blir nådd. Ordningen omfatter 100 vassdrag. Midtsesongevalueringen åpner for tiltak i elvefisket, men dekker per i dag ikke sjøfisket.

I dette kapitlet presenteres et forslag til hvordan kilenotstasjoner langs kysten kan brukes i en adaptiv forvaltning ved å overvåke lakseinnsiget slik at beskatningstrykket kan justeres underveis i fiskesesongen både i elvefisket og sjøfisket. Ved å etablere et nettverk av kilenotstasjoner i ytre kyststrøk kan det skaffes en tidlig antydning på lakseinnsigets størrelse (Anon. 2011b) både nasjonalt og lokalt, slik det for eksempel gjøres i Trondheimsfjorden (Fiske mfl. 2012). Slike stasjoner kan også brukes til å registrere andelen rømt oppdrettslaks (Fiske mfl. 2001a, Hansen mfl. 2007, Thorstad mfl. 2008c), lakselus på innvandrede laks (Bjørn mfl. 2002) og andre formål, som også kort utredes her.

13.2 Resultater fra tidligere merking av laks fanget i kilenøter langs norskekysten

Vandringsmønsteret til voksen laks langs kysten av Norge har helt siden 1935 blitt studert ved hjelp av merkeforsøk, der laksen har blitt fanget i kilenøter (eller fisket på line), merket med Lea-merker og satt ut igjen (Anon. 1970). Disse kilenotstasjonene ble gradvis faset ut, og etter 1982 har det bare vært driftet én lignende kilenotstasjon (ved Agdenes, i de fleste av årene fra 1997 og fram til i dag). De store merkeforsøkene viste at kilenøter i ytre kyststrøk fanger laks fra en rekke vassdrag langs hele kysten, mens kilenøter i indre fjordstrøk i større grad fanger laks som hører hjemme i elver i nærområdet (Anon. 1970, Hansen mfl. 2007). Dette mønstret ble også funnet for Agdenes merkestasjon, som ligger ved innløpet til Trondheimsfjorden, i og med at mer enn 94 % av laksen av gjenfangstene ble gjort i elver som renner ut i Trondheimsfjorden eller i sjøfisket i Trondheimsfjorden (Fiske mfl. 2012). I 2008-2009 og 2011-2012 ble det

gjennomført en storstilt undersøkelse med innsamling og prøvetaking av laks fra kilenøter og krokarn i Nord-Troms og Finnmark, hvor det ble benyttet genetiske metoder til å bestemme fiskens opphav (Svenning mfl. 2014, til trykking). I tillegg til mye og ny kunnskap om innvandringsmønster for laks i denne regionen, bekreftet undersøkelsen de generelle funnene fra merkestudiene. Det finnes dermed en betydelig kunnskapsbase som grunnlag for å bygge opp et nytt overvåkingsprogram som kan dekke mange bestander og ha en god geografisk representasjon.

13.3 Kriterier for valg av plassering av stasjoner

Vitenskapsrådet foreslo i sin utredning av adaptiv forvaltning (Anon. 2011b) å etablere kilenotstasjoner i ytre kyststrøk. Det er to fordeler med dette. For det første fanger disse fisk fra mange bestander over et bredt regionalt område. Dette gir grunnlag for å vurdere regionale innsig. For det andre er slike stasjoner i liten grad påvirket av beskatningstrykket i andre fiskerier, som vil variere i takt med fiskereguleringene. Ulempen er at kilenøtene kan beskatte fisk fra svake bestander som ikke tåler særlig beskatning. Denne ulempen kan imidlertid reduseres ved at uskadd fisk slippes ut igjen.

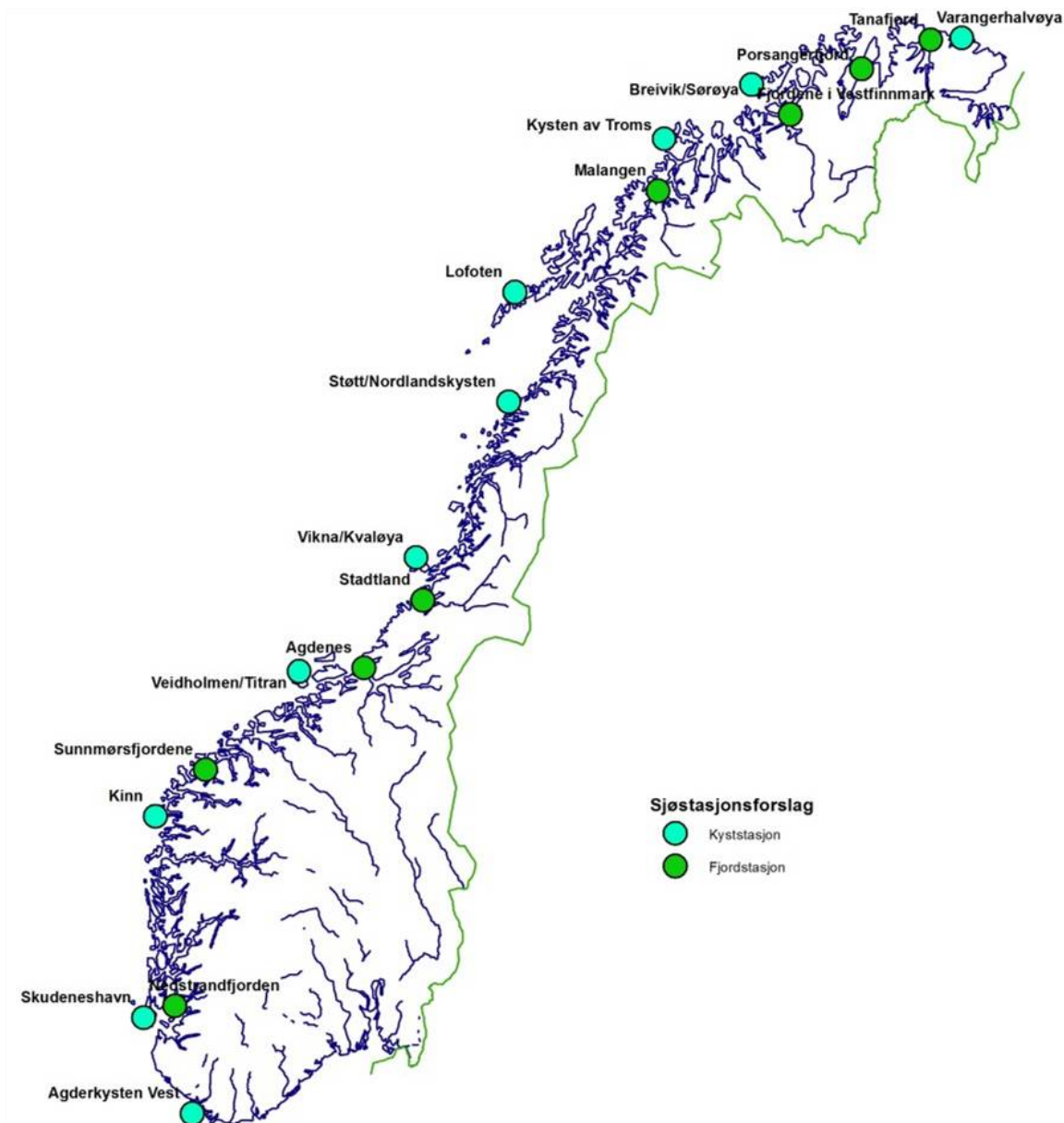
Overvåkingsstasjoner som skal kunne gi en tidlig indikasjon på lakseinnsigets størrelse i inneværende sesong bør oppfylle to delvis motstridende krav. På den ene side må stasjonene gi informasjon om innsig for et område hvor laksebestandene har en lignende utvikling. Nærliggende laksebestander svinger mer i takt både når det gjelder bestandsstørrelse og tilvekst (Vøllestad mfl. 2009, Jensen mfl. 2011) enn bestander som ligger langt fra hverandre. På den annen side er det mer kostnadseffektivt at hver kilenotstasjon gir informasjon om innsiget til mange vassdrag. Stasjoner som i ulik og variabel grad fanger fisk fra bestander med ulik utvikling kan skape problemer for tolking av endringene. Man må derfor søke å finne et kompromiss mellom stasjoner som gir informasjon om større områder og mange bestander, og stasjoner som gir tilstrekkelig detaljert informasjon om utviklingen i innsig til å kunne brukes i midtsesongevaluering i enkeltvassdrag og for mindre sjøområder. Et annet viktig element er at stasjonene både må dekke store og viktige laksebestander, samtidig som de representerer både geografisk og livshistoriemessig variasjon.

13.4 Forslag til stasjonsnett

Vi foreslår en kombinasjon av stasjoner i ytre deler i fjorder som har mange og/eller store laksebestander og kyststasjoner som dekker større områder slik at hele landet dekkes. Merkestudier (eldre studier oppsummert i Hansen mfl. 2007 og nye studier Thorstad mfl. 2009, 2011, Svenning mfl. 2011, Næsje mfl. 2013a., Fiske mfl. 2012) og genetiske studier (Svenning mfl. 2014, til trykking) viser at laksefangstene ytterst i fjordområder som Sognefjorden, Trondheimsfjorden, Namsfjorden, Malangen, Altafjorden, Porsangerfjorden og Tanafjorden i hovedsak består av laks på innvandring til elvene som munner ut i fjordsystemet. Det samme er trolig også tilfelle for andre fjordsystemer, selv om vi ikke kjenner til undersøkelser i disse fjordene. I store og vide fjorder som Vestfjorden og Varangerfjorden kan fangstene i langt mindre grad bestå av lokal laks (Svenning mfl. 2014, til trykking).

Vi foreslår et stasjonsnett med åtte fjordstasjoner for å dekke vassdragene i fjordene i Indre Rogaland, Sunnmørsfjordene, Trondheimsfjorden, Namsfjorden, Malangen, Altafjorden, Porsangerfjorden og Tanafjorden (**figur 12.1**). Disse åtte fjordene er de som har største samlet gytebestandsmålet av alle fjordsystemene i Norge (de åpne fjordene og fjorder med elver som er infisert av *G. salaris* ekskludert), og totalt utgjør bestandene i disse 53 % av det totale gytebestandsmålet for laks i Norge. I tillegg foreslår vi et sett med ti stasjoner på ytre kyst som vil

gi informasjon om innsiget til større regioner som ikke blir dekket av fjordstasjonene. Disse ble valgt ut fra spredningen av gjenfangster fra de gamle stasjonene (oppsummert i Hansen mfl. 2007) slik at hele kystlinjen blir dekket (**tabell 12.1**). I noen tilfeller har vi navngitt stasjoner og i andre tilfeller har vi antydnet plassering. I begge tilfeller presiserer vi at detaljplassering må avklares nærmere, og at det ikke er sikkert at de navngitte stasjonene er aktuelle. Krav til lokaliteter som velges er at det finnes detaljerte registreringer av tidligere års fangster i fangstdagbøker, og at historiske fangstene korrelerer best mulig med innsiget. Det siste kan undersøkes ved å analysere tidligere fangster mot fangststatistikken i elver som antas å inngå i fangstene. I **tabell 12.1** har vi også angitt prioriterte stasjoner (A), og alternative deknninger dersom stasjoner med lavere prioritet (B) ikke blir realisert.



Figur 12.1. Forslag til lokaliteter for kilenotstasjoner både i fjorder og på ytre kyst for å overvåke lakseinnsiget.

Tabell 12.1. Tabell med de foreslåtte fjord- og kystkilenotstasjonene, hvilke områder de skal dekke, prioritet (A= høy, B=lavere) og mulige alternative stasjoner som kan gi noe dekning dersom lavere prioriterte stasjoner faller ut av programmet. GBM = gytebestandsmål.

Stasjon	Type	Områder	Prioritet	Alternativ dekning
Nedstrandfjorden /Indre Rogaland	Fjord	Boknafjorden og innenforliggende fjorder. Samlet GBM 6237 kg	B, dekker viktige bestander, men har lenge hatt god status.	Skudeneshavn
Sunnmørsfjordene	Fjord	Sunnmørsfjordene - de mange fjordene inn for Ålesund og Hareid. Samlet GBM 7381 kg	B, Komplekst fjordsystem som er vanskelig å dekke.	Kinn
Agdenes	Fjord	Trondheimsfjorden. Samlet GBM 64 236 kg	A, svært viktig laksefjord	
Stadtland	Fjord	Namsfjorden. Samlet GBM 21 902 kg	A, dekker viktige Namsen	
Malangen	Fjord	Malangen. Samlet GBM 5562 kg	B, Dekker bla. Målsev. Lavest samlet GBM av fjordstasjonene.	Kysten av Troms
Fjordene i Vest-Finnmark	Fjord	Fjordene i Vestfinnmark – Altafjord til Repparfjord Samlet GBM 15 872 kg	A, dekker viktige Altaelva og Repparfjordelva	
Porsangerfjord	Fjord	Porsangerfjord. Samlet GBM 8393 kg	A, dekker viktige Lakselva. Stort samlet GBM.	
Tanafjord	Fjord	Tanafjord. Samlet GBM 62 514 kg	A, dekker svært viktige Tanavassdraget	
Agderkysten Vest	Kyst	Jæren, Agderkysten og Østlandet	A, eneste dekning for Sørlandet og Østlandet	
Skudneshavn	Kyst	Rogaland, Hordaland og delvis Sogn og Fjordane	A, dekker hele Sørvestlandet.	
Kinn	Kyst	Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal	A, eneste stasjon som dekker Møre og Romsdal	
Veidholmen/Titran	Kyst	Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og dels Nord-Trøndelag	B, dekkes av andre stasjoner, men Nordmøre faller ut.	Kinn, Agdenes og Stadtland
Vikna/Kvaløya	Kyst	Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland	A, dekker sørlige deler av Nordland	Agdenes og Stadtland
Støtt /Nordlandskysten	Kyst	Norlandskysten opp til Lofoten	A, eneste stasjon som dekker nordlige deler av Nordland	
Lofoten	Kyst	Lofoten og Vesterålen samt dels Troms	B, lite sjøfangst på bestander i denne regionen	Kysten av Troms
Kysten av Troms	Kyst	Troms og trolig dels Vest-Finnmark	A, flere viktige bestander	
Breivik/Sørøya		Tana og dels Altafjord og Porsangerfjord	B, dekkes av fjordstasjoner	Fjordene i Vest-Finnmark og Tanafjord
Varangerhalvøya		Varangerhalvøya og Varangerfjord	A, mange viktige bestander	

13.5 Drift av stasjonene

Fangsten bør starte senest 20. mai, og vare til 30. juni. Minimum registreres antall laks fanget per dag, laksen lengdemåles, kjønnsbestemmes basert på utseende (hvis mulig; tidlig i sesongen er det mange laks som enda ikke har tydelige kjønnskarakterer), klassifiseres som villaks eller rømt oppdrettslaks basert på utseende og det nappes fem skjell fra hver fisk med ei tang. For å utføre dette må hver laks legges i en spesialsydd plastbag som holdes i vannet på utsida av båtripa i eller utenfor kilenota. Laksen slippes umiddelbart ut i sjøen igjen etter registrering og prøvetaking. Fisk som er døde i nota ved røktning, eller så skadd at de må avlives, prøvetas på samme måte, bortsett fra at flere skjell tas vare på og i tillegg veies de. «Sikre» rømte oppdrettslaks kan også avlives, mens «usikre» settes tilbake i sjøen igjen etter prøvetaking. Død fisk fryses ned og overleveres senere til et egnet og forhåndsavtalt formål (for eksempel gis bort til lokale institusjoner etter avtale, eller benyttes til for eksempel overvåking av sykdomsbildet hos villaks og rømt oppdrettslaks eller annen prøvetaking).

Skjellene skal, som minimum prosedyre, arkiveres. Ved en utvidet prosedyre kan de benyttes til å klassifisere om laksen er villaks eller rømt oppdrettslaks, og laksens alder og vekst kan bestemmes. Skjellanalyser kan på denne måten brukes til å overvåke endringer i livshistorie, vekst, kjønns- og størrelsesfordeling, ulik sjøalder, samt endringer av tidspunkter for innvandring av ulike aldersgrupper av laks. Vitenskapsrådet anbefaler derfor at skjellanalyser inkluderes i overvåkingen, selv om dette ikke er et minimumskrav for å bruke kilenotfangster i en adaptiv forvaltning. Det går også an å gjennomføre skjellanalyser for minimum 100 laks fra hver not spredt gjennom i fangsts sesongen. Skjellanalyser sikrer også materiale for eventuelle genetiske prøver, enten de benyttes umiddelbart eller arkiveres, som kan gi informasjon om laksens innvandringsruter og hvilke bestander som inngår i fangstene (Svenning mfl. 2011b). Det er også utviklet genetiske metoder som kan bidra til kjønnsbestemming av laksen (Artieri mfl. 2006).

Overvåkingen må basere seg på innleid arbeidskraft i form av fiskere som får betaling for å drifte kilenot og gjøre nødvendige registreringer. For best mulig å dekke alle størrelsesgrupper laks må det benyttes kilenøter med mindre maskevidder enn det som brukes i det ordinære kilenotfisket (se nedenfor). Siden fangsten også må starte tidligere enn ordinært kilenotfiske, og i noen grad vil foregå på lokaliteter der det ikke er ordinært kilenotfiske, kan ikke overvåking av lakseinnslaget for en midtsesongevaluering baseres på ordinært kilenotfiske i ordinær fisketid. Annen type overvåking (for eksempel av andel rømt oppdrettslaks, se nedenfor) kan i større grad baseres på å betale ordinære kilenotfiskere for å ta ekstra prøver av fisken de allikevel fanger gjennom fiskesesongen.

Nøtene må røktes to ganger per dag, det vil si morgen og kveld. Fiskerne må få opplæring i hvordan fisken skal behandles. Fisken må for eksempel ikke løftes etter sporden, må ikke legges på ugunstig underlag slik at de får skjell- og slimskader, og bør i det hele tatt ikke løftes opp av vannet uten å være i en spesialsydd plastbag. Fisken må håndteres med våte hender uten hansker, og det må ikke tas tak under gjellelokket.

Kilenøter fanger selektivt ved at smålaks fanges i mindre grad enn mellomlaks og storlaks (Strand & Heggberget 1996). Kilenøter med 58 mm maskevidde fanget hovedsakelig laks som var større enn 1,5 kg (Strand & Heggberget 1996). For å øke fangbarhet til små laks kan nøter med 40 mm maskevidde (knute til knute) benyttes i stedet for ordinære nøter med 58 mm maskevidde. Kilenøter med maskevidde 40 mm fanget effektivt laks ned i 45 cm gaffellengde i indre Malangen i Troms (minste laks fanget var 42 cm, Svenning mfl. 2011a), men fangsteffektiviteten for de minste laksene vil også avhenge av kondisjonsfaktoren deres. Mindre maskevidder medfører mer strømfang i nøtene, og kan i noen tilfeller være begrensende for hvilke lokaliteter som kan benyttes. Små maskevidder kan også medføre større fangst av sjørøret

og marine fiskearter som makrell. Nøter med små maskevidder kan redusere faren for skader på større laks, men kan øke faren for skader på små laks, spesielt de som er mindre enn 55 cm gaffellengde (Svenning mfl. 2011a). I løpet av 70 kilenotdøgn i indre Malangen med 40 mm nøter ble det totalt fanget 641 villaks, 27 rømt oppdrettslaks, 976 sjørret og 45 sjørøye. Av disse ble 141 villaks, 24 rømt oppdrettslaks, 256 sjørret og 5 sjørøye avlivet (Svenning mfl. 2011a). Villaksen som ble fanget var fra 42 til 122 cm gaffellengde, og de fleste laksene som var døde eller ble avlivet på grunn av skader var dominert av fisk fra 41 til 53 cm gaffellengde. Dette mønsteret finner man også på Ytre Agdenes merkestasjon, hvor man når man går ned på maskevidden får en større dødelig på små laks og sjøaure som tidligere ikke ble fanget i det hele tatt (Næsje mfl. 2013a).

Bruk av kilenøter er en skånsom fangstmetode som er egnet for registrering av fisk som skal settes ut igjen, men en del laks kan altså sette seg fast i nøtene, og en viss dødelighet med slik overvåking må påregnes. Det bør gjennomføres en metodeutvikling slik at enda mer skånsomme fangstmetoder enn i dag kan benyttes. Det bør benyttes knuteløst lin fordi knuter kan gi skader. En del fisk kan sette seg fast i kilene/vinklene i kilenota, og mer avrundede hjørner kan gi mindre skader på fisken. Lokaliteten kan ha stor betydning for hvilken fangstinnretning som vil gi mest mulig skånsom fangst. Er det lite strøm kan man benytte skånsomme materialer i fangstinnretningen. Å sette ut kilenøter i sterk strøm er vanskelig, arbeidsomt og tidkrevende. Et minimumskrav til operative kilenøter må være at de er godt vedlikeholdt og uten hull. De må stå bra i sjøen så nettet i nota ikke bølgjer frem og tilbake med strøm og vind. Storruse kan i enkelte tilfeller være et alternativ til kilenot. Utvikling av kilenøter eller andre slags ruser med fotosystem bør også vurderes, slik at fisken kan ledes til å svømme gjennom et kammer der det tas bilde for senere artsbestemming og lengdemål, slik at håndtering og faren for skader og dødelighet minimeres. Bruk av kilenøter med mindre maskevidder og eventuelt andre endringer i bruk av fangstredskap medfører imidlertid at sammenligninger med tidligere års fangster blir vanskelig.

Det bør opprettes et enkelt, interaktivt rapporteringssystem for de utvalgte kilenotstasjonene, og rapportering bør oppdateres minimum ukentlig fra fiskerne. Det må utarbeides automatiserte rutiner for enkel oppsummering og framstilling av fangstdata (fangster per uke totalt og av ulike størrelsesgrupper, samt samlet fangst). Denne oppsummeringen bør klassifiseres og framstilles i forhold til tidligere års fangster. Slik informasjon kan legges fortløpende ut på internett slik at informasjonen til en hver tid er tilgjengelig for rettighetshavere og fiskere. Foreløpig oppsummering bør foreligge i midten av juni, og oppdatert oppsummering i løpet av første uka i juli. Resultatene kan dermed inngå i en midtsesongevaluering, sammen med informasjon om elvefangstene. Resultatene kan brukes til vurdering av reguleringer for resten av sesongen, både for sjølaksefisket og elvefisket. Resultatene bør også gjennomgås i ettertid av forskere og rapporteres årlig, og herunder bør det inngå en vurdering basert på erfaringer og innhentede data av hvordan metoden fungerer og bør videreutvikles med hensyn på adaptiv forvaltning og midtsesongevaluering.

Beskrevet her er et minimumsopplegg for overvåking av lakseinnsiget til bruk i midtsesongevaluering. Hvis det er ønskelig å utvide overvåkingen til en mer generell overvåking av laksebestandene og innsiget, kan fisket utvides til også å dekke perioder av eller hele juli og august.

13.6 Forslag til overvåking av rømt oppdrettslaks ved bruk av kilenotstasjoner

Rømt oppdrettslaks kommer vanligvis inn i kilenotfangstene senere enn villaksen (Lund & Hansen 1991, Thorstad mfl. 1998, Fiske mfl. 2001a, Næsje mfl. 2013ab), og i samme sesong kan det være en sammenheng mellom andel oppdrettslaks i sjøen nær land og i nærliggende elver

(Næsje mfl. 2013a). I ytre kyststrøk har andelen rømt oppdrettslaks i kilenotfangster vært betydelig større enn i indre kyststrøk (Fiske mfl. 2001a, Hansen mfl. 2008), og det er usikkert om andelen rømt oppdrettslaks i ytre kyststrøk er et godt mål på andel rømt oppdrettslaks som senere i sesongen vandrer opp i elver. En egnet overvåking av rømt oppdrettslaks i sjøen overlapper derfor i liten grad i tid og sted med kilenotstasjoner som benyttes til å overvåke lakseinnsiget på ytre del av kysten til en midtsesongevaluering, som beskrevet ovenfor, slik at å kombinere disse to formålene kan være lite hensiktsmessig.

En overvåking av rømt oppdrettslaks bør hovedsakelig foregå på kilenotstasjoner i fjordene nær elvene, med hovedinnsats i august og september. Hvis fangster skal benyttes som et forvarsel på mengde rømt oppdrettslaks som vandrer opp i elvene for å kunne gjennomføre tiltak før gytesesongen samme år, er fiske i august og tidlig i september det viktigste. Der det foregår et ordinært kilenotfiske, kan utvalgte fiskere lønnes for å ta skjellprøver av all laks de fanger i det ordinære fisket gjennom hele sesongen, slik overvåkingen foregikk fram til 2007, og sporadisk har foregått etter dette. En utvidelse av overvåkingen av rømt oppdrettslaks kan foregå ved å leie fiskere til å fiske i områder og perioder der det ikke foregår et ordinært sjølaksefiske, fortrinnsvis på lokaliteter nær elver i august og september. Rømt oppdrettslaks som kan identifiseres basert på utseende avlives, mens det tas skjellprøver av all annen laks. Registrering og prøvetaking kan foregå som beskrevet i basisovervåkingen til midtsesongevaluering ovenfor.

13.7 Forslag til overvåking av lakselus og andre infeksjoner ved bruk av kilenotstasjoner

Begge overvåkingsoppleggene skissert ovenfor kan utvides til å inkludere en overvåking av lakselus og andre infeksjoner på innvandrende laks, både nivået av infeksjoner og endringer over tid ved langtidsserier. Luseregistreringer kan brukes til å overvåke hvor mange voksne fisk som har så mye lus at det kan påvirke overlevelse og gytesuksess. Data kan også brukes i modelleringer av det totale lusebidraget fra villfisk sammenlignet med oppdrettsfisk. Hvis lakselus overvåkes på stasjoner i ytre og indre strøk i samme område kan reinfeksjon av luseinfeksjon under innsiget og smittepotensiale evalueres.

Luseinfeksjoner og andre eksterne parasitter som gjellelus kan grovt registreres uten å avlive fisken (Thorstad mfl. 2009, 2011). Hvis eksakte tellinger av parasitter av ulike stadium skal gjennomføres, eller det tas prøver for andre infeksjoner som krever prøver av muskler eller andre indre organer, så må fisken avlives for prøvetaking.

13.8 Bruk av kilenotstasjoner for innsigsestimat og beregning av beskatningsrater

Ved å merke laks ved et utvalg kilenotstasjoner med eksterne merker basert på meldinger om gjenfangst og/eller merking med elektroniske merker kan størrelse på lakseinnsiget og beskatningsrater estimeres for regioner eller enkeltvassdrag (Lund 1996, Hvidsten mfl. 2004, Svenning mfl. 2011a, Thorstad mfl. 2011, Fiske mfl. 2012). Dette er undersøkelser som ikke nødvendigvis behøver å gjennomføres på samme lokaliteter år etter år, men er undersøkelser som kan gjennomføres alternerende på ulike lokaliteter i ulike år.

13.9 Bruk av kilenotstasjoner for andre formål

Registrering, merking og prøvetaking av fisk fanget på kilenotstasjoner kan benyttes til mange formål, i tillegg til de som er beskrevet ovenfor. Eksempler er overvåking av tungmetaller og andre miljøgifter. Hvis man etablerer system med overvåking av fisk i elver basert på PIT-merker kan både merking av fisk med PIT-merker og registrering av PIT-merket fisk inngå som aktiviteter ved nærliggende kilenotstasjoner. Det kan også være mulig å utvikle kilenøter med automatiske PIT-lesere, men PIT-merker har kortere rekkevidde i saltvann enn ferskvann, slik at dette kan være begrensende. Genetiske prøver, skjell og andre prøver og registreringer av fisken kan inngå i ulike grunnforskningstema.

14 EFFEKT AV KVOTER, RETTET FISKE OG GJENUTSETTING PÅ BESTANDSSAMMENSETNING

14.1 Innledning

Sportsfiske er størrelsesselektivt hvis beskatningsraten (andelen av bestanden som fiskes opp) er forskjellig mellom smålaks, mellomlaks og storlaks. Når andelen laks som beskattes varierer mellom størrelsesgrupper, blir størrelsesfordelingen (og aldersfordelingen) i gytebestanden forskjellig fra sammensetningen til laksen som gikk opp i elva. Der kjønnssammensetningen varierer mellom størrelsesgrupper, kan størrelsesselektivt fiske påvirke kjønnssammensetningen (og vice versa). Sportsfiske kan også være selektivt ved at beskatningsraten varierer gjennom sesongen, slik at tidlig og sentvandrende fisk beskattes forskjellig. I tillegg kan størrelsen på oppvandrende fisk variere gjennom sesongen, slik at ulik beskatningsrate gjennom sesongen også kan innebære størrelses- og kjønnsselektivt fiske. Sjølaksefiske kan også være selektivt med hensyn på størrelse, kjønn og tid i sesongen, men dette kapitlet omfatter kun sportsfiske i elver.

I en analyse av beskatningsrater i norske vassdrag fant Vitenskapelig råd for lakseforvaltning at beskatningsratene generelt var høyest for smålaks, mindre for mellomlaks og minst for storlaks (Anon. 2009). Resultatet var i noen grad påvirket av at beskatningen var høyere i små enn mellomstore og store vassdrag. Innenfor hver elvestørrelse (årlig middelvannføring $< 10 \text{ m}^3/\text{s}$, $10\text{-}30 \text{ m}^3/\text{s}$ og $> 30 \text{ m}^3/\text{s}$) var det imidlertid en større beskatning av smålaks enn av mellomlaks og storlaks. Trenden er dermed at sportsfiske er størrelsesselektivt ved at smålaks beskattes i større grad enn større laks. Imidlertid kan dette variere mellom elver (Fiske mfl. 2001b, Thorstad mfl. 2011), og trolig mellom år.

Det finnes få undersøkelser av om sportsfiske etter laks er kjønnsselektivt. Det er metodisk vanskelig å gjøre slike undersøkelser fordi det kan være vanskelig å skille kjønnene på utseende, særlig tidlig i sesongen og for små laks. På basis av merkeundersøkelser i 1993-1995 og 2007-2010 ble det ikke påvist forskjeller i beskatningsrater mellom kjønnene i Namsenvassdraget (Fiske mfl. 2001b, Thorstad mfl. 2011). I storlakselver er ofte størsteparten av smålaksen hanner, mellom- og storlaksen hunner, mens de aller største individene er hanner (Fiske mfl. 2001b). Hvis smålaksen beskattes hardest i slike bestander, så betyr det at hannfisken beskattes hardest. I smålakselver, hvor det meste av fisken kjønnsmodnes etter ett år i havet, er det normalt like mange hanner som hunner i gytebestanden før beskatning (Fiske mfl. 2001b). Forekomsten av gytepar, som er små hanner som kjønnsmodnes uten at de vært i sjøen, kan også påvirke i hvor stor grad sportsfiske er kjønnsselektivt siden dette er fisk som på grunn av liten kroppsstørrelse ikke beskattes.

Beskatningsraten kan variere gjennom sesongen, men det finnes få undersøkelser av dette i norske vassdrag. Resultatene som finnes viser at enten så beskattes den tidligvandrende laksen (mai-juni) mer enn de som kommer senere, eller så er beskatningsraten stabil gjennom sesongen (Fiske mfl. 2001b, Thorstad mfl. 2011). Innen samme vassdrag kan dette variere betydelig mellom år. At beskatningsraten er høyere for tidligvandrende laks kan skyldes at denne laksen utsettes for fiske over en lengre periode, selv om de synes mest fangbare i løpet av de første dagene og ukene etter at de kommer opp i elva (Thorstad mfl. 2011).

Thorstad mfl. 2011 fant at flergangsgytere (dvs. laks som hadde gytt én eller flere ganger tidligere), hadde en lavere beskatningsrate enn førstegangsgytende laks. En forklaring på dette kan være at noen individer er generelt mindre bitevillige under sportsfisket enn andre, og at disse individene dermed har større overlevelse og større sjanse til å returnere som flergangsgytere.

Sportsfiske etter laks er altså et fiske som har potensial til å endre størrelses-, alders og kjønnssammensetningen for gytefisken i elva. Med reduksjon i laksebestandens størrelse og endring av fisketradisjoner har bruken av kvoter (for eksempel maksimum antall laks en fisker kan avlive per døgn), rettet beskatning (for eksempel pålagt utsetting av store hunnlaks hele eller deler av sesongen) og gjenutsetting generelt økt i norske vassdrag. I 2013 ble 15 953 laks (62 tonn) gjenutsatt under sportsfiske i vassdragene, noe som utgjorde 12 % av totalfangsten. Bruken av kvoter kan påvirke graden av selektivitet i sportsfisket ved at fiskere velger å gjenutsette laks for å kunne fiske lengre før de fyller kvoten. Noen fiskere velger å gjenutsette fisken uavhengig av kvoter og pålegg. Om slike valg er påvirket av for eksempel fiskestørrelse vet vi ikke. Gjenutsetting kan også medføre endringer i bestandssammensetningen hvis dødeligheten for gjenutsatt laks er stor og avhengig av for eksempel fiskens størrelse og/eller kjønn.

Formålet med dette kapitlet er å vurdere hvordan bruk av kvoter, rettet fiske og gjenutsetting kan påvirke graden av selektivt fiske og hvordan dette kan virke på bestandene og bestandsstrukturene. Kapitlet består av tre deler, som oppsummeres i en konklusjon til slutt:

- En analyse av om kvoter og gjenutsetting har påvirket i hvilken grad sportsfisket er selektivt. Analysen er basert på fangststatistikk og en sammenligning av størrelsesfordelingen og spredning gjennom sesongen av gjenutsatt laks i ulike vassdrag med totalfangsten i vassdraget. Deretter ble det gjort en analyse av om bruk av kvoter og rettet fiske i reguleringene hadde en effekt på i hvilken grad fordelingen av gjenutsatt fisk var forskjellig fra totalfangstene med hensyn på størrelse og tid i sesongen.
- Oppsummering av kunnskap om dødelighet etter gjenutsetting, og om denne dødeligheten kan være selektiv, basert på en gjennomgang av eksisterende kunnskap.
- Vurdering av hvordan selektiv høsting kan ha en evolusjonær effekt på laksebestander, basert på en gjennomgang av eksisterende kunnskap.

14.2 Analyser av gjenutsetting basert på fangststatistikk

I årene 2009 til 2013 ble det rapportert fangst av laks fra 308 til 332 norske elver (**tabell 1 i vedlegg 5** gir fylkesvis oversikt). I den samme perioden har antallet vassdrag med rapportert gjenutsetting av laks økt fra 90 (28 %) i 2009 til 176 (53 %) i 2013. Denne økningen reflekterer trolig både at andelen gjenutsatt laks faktisk har økt siden 2009, og at statistikken er forbedret siden gjenutsatt laks for første gang ble skilt ut som egen gruppe i fangststatistikken i 2009.

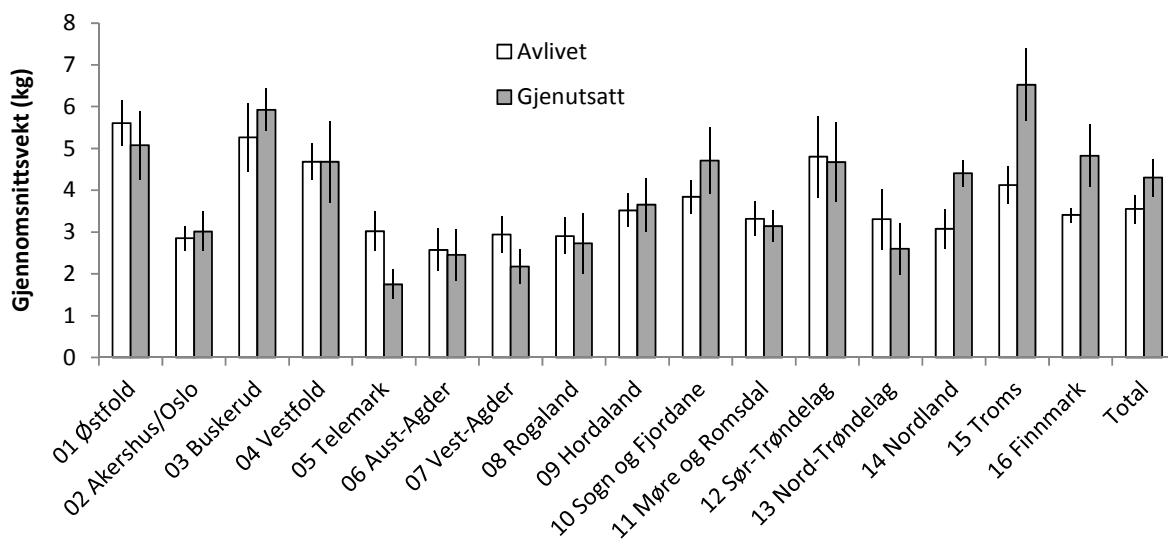
Av de 220 vassdragene som årlig har blitt vurdert av vitenskapsrådet, ble det rapportert om avlivet laks fra 193 til 210 vassdrag i årene 2009 til 2013 (**tabell 2 i vedlegg 5** gir fylkesvis oversikt). I denne perioden økte antallet vassdrag med rapportert gjenutsetting fra 76 (38 %) til 135 (70 %). Andelen vassdrag med rapportert gjenutsetting har steget til to tredjedeler eller mer i de fleste av fylkene som har flere laksevassdrag (≥ 7 vassdrag). De viktigste unntakene er Sør-Trøndelag (40 %), Møre og Romsdal (41 %) og Rogaland (55 %).

Andelen gjenutsatt laks (basert på vekt) økte i perioden 2009-2013. Blant vassdragene vurdert av vitenskapsrådet, økte andelen gjenutsatt laks totalt fra 10 % i 2009 til 18 % i 2013 (**tabell 3 i vedlegg 5** gir fylkesvis oversikt). På fylkesnivå var variasjonen stor. Høyest andel gjenutsatt laks i 2013 var i Nordland (50 %, opp fra 17 % i 2009), Akershus/Oslo (46 %, opp fra 5 % i 2009) og Sogn og Fjordane (42 %, opp fra 27 % i 2009). Lavest andel gjenutsatt i 2013 var i Telemark (1 %), Vestfold (2 %), Møre og Romsdal (4 %), Buskerud (6 %) og Rogaland (7 %).

Andelen vassdrag med gjenutsatt laks var høy i 2013 i fylker som Finnmark (100 %), Nord-Trøndelag (82 %) og Hordaland (90 %), samtidig som andelen gjenutsatt laks var lav (18

% i Finnmark, 11 % i Nord-Trøndelag og 22 % i Hordaland). De fleste vassdragene i disse fylkene har med andre ord rapportert gjenutsetting av laks, men omfanget av gjenutsettingen var lavt sammenlignet med mengden avlivet laks.

På landsbasis var gjenutsatt laks i gjennomsnitt 21 % (0,75 kg) større enn avlivet laks i perioden 2009-2013 (**figur 14.1**, se **tabell 4 i vedlegg 5** for fylkes- og årsspesifikke tall). I Sogn og Fjordane, Nordland, Troms og Finnmark var gjenutsatt laks i gjennomsnitt større enn avlivet laks i alle år, med gjenutsatt laks opp til 90 % større enn avlivet laks i Finnmark i 2009 og 86 % større enn avlivet laks i Nordland i 2013 som de høyeste. På den motsatte siden var gjenutsatt laks mindre enn avlivet laks i flere år i fylker som Østfold, Vestfold, Vest-Agder og Rogaland.



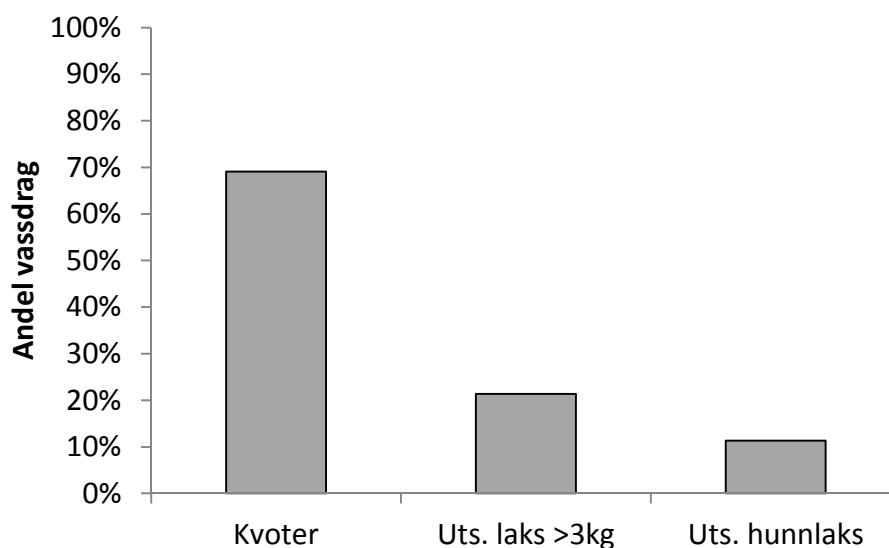
Figur 14.1. Gjennomsnittsvekt (med standardavvik) for avlivet og gjenutsatt laks i vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

En gjennomgang av hvordan størrelsesforskjellen mellom avlivet og gjenutsatt laks fordeler seg i antall (og andel) vassdrag, viste at i årene 2009-2013 så var vassdragene tydelig segregert i enten en tydelig positiv eller negativ størrelsesforskjell (**tabell 14.1**). I 2009-2013 så var gjenutsatt laks mer enn 20 % større enn avlivet laks i 22-38 % av elvene og mer enn 20 % mindre enn avlivet laks i 25-37 % av elvene.

Tabell 14.1. Antall og andel vassdrag med ulike grad av prosentvis størrelsesforskjell mellom avlivet og gjenutsatt laks i årene 2009-2013. Prosentvis forskjell under 0 betyr at gjenutsatt laks i gjennomsnitt var mindre enn avlivet laks.

Prosent størrelsesforskjell	Antall vassdrag					Andel vassdrag				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
< -20 %	23	36	27	38	41	29 %	37 %	25 %	29 %	30 %
-10 - -20 %	8	15	22	16	21	10 %	15 %	20 %	12 %	16 %
0 - -10 %	5	7	15	19	12	6 %	7 %	14 %	15 %	9 %
0 - 10 %	7	4	10	14	11	9 %	4 %	9 %	11 %	8 %
10 - 20 %	5	8	9	15	10	6 %	8 %	8 %	11 %	7 %
>20 %	30	27	25	29	40	38 %	28 %	23 %	22 %	30 %

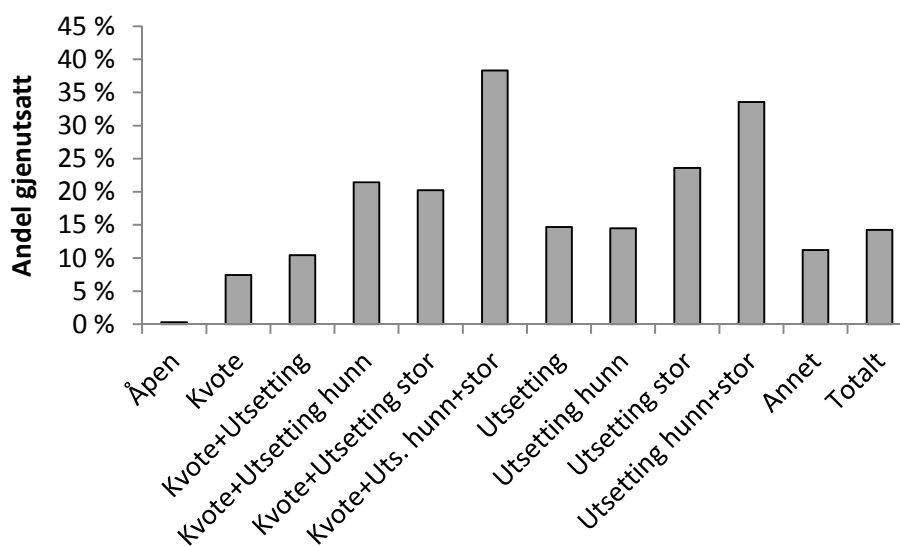
De aller fleste, knapt 70 %, av laksevassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i årene 2009-2013, var regulert av døgn- og/eller sesongkvoter i perioden 2009-2013 (**figur 14.2, tabell 5 i vedlegg 5** gir fylkes- og årsspesifikk oversikt). Relativt få vassdrag hadde påbudt utsetting av storlaks eller hunnlaks i hele eller deler av sesongen. Unntaket var utsetting av laks over en viss størrelse, som har vært et vanlig reguleringsgrep i august i mange elver i Finnmark. Merk at klassifiseringen av regulerings tiltak brukt her ble basert på de fylkesvise tilbakemeldingene til vitenskapsrådet om reguleringer av laksevassdrag, og det ikke er alle lokale tiltak som har blitt fanget opp i disse. Antall elver med ulike utsettingstiltak i er derfor minimumstall.



Figur 14.2. Andel av vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013 som ble regulert av kvoter, utsetting av laks >3 kg og/eller utsetting av hunnlaks (mange vassdrag har hatt kombinasjoner av kvoter og utsettingsregler i perioden).

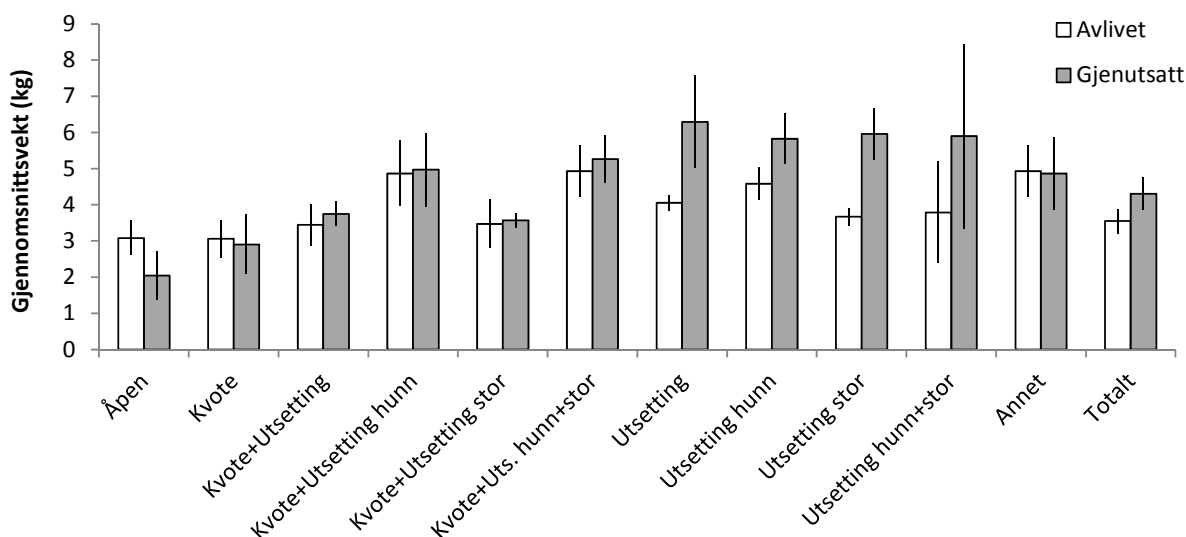
Andelen gjenutsatt laks var klart lavest i vassdragene som hadde en åpen regulering uten kvoter eller gjenutsetningspålegg i årene 2009-2013 (**figur 14.3, tabell 6 i vedlegg 5** gir årsspesifikk vekt og andel). Den høyeste andelen gjenutsatt laks var i vassdrag med påbudt utsetting av enten storlaks eller hunnlaks (både med og uten kvoter). Vassdrag med andre reguleringer i **figur 14.3**

er i hovedsak vassdrag med *G. salaris* og stengte vassdrag hvor det er åpent for fiske etter andre fiskearter som sjørøret og sjørøye, og laks som fanges som bifangst må gjenutsettes.



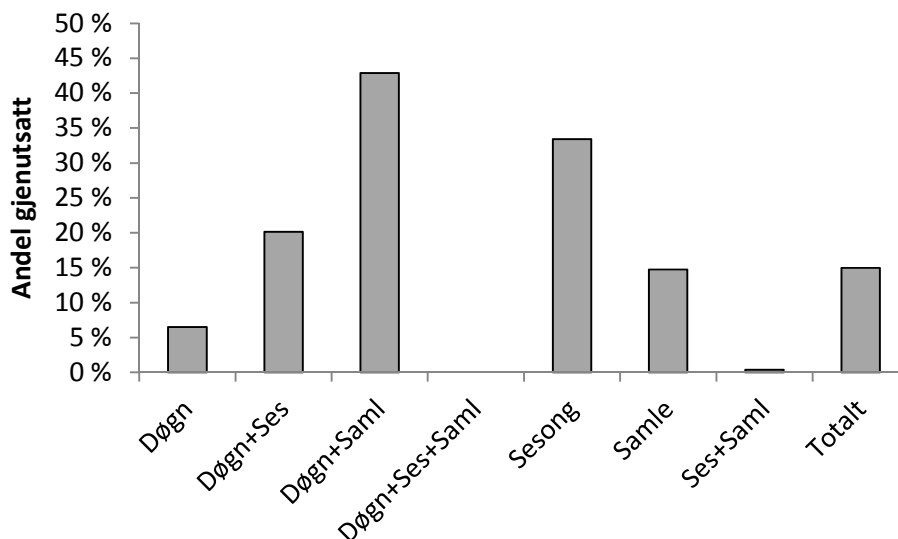
Figur 14.3. Andel gjenutsatt laks (av total mengde fanget laks) i vassdrag med ulike kombinasjoner av reguleringer. Utsetting humn = utsetting av hunnlaks i hele eller deler av sesongen, utsetting stor = utsetting av laks > 3 kg i hele eller deler av sesongen, utsetting humn+stor = utsetting av hunnlaks ut fra en størrelsesgrense (denne størrelsesgrensen gjelder i enkelte vassdrag også hannlaks).

En sammenligning av gjennomsnittsvekt til avlivet og gjenutsatt laks i vassdrag med ulike reguleringstyper viser at gjenutsatt laks i hovedsak var større enn avlivet laks i elvene med ulike utsettingspålegg (**figur 14.4, tabell 7 i vedlegg 5** gir årsspesifikke tall). Dette gjelder både vassdrag med og uten kvote i tillegg til påbudt gjenutsetting. I vassdragene med åpen regulering, vassdrag som kun hadde kvote samt vassdragene med andre reguleringstyper så var det kun små (og ikke entydige) størrelsesforskjeller mellom avlivet og gjenutsatt laks.



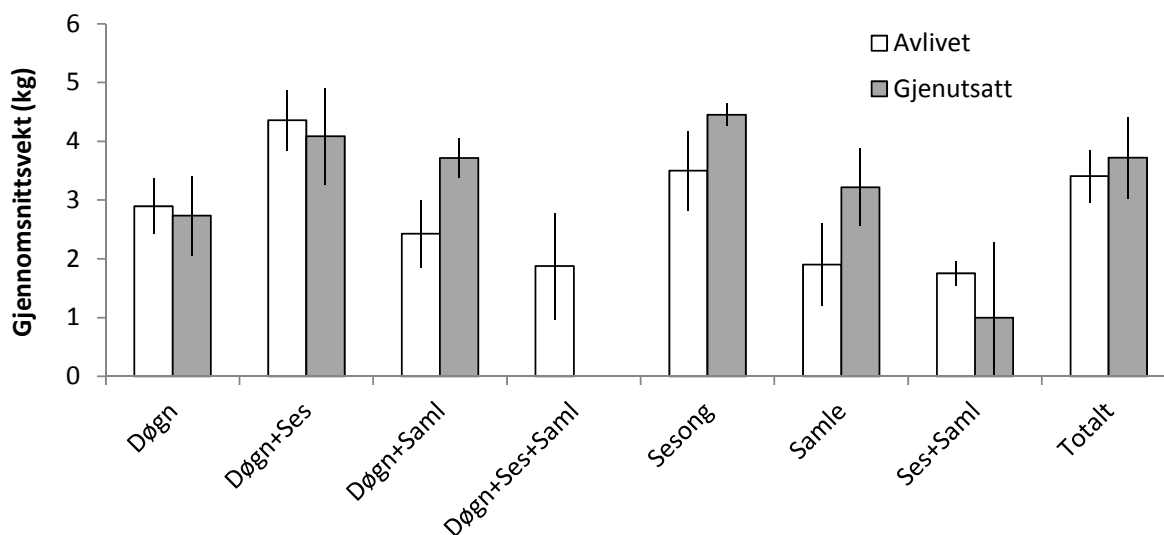
Figur 14.4. Gjennomsnittsvikt (med standardavvik) for avlivet og gjenutsatt laks blant ulike fiskereguleringer i vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

De fleste kvoteregulerte vassdragene i 2009-2013 hadde enten kun døgnkvote eller en kombinasjon av døgn- og sesongkvote, og 95 % av avlivet fangst i vassdrag med kvoteregulering i 2009-2013 var fanget i vassdrag med slik regulering (se **tabell 8 i vedlegg 5**). Andelen gjenutsatt laks var relativt lav i vassdragene som kun hadde døgnkvoter med et gjennomsnitt på 7 % (spredning 3-8 % i 2009-2013), sammenlignet med vassdrag med kun sesongkvoter (gjennomsnitt 33 %, 20-47 %), vassdrag med kombinert døgn- og sesongkvote (gjennomsnitt 20 %, 11-28 % i 2009-2013) og vassdrag med kombinert døgn- og samlekvote (gjennomsnitt 43 %, 29-53 % i 2009-2013) (**figur 14.5**). Samlekvote refererer til vassdrag som har kvote for antall laks (totalt eller av en vektklasse) som totalt kan avlives i vassdraget i løpet av en sesong (Gaula i Sunnfjord, Nausta og Roksdalsvassdraget er noen eksempler på dette).



Figur 14.5. Andel gjenutsatt laks (av total mengde fanget laks) i vassdrag med ulike kombinasjoner av kvotereguleringer. Kvoter referer til døgnkvoter for hver fisker (døgn), sesongkvoter for hver fisker (ses) og samlekvote for hvor mange laks som kan avlives i hele vassdraget i sesongen (Saml).

I vassdrag med enten bare døgnkvoter eller døgn- og sesongkvoter så var det små forskjeller i gjennomsnittlig størrelse mellom avlivet og gjenutsatt laks (figur 14.6, se tabell 9 i vedlegg 5 for årsspesifikke tall). Den største forskjellen i gjennomsnittsstørrelse var i vassdrag med døgn/samlekvoter samt i vassdrag med kun sesongkvote. I disse var gjenutsatt laks gjennomgående større enn avlivet laks.

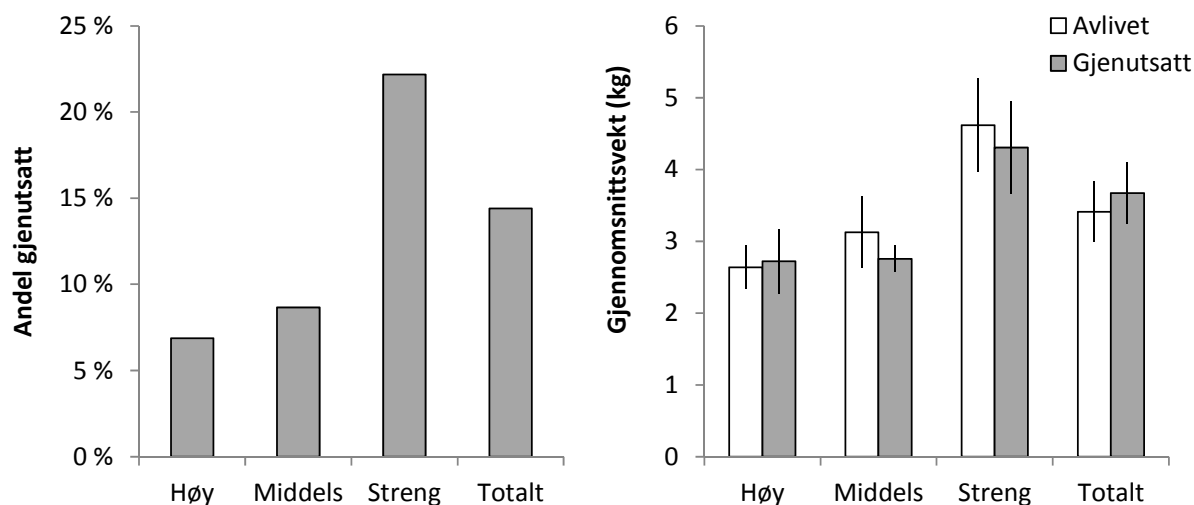


Figur 14.6. Gjennomsnittsvikt (med standardavvik) for avlivet og gjenutsatt laks blant ulike typer kvoteregulering i vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013. Kvoter referer til døgnkvoter for hver fisker (døgn), sesongkvoter for hver fisker (ses) og samlekvote for hvor mange laks som kan avlives i hele vassdraget i sesongen (Saml).

I 2009-2013 varierte døgnkvotene fra 1-5 laks per fisker per døgn. Basert på ventet effekt så kan vi dele disse kvotene inn i en streng døgnkvote (1 laks per døgn) som ventes å ha effekt, en middels døgnkvote (2 laks per døgn) med mindre effekt og en høy døgnkvote (3-5 laks per døgn) som sannsynligvis har liten effekt. De fleste vassdragene hadde en streng eller middels streng døgnkvote (**tabell 10 i vedlegg 5** gir fylkes- og årsspesifikke tall). Fylkesvis så var det overvekt av strenge døgnkvoter i Sogn og Fjordane, Nordland og Troms, mens det i Møre og Romsdal var overvekt av middels døgnkvote. I Rogaland hadde de fleste vassdragene en relativt høy døgnkvote i årene 2009-2013, mens i Finnmark fordelte døgnkvotene seg på middels og høyt nivå.

Det er rimelig å vente at en streng kvote vil gi høyere gjenutsettingsgrad enn en høy kvote. Denne forventningen får støtte i statistikken som viser at den høyeste andelen gjenutsatt laks var i vassdrag med streng døgnkvote (1 laks per fisker per døgn), med variasjon fra 14 % gjenutsatt laks i 2009 til 31 % i 2013 (til venstre i **figur 14.7, tabell 11 i vedlegg 5** gir årsspesifikke tall). Det var liten forskjell i gjenutsettingsgrad mellom vassdrag med middels døgnkvote (2 laks per fisker per døgn) og høy døgnkvote (3-5 laks per fisker per døgn). Vassdrag med middels døgnkvote hadde fra 3 til 12 % gjenutsetting, mens vassdrag med høy døgnkvote hadde 3 til 10 % gjenutsetting.

Det var små forskjeller i gjennomsnittsstørrelse mellom avlivet og gjenutsatt laks i vassdragene med ulike døgnkvoter i 2009-2013 (til høyre i **figur 14.7, tabell 12 i vedlegg 5** gir årsspesifikke tall). Et gjennomgående trekk var imidlertid at den gjenutsatte laksen i vassdragene med alle typer døgnkvote var noe mindre enn den avlivede laksen.

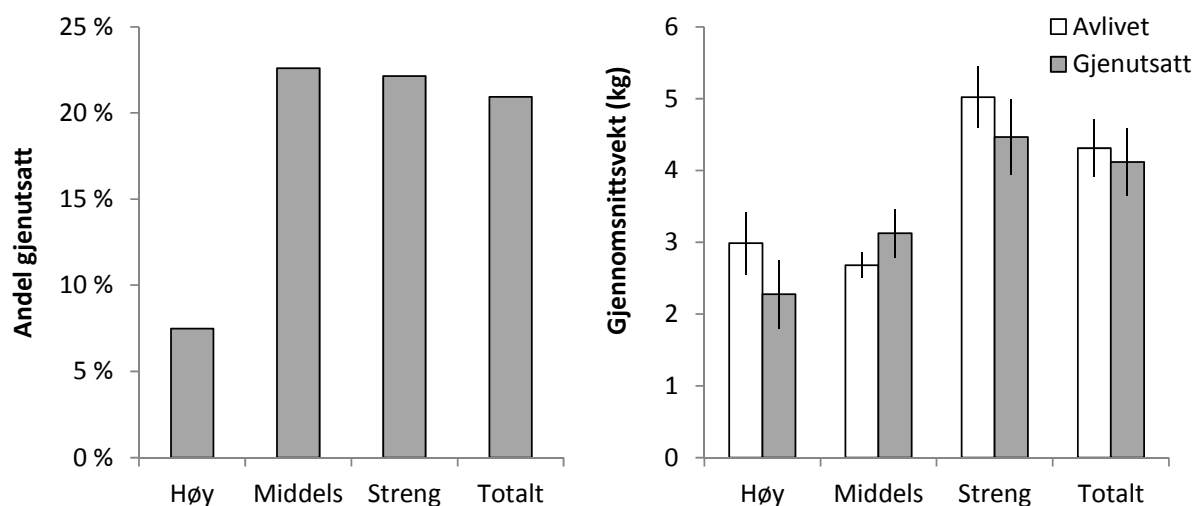


Figur 14.7. Venstre: andel gjenutsatt laks (av total mengde fanget laks) i vassdrag med ulike strengbet i døgnkvotene. Høyre: gjennomsnittsvikt (med standardavvik) for avlivet og gjenutsatt laks blant ulike strengbet i døgnkvotene i vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013. Streng døgnkvote er definert som 1 laks per døgn per fisker, middels døgnkvote som 2 laks per døgn per fisker og høy døgnkvote som 3-5 laks per døgn per fisker.

Det var relativt få laksevassdrag som brukte sesongkvoter i lakseforvaltningen i 2009-2013 (**tabell 13 i vedlegg 5** gir fylkes- og årsspesifikke tall). Unntaket var Nordland hvor strenge sesongkvoter ble brukt i mange laksevassdrag i perioden.

Fordelingen av vekt på avlivet og gjenutsatt laks i vassdragene med ulike sesongkvotenivå reflekterer omfanget av sesongkvoter i Nordland og gjør at den høyeste fangsten av laks foregikk i vassdrag med strenge sesongkvoter (**tabell 14 i vedlegg 5**). Den største graden av gjenutsetting skjedde i vassdrag med strenge og middels sesongkvoter (**figur 14.8**), der vassdragene med strenge sesongkvoter varierte fra 13-32 % gjenutsetting og vassdragene med middels sesongkvoter varierte fra 15-25 %. I vassdrag med større sesongkvoter varierte gjenutsettingen fra 3-11 %.

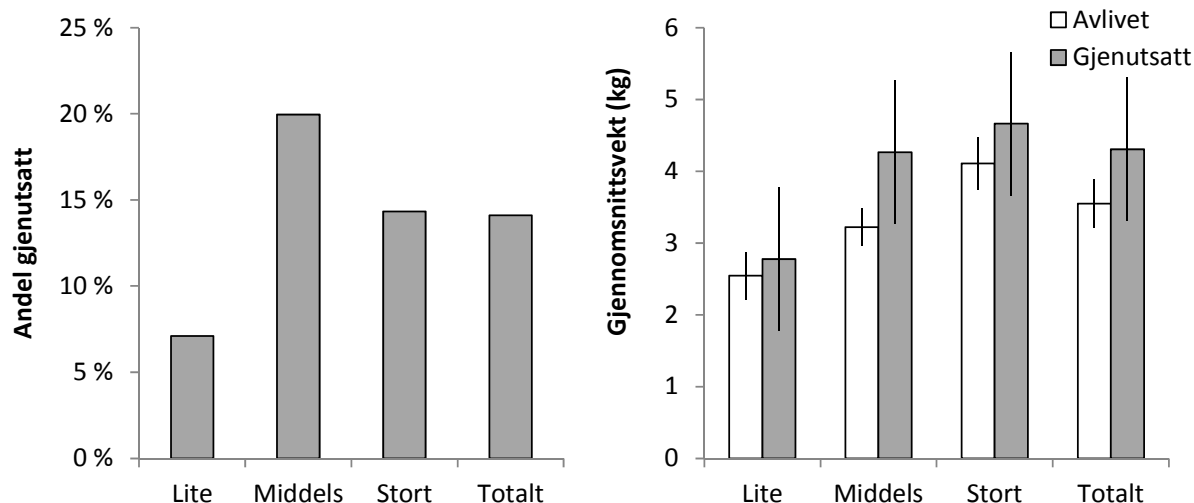
I vassdragene med strenge sesongkvoter var den gjenutsatte laksen gjennomgående noe mindre enn den avlivede laksen (**figur 14.8, tabell 15 i vedlegg 5** gir årsspesifikke tall). I vassdragene med middels sesongkvoter var den gjenutsatte laksen gjennomgående større enn den avlivede, mens i vassdragene med høye sesongkvoter så var igjen den gjenutsatte laksen mindre enn den avlivede. Et trekk som påvirket dette mønsteret er at flere av vassdragene med middels sesongkvoter også hadde størrelsesrelaterte utsettingsregler.



Figur 14.8. Venstre: andel gjenutsatt laks (av total mengde fanget laks) i vassdrag med ulike strenghet i sesongkvotene. Høyre: gjennomsnittsvekt (med standardavvik) for avlivet og gjenutsatt laks blant ulike strenghet i sesongkvotene i vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

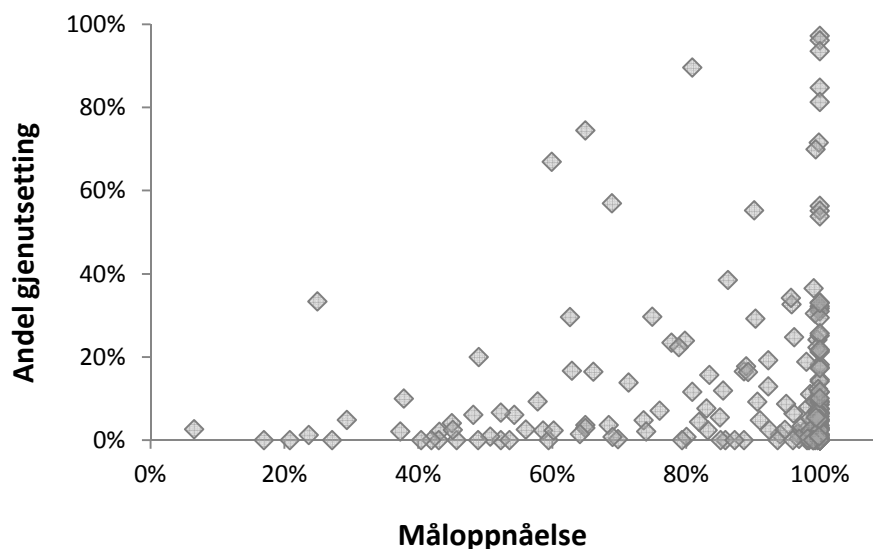
Blant vassdragene som vurderes av vitenskapsrådet så var andelen gjenutsatt laks høyest blant de middels store vassdragene med 14 til 23 % gjenutsetting i perioden 2009-2013 (**figur 14.9, tabell 16 i vedlegg 5** gir årsspesifikke tall). Andelen var noe lavere for de store vassdragene med 9 til 18 % og lavest for de små vassdragene med 2-10 %.

Gjennomsnittsstørrelsen på både avlivet og gjenutsatt laks økte med størrelsen på vassdragene (**figur 14.9, tabell 17 i vedlegg 5** gir årsspesifikke tall). Det var prosentvis relativt liten størrelsesforskjell mellom avlivet og gjenutsatt laks i de små vassdragene. Forskjellen var størst i de middels store vassdragene, der den gjenutsatte laksen i gjennomsnitt var 17-71 % større enn den avlivede.



Figur 14.9. Venstre: andel gjenutsatt laks (av total mengde fanget laks) i vassdrag med ulike størrelse. Høyre: gjennomsnittsvekt (med standardavvik) for avlivet og gjenutsatt laks blant vassdrag med ulike størrelse som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

Gjenutsetting av laks har blitt et betydningsfullt forvaltningsverktøy i norske laksevassdrag, og var i 2013 en viktig faktor for å forbedre måloppnåelsen i mange vassdrag (**figur 14.10**).



Figur 14.10. Estimert måloppnåelse (horisontal akse) plottet mot andel gjenutsetting (vertikal akse) blant vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i 2013.

14.2.1 Gjenutsettingsmønstre i enkeltvassdrag

Gjenutsettingsmønstre i 22 eksempelvassdrag med ulike former for fiskeregulering i årene 2010-2013 (**vedlegg 5**) viser hvordan den rapporterte gjenutsettingen i stor grad har passet til forventningene fra reguleringene. Eksemplene representerer ulike former for kombinasjoner av strenge/høye kvoter og ulike utsetningspåbud for hunnlaks og/eller større laks.

To vassdrag, Bjerkreimselva og Espedalselva (begge i Rogaland), er eksempler på vassdrag som i 2010-2013 hadde en relativt høy døgnkvote som antagelig nås av et fåtall fiskere. Begge vassdragene hadde svært lav andel gjenutsetting. Et tredje vassdrag, Namsen i Nord-Trøndelag, hadde også en middels døgnkvote i 2010-2013 og dermed en lav gjenutsettingsandel.

Audna (Vest-Agder), Enningdalselva (Østfold) og Verdalselva (Nord-Trøndelag) er eksempler på vassdrag som har hatt strenge kvoter i 2010-2013, uten noen størrelses- eller kjønnsrelaterte utsettingsregler i tillegg. I alle disse tre vassdragene var andelen gjenutsatt laks betydelig høyere enn de tre eksemplene ovenfor med høyere kvoter. Felles for alle disse seks vassdragene med kun kvoteregulering var at andelen gjenutsatt laks var høyest for smålaks og lavest for storlaks. Det kan derfor se ut til at fiskerne har gjenutsatt smålaks i håp om å få større laks på kvoten.

Lygna (Vest-Agder) hadde en streng døgnkvote i 2010-2011, denne kvoten ble erstattet av en større men størrelsesbetinget kvote i 2012. Den høyeste andelen gjenutsetting ble rapportert i årene med strengest kvote, og i disse årene var det, i likhet med de seks vassdragene ovenfor, mest smålaks som ble gjenutsatt. I 2012 og 2013, med størrelsesbetinget kvote, endret mønsteret seg og mer av den større laksen ble gjenutsatt.

Denne sistnevnte effekten er et mønster vi ser også i andre elver med størrelsesbetingede reguleringer. I vassdrag som Gaula i Sunnfjord (Sogn og Fjordane), Nausta (Sogn og Fjordane), Saltdalsvassdraget (Nordland), Laukhelle (Troms), Reisa (Troms), Lakselva i Porsanger (Finnmark), Sandfjordelva (Gamvik), Kongsfjordelva (Finnmark) og Vestre Jakobselva (Finnmark) var det ulike størrelsesrelaterte utsettingspåbud som resulterte i at laks større enn 3 kg ble gjenutsatt i langt høyere grad enn laks mindre enn 3 kg. Et par vassdrag med størrelsesrelaterte reguleringer, Orkla og Gaula (Sør-Trøndelag), viste imidlertid ingen tegn til økt gjenutsetting av laks større enn 3 kg til tross for strengere kvoter for større laks. Orkla og Gaula er elvene i Norge med størst antall laks gjenutsatt i løpet av sesongen.

Mange av eksempel vassdragene viser få tidsmønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen. Noen vassdrag, særlig de med særskilte utsettingsregler sent på sesongen, viser en tendens til større grad av gjenutsetting i august. Dette kan medvirke til redusert beskatning av sentvandrende individer, som allerede i utgangspunktet antagelig opplever et lavere akkumulert beskatningstrykk enn tidligvandrende individer.

14.3 Hvor stor er dødelighet hos laks etter gjenutsetting, og i hvilken grad er dødeligheten selektiv?

Generelt sett er dødeligheten hos laks etter gjenutsetting lav (0-8 %) ved vanntemperaturer under 18 °C og ved god behandling av fisken (Tufts mfl. 1991, Booth mfl. 1995, Webb 1998, Mäkinen mfl. 2000, Whoriskey mfl. 2000, Kieffer mfl. 2002, Thorstad mfl. 2003, 2007, Jensen mfl. 2010). Dette gjelder også for gjenutsatte støinger, det vil si laks som har gytt høsten før og som har stått i elva over vinteren (Halttunen mfl. 2010). Dødeligheten ser ut til å øke ved vanntemperaturer over 17-18 °C, og de fleste undersøkelser ved vanntemperaturer fra 18 °C og oppover viser at dødeligheten er mellom 10-40 % (Brobbel mfl. 1996, Wilkie mfl. 1996, 1997, Dempson mfl. 2002, Havn 2014). Det å bli fisket fører til fysiologisk stress, og disse forstyrrelsene øker i styrke med økende vanntemperatur og kan i noen tilfeller resultere i at fisken dør (Wilkie mfl. 1997, Anderson mfl. 1998, Gale mfl. 2011).

Mye av forskningen som har blitt utført angående effekter av fang og slipp hos laks har vært utført under laboratorieforhold. Dette har medført at det har blitt stilt spørsmål om resultatene fra disse studiene er representative for normalt fang og slipp-fiske (Dempson mfl. 2002, Thorstad mfl. 2003). Ved å radiomerke laks fanget under regulært sportsfiske og umiddelbart sette dem ut i sitt naturlige miljø i elva igjen får man et mer realistisk bilde av hva

som skjer med fisken etter gjenutsetting (Donaldson mfl. 2008). Inntil nylig hadde dette bare blitt gjort ved lave vanntemperaturer, hovedsakelig i Altaelva (Thorstad mfl. 2003, 2007, Halttunen mfl. 2010, Jensen mfl. 2010). Tilsvarende studier ved høyere vanntemperaturer (over 15 °C) manglet. I 2012 ble 52 laks radiomerket og gjenutsatt i Otra ved Kristiansand på vanntemperaturer fra 16 til 20 °C, og dødeligheten var 6-8 % (Havn 2014).

Få andre variabler enn vanntemperatur er vist å påvirke dødeligheten hos gjenutsatt laks, til tross for at flere studier har inkludert variabler som størrelse på fisken, hvor lenge fisken kjøres og holdes i luft, krokingssted, tid etter oppvandring i elva og fangstmetode (Thorstad 2008a). Noen unntak finnes, blant annet viste Brobbel mfl. (1996) at dødeligheten etter gjenutsetting var større for laks som nylig hadde vandret opp i elva enn for støinger, og Warner (1979) registrerte en høy dødelighet (73 %) for ferskvannsstasjonær laks som fikk svelge kroker agnet med mark. Det at ikke flere faktorer har blitt identifisert skyldes både at det har vært lav dødelighet i de fleste undersøkelsene og dermed få fisk i gruppene som representerer dødelighet, samt at antallet fisk som totalt har inngått i de enkelte undersøkelsene har vært lavt. Dermed har man et begrenset tallgrunnlag for å gjennomføre statistiske analyser av hva som påvirker dødeligheten, og bare store avvik vil slå ut i statistiske tester. Det er vist for flere andre fiskearter at dyp kroking i sensitive organer som gjellene og lang lufteksponering fører til redusert overlevelse (Ferguson & Tufts 1992, Bartholomew & Bohnsack 2005).

En undersøkelse i Altaelva viste at stor fisk ble kjørt lengre enn mindre fisk og dermed også opplevde større fysiologiske forstyrrelser (Thorstad mfl. 2003). Det kan derfor tenkes at dødeligheten øker med størrelse på fisken når det er varmt i vannet. Samtidig har andre undersøkelser vist det motsatte, nemlig at fang og slipp har en større negativ effekt på fysiologien til små- enn for storlaks (Booth mfl. 1995, Tufts mfl. 2000). Til nå har all forskning på overlevelse etter gjenutsetting ved høye vanntemperaturer blitt utført så og si utelukkende med smålaks.

Totalt sett er det ingen trender i eksisterende resultater som tyder på at faktorer som fiskens lengde og kjønn påvirker sannsynligheten for at laks dør etter gjenutsetting. Dødeligheten hos gjenutsatt fisk under norske forhold (generelt kaldt vann) er mest sannsynlig lav (< 10 %). Det understrekes at resultatene det refereres til her er overlevelse hos laks som faktisk gjenutsettes. Fisk kan være i så dårlig tilstand etter fangst at fiskerne velger å ikke gjenutsette den fordi de vurderer sjansen for å overleve til å være lav. Hvor stor andel av fisken dette gjelder, og om det er systematiske forskjeller mellom kjønn eller størrelsesgrupper laks i hvilke fisk som avlives eller gjenutsettes vet vi lite om. I undersøkelsen i Otra (Havn 2014) ble til sammen 60 laks fanget, og av disse ble 8 (13 %) vurdert til å ha for store blødninger til at de burde gjenutsettes. De ble derfor avlivet i stedet for å gjenutsettes.

14.4 Evolusjonære effekter av høsting - en litteraturgjennomgang

De fleste organismer har en livshistorie som er tilpasset sitt biotiske og abiotiske miljø gjennom naturlig seleksjon (naturlig utvalg). Fordi dødelighetsrisiko varierer gjennom livet, og mellom bestander, kan ulike bestander av samme art utvikle ulike livshistorier (Roff 2002, Stearns 1992). Dette gjelder også for laks, som varierer mye i størrelse, tidspunkt for smoltutvandring, alder ved smoltifisering og andre trekk (Jonsson & Jonsson 2011, Klemetsen mfl. 2003, Otero mfl. 2014). Spesielt varierer alder ved kjønnsmodning mye 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, se også **kapittel 3**). Mye av variasjonen skyldes forskjeller i elvenes størrelse og utforming (L'Abée-Lund mfl. 2004). Dette betyr trolig at laksen er tilpasset 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). Spørsmålet er om den forhøyede dødelighet som påføres laksebestandene gjennom høsting har ført til og kan føre til evolusjonære endringer av enkeltbestandene. Mange empiriske studier og teoretiske vurderinger tyder på at så kan være tilfelle, spesielt dersom høstingen er rettet.

Økt dødelighet vil i de fleste systemer føre til seleksjon for tidligere kjønnsmodning (Stearns 1992). Dette er dokumentert å skje i en rekke hardt beskattede fiskebestander slik som torsken *Gadus morhua* ved Newfoundland (Olsen mfl. 2004) og rødspette *Pleuronectes platessa* i Nordsjøen (Rijnsdorp mfl. 2005). Eksperimentelle studier har også vist at denne prosessen kan være rask og kan skje i løpet av få generasjoner (Conover mfl. 2009, Conover mfl. 2005). Tidligere kjønnsmodning fører til at den fangbare fisken vil være av mindre størrelse, og dermed i mange tilfeller ha lavere reproduktiv verdi for bestanden og økonomisk verdi for samfunnet (Allendorf mfl. 2008, Allendorf & Hard 2009, Eikeset mfl. 2013, Hutchings & Fraser 2008, Kuparinen & Merilä 2007). Effekten av høsting kan bli ekstra sterk dersom høstingen er sterkt selektiv, ved for eksempel å høste primært stor og hurtigvoksende fisk, aktiv fisk, eller fisk som vandrer på spesifikke tidspunkt.

En del nyere studier har vist at både kommersielt fiske og fritidsfiske (bruk av sportsfiskeredskap) ikke fanger tilfeldig. Dette gjelder også laks (se innledning ovenfor). Det er en tydelig tendens til at fiske som sådan hovedsakelig beskatter individer som vokser raskt og har spesielle personlighetstrekk. Det er stort sett individer som er villige til å ta risiko som er utsatt (Biro & Post 2008, Sutter mfl. 2012). Er det så noen indikasjoner på at høsting, og da spesielt selektiv høsting, har ledet til genetisk baserte endringer hos laks (og laksefisk mer generelt)?

I en oversiktsartikkel viser Hard mfl. (2008) at fiske kan lede til målbare endringer i laksefiskbestander i løpet av 10 generasjoner eller mindre. William Ricker var en av de første som diskuterte dette fenomenet for laksefisk (Ricker 1981). Senere har det kommet en god del flere studier som tyder på at selektivt fiske leder til evolusjonære endringer i bestander av vandrende laksefisk. Et sett av arbeider fra Alaska dokumenterer blant annet at et størrelsesselektivt fiske etter rødlaks (pukkellaks) *Oncorhynchus nerka* har ført til genetisk baserte endringer i tidspunkt for tilbakevandring, kjønnsfordeling, aldersstruktur og lengdefordeling (Kendall mfl. 2014, Kendall & Quinn 2011, 2013, Quinn mfl. 2007).

Hva så med vår laks? Som påpekt av andre, er det ikke tydelige data som viser at det har skjedd genetiske endringer i bestander av laks som følge av fiske (Hindar mfl. 2011, Jonsson & Jonsson 2011). Consuegra mfl. (2005) viste at det var et potensial for at det ble fisket selektivt på tidligvandrende laks i fire elver i Spania. Denne studien dokumenterer imidlertid ikke at dette selektive fisket har ledet til evolusjonære endringer, bare at det er potensial for det. Quinn mfl. (2006) observerte en langvarig nedgang i størrelsen til laksen i irske vassdrag, samtidig som tidspunkt for oppvandring endret seg. De pekte på at et sterkt selektivt fiske kunne forklare disse endringene. Studien kan imidlertid ikke dokumentere dette entydig. Det samme gjelder for de fleste studier som tyder på at det har skjedd evolusjonære endringer i laksebestander som følge av et varig selektivt fiske. For Norges del så finnes det ingen studier som kan belyse om beskatningen av norsk laks har ført til genetiske (evolusjonære) endringer. Slike studier er kompliserte, men bør gjøres.

I enkelte norske lakseelver er det innført fredning (eller delvis fredning) av hunnlaks, eventuelt hunnlaks over en gitt størrelse. Dette betyr at hannlaks kan bli beskattet hardere enn hunnlaks. Den umiddelbare effekten av et slikt forvaltningsregime er at kjønnsratioen (spesifikt den operasjonelle kjønnsratioen; se forklaring hos Fleming & Reynolds 2004) blir forskjøvet til å bli mer hunnbasert. I en vanlig bestand av laks vil hannlaksen være seksuelt aktivt over en relativt lang tidsperiode, mens hunnlaksen kun vil være aktiv inntil eggene er gytt (Fleming 1996, Fleming & Reynolds 2004, Jonsson & Jonsson 2011). Det vil derfor til enhver tid være en

overvekt av seksuelt aktive hannlaks på gyteplassene, og dette kan føre sterkere seksuell seleksjon (konkurransen mellom hanner, hunnene kan velge og vrake, Fleming 1996). Når andelen aktive hannlaks synker vil den seksuelle seleksjonen bli mindre sterk; og det vil også kunne åpne for at kjønnsmodne småhanner kan få økt reproduktiv suksess.

Redusert konkurranse mellom hannlaks kan altså føre til at normalt konkurransesvake hanner får økt anledning til å gyte. Disse konkurransesvake hannene er enten de minste, eller de som ikke er i stand til å produsere velutviklede sekundære seksuelle karakterer slik som kraftige farger eller kraftig hakekrok. Dette kan føre til at den normalt sterke seleksjonen for å være stor blir redusert, og vi venter at dette kan medføre at frekvensen av små hanner (både ensjøvinter hanner og hanner som kjønnsmodnes uten å vandre til sjøs) kan øke. Dette kan medføre at det blir færre gamle (og store) hannlaks i bestandene. Dette er den samme type effekt som følger av selektivt fiske på den største laksen. Det er så vidt vi kan se ikke noen empirisk dokumentasjon på dette foreløpig. Gytesuksessen til rømt oppdrettslaks hanner kan også tenkes å øke ved redusert konkurranse mellom hannlaks. For å unngå at slike effekter oppstår bør det søkes å opprettholde en stor bestand av hannlaks, slik at konkurransen mellom hanner om tilgang til hunnen fortsatt er sterkt. Samtidig vil det være viktig å opprettholde den genetiske variasjonen over tid, og dette gjøres best ved å bevare stor grad av fenotypisk variasjon (unngå langvarig rettet høsting). Alternativet, å bevare de store laksene og beskatte de minste hannene hardere, vil sikre at den seksuelle seleksjonen beholdes. Men det vil samtidig kunne føre til redusert genetisk variasjon.

En god del hannlaks kjønnsmodnes uten å ha vært i sjøen (ofte kalles disse gytepar, se oversikt i Fleming & Einum 2011). Denne delen av bestanden beskattes ikke på grunn av at gyteparren er liten (ca. 15 cm). Forekomsten av gytepar varierer mye mellom elver (Myers mfl. 1986), og påvirkes av miljøforhold som næringstilgang, temperatur og tetthet av konkurrenter. Det er utviklet teoretiske modeller som forklarer variasjonen i forekomst av gytepar med at det finnes en genetisk bestemt størrelsesterskel i en gitt bestand; når en laks av en gitt alder passerer denne terskel kan modningsprosessen starte. Hvor denne terskelen er vil til en viss grad være genetisk bestemt, og den kan derfor respondere på seleksjon (Gross 1985, 1991, Gross & Repka 1998, Repka & Gross 1995). Gyteparren bidrar aktivt under gytingen, ved at de aktivt søker seg ned i gytegroppene under gyteakten. Flere studier har brukt genetiske metoder til å angi hvor suksessfulle slike gytepar kan være. En litteraturgjennomgang av slike studier viser at mellom 11-65 % av det genetisk bidraget en gitt sesong kan komme fra slike gytepar (Fleming & Reynolds 2004). Det genetiske bidraget er altså betydelig. Slik sett vil forekomsten av gytepar øke den effektive bestandsstørrelsen (L'Abée-Lund 1989), og dermed være en motvekt til hard beskatning av stor hannlaks. Den individuelle suksessen til en gytepar har vist seg å være avhengig av antall gytepar i bestanden; dersom antallet er stort øker konkurransen dem imellom og individuell suksess reduseres (Garant mfl. 2003, Hutchings & Myers 1988). Det vil derfor antakelig være et øvre antall gytepar i en gitt elv. Så selv om antall store hanner i en bestand synker mye vil dette ikke nødvendigvis føre til et økt antall gytepar i bestanden. Når det er få store hanner til stede vil suksessen til disse øke. Siden sannsynligheten for å kjønnsmodne som par har en signifikant arvelighet vil dette føre til seleksjon for å smoltifisere i stedet for å kjønnsmodne som ung. Det er dessverre ingen studier som har dokumentert langtidsvariasjon i andel gytepar i noen lakseelver.

I mange elver fredes store hunnlaks fra beskatning. Store hunner produserer mange flere egg enn små hunner. Dette betyr at gytebestandsmålet i en elv kan oppnås ved et mindre antall gytehunner når fisken er stor enn når den er liten. Dersom prinsippet med fredning av store hunner gjennomføres over tid slik at bestanden består av samme antall kilo hunner fordelt på færre individer, vil den effektive bestandsstørrelsen synke (færre hunner bidrar med gener, samtidig vil også færre hanner ha bidratt med gener på grunn av sterk konkurranse om tilgang til

gytingen). Dette er en negativ utvikling fra et bevaringsgenetisk synspunkt. Målet må være å opprettholde den genetiske variasjonen i bestandene, og dette gjøres best med å ha en stor effektiv bestandsstørrelse.

14.5 Oppsummering, konklusjoner og anbefaling

Oppsummering:

- Sportsfiske etter laks er i seg selv et selektivt fiske, spesielt ved at smålaks generelt beskattes i større grad enn mellomlaks og storlaks, men dette kan variere mellom elver. I noen elver kan det også være en større beskatning av tidligvandrende laks (de som returnerer i mai-juni) enn de som kommer senere, men dette kan variere mellom år.
- I hvilken grad sportsfisket er kjønnssektivt er i liten grad undersøkt. Der fisket er størrelsessektivt, og det er ulik kjønnsfordeling mellom ulike størrelser laks (gjelder i større grad storlaksvassdrag enn smålaksvassdrag), kan et størrelsessektivt fiske samtidig innebære et kjønnssektivt fiske. Fangststatistikken inneholder ikke opplysninger om kjønn, og analysene som er inkludert her omfatter derfor ikke spesifikt effekter på kjønn.
- På landsbasis var gjenutsatt laks i gjennomsnitt 21 % (0,75 kg) større enn avlivet laks i perioden 2009-2013. I Sogn og Fjordane, Nordland, Troms og Finnmark var gjenutsatt laks i gjennomsnitt større enn avlivet laks i alle år. Gjenutsatt laks var mindre enn avlivet laks i flere år i Østfold, Vestfold, Vest-Agder og Rogaland. Vassdrag var tydelig segregert i enten en tydelig positiv eller negativ størrelsesforskjell mellom gjenutsatt og avlivet laks. Gjenutsatt laks var mer enn 20 % større enn avlivet laks i 22-38 % av elvene og mer enn 20 % mindre enn avlivet laks i 25-37 % av elvene.
- I vassdrag der laksen som gjenutsettes er mindre enn avlivet laks kan dette medføre at sportsfisket generelt blir mindre størrelsessektivt der smålaksen i utgangspunktet beskattes mer enn storlaksen. I vassdrag der den største laksen gjenutsettes, kan dette av samme årsak medføre at sportsfisket generelt blir mer størrelsessektivt i favør av å spare storlaksen.
- Vassdrag med åpne reguleringer og vassdrag med ulike typer kvoter var de som hadde minst grad av gjenutsetting. Type kvote var imidlertid av betydning. Døgnkvoter syntes i liten grad å stimulere til økt gjenutsetting, mens sesongkvoter i større grad syntes å stimulere til gjenutsetting (enten sesongkvoter alene eller sammen med døgnkvoter). Strengt døgnkvoter medførte imidlertid høyere gjenutsettingsgrad enn høye døgnkvoter. Påbudt utsetting av enkelte grupper laks var det som i størst grad økte andelen gjenutsatt laks.
- Gjenutsatt laks var i hovedsak større enn avlivet laks i elvene med ulike utsettingspålegg. I vassdrag med åpen regulering, vassdrag eller kun kvoter var det generelt små og ikke entydige størrelsesforskjeller mellom avlivet og gjenutsatt laks. I vassdrag med døgnkvote var imidlertid gjenutsatt laks gjennomsnittlig noe mindre enn den avlivede laksen, mens i vassdrag med kun sesongkvote var gjenutsatt laks større enn avlivet laks.
- Andelen gjenutsatt laks var høyest blant de middels store vassdragene med 14 til 23 % gjenutsetting i perioden 2009-2013. Andelen var noe lavere for de store vassdragene med 9 til 18 % og lavest for de små vassdragene med 2-10 %. Det var relativt liten størrelsesforskjell mellom avlivet og gjenutsatt laks i de små vassdragene.
- Dødelighet etter gjenutsetting er generelt lav (0-8 %) ved vanntemperaturer opp til ca. 18 °C, hvis laksen håndteres forsiktig. Ved høyere vanntemperaturer kan dødeligheten øke. Eksisterende kunnskap tyder ikke på at faktorer som fiskens størrelse eller kjønn i særlig

grad påvirker sannsynligheten for at de dør etter gjenutsetting. Dødelighet etter gjenutsetting anses ikke som en faktor som betydelig bidrar til økt grad av selektivt fiske.

- Selektivt fiske kan teoretisk sett medføre evolusjonære endringer i laksebestander. Det finnes ikke tydelige data som viser at det har skjedd genetiske endringer i bestander av laks som følge av fiske, verken i Norge eller internasjonalt, men temaet er dårlig undersøkt. I norske vassdrag er det ikke gjort noen undersøkelser som kan belyse dette.
- En endret kjønns sammensetning ved for eksempel i større grad å gjenutsette hunner og heller avlive hanner, kan teoretisk sett, dersom tetthet av hannlaks på gyteplassene blir svært lav, medføre redusert konkurranse blant hanner på gyteplassene, og dermed til at normalt konkurransesvake hanner får anledning til å gyte. En mulig konsekvens av dette er at andelen av små hanner blant hannfisken kan øke. Gytesuksessen til rømt oppdrettslaks hanner kan også tenkes å øke.
- Hvis de aller største hunnene fredes slik at gytebestandsmålet nås med et færre antall fisk i elva enn om gytebestanden bestod av flere mindre hunner (store hunner har flere egg og bidrar dermed mer til å nå gytebestandsmålet), så kan det medføre over tid at genetisk variasjon reduseres fordi effektiv bestandsstørrelse reduseres. Dette vil være en negativ bestandsgenetisk utvikling, og kan være negativt for bestandenes genetiske variasjon og levedyktighet. Det er først og fremst i små bestander og middels store bestander med dårlig gytebestandsmål oppnåelse at det er fare for en slik effekt på genetisk variasjon.
- Generelt er det viktig å bevare genetisk variasjon over tid, noe som gjøres best ved å bevare stor grad av fenotypisk variasjon, det vil si mangfoldet i bestanden. I en periode med generelt redusert lakseinnsig, og samtidig med raske klimaendringer som påvirker laksebestandenes leveområder både i ferskvann og havet, er det spesielt viktig å bevare bestandenes genetiske variasjon og tilpasningsevne.
- I en oppsummering av effekter av klimaendringer påpekte vitenskapsrådet at langtidsutviklingen i laksebestandene i stor grad vil avhenge av bestandenes tilpasningsevne (Anon. 2011b). Det er derfor avgjørende at bestandenes genetiske integritet og genetiske variasjon bevares slik at råmateriale for evolusjonær endring bevares. Klimaendringene forsterker således betydningen av at den effektive bestandsstørrelsen holdes høy gjennom reguleringer av fiske og andre tiltak som sikrer tilstrekkelig antall gytefisk, samt at variasjonen i livshistorie opprettholdes.
- Vitenskapsrådet anbefaler at laksefisket reguleres slik at det i minst mulig grad er selektivt på enkelte størrelsesgrupper, kjønn og tid i sesongen for tilbakevandring. Fordelingen av størrelsesgrupper, kjønn og tid i sesongen for avlivet laks bør i størst mulig grad være lik fordelingen av disse trekkene for tilbakevandrende laks i de ulike bestandene. En gjennomgang av eksempel vassdrag med ulike reguleringer viser imidlertid også at selv i de tilfellene med mest størrelsesrettet fiske, så har det kun mindre effekter på størrelsesfordelingen til de ulike gytebestandene. Den viktigste årsaken til dette er at bestandene med det mest størrelsesselektive fisket gjerne har lave beskatningsrater, og da blir ikke virkningen av det selektive uttaket på gytebestandene så stort.

Konklusjoner

Analysene i dette kapitlet viser at det er stor variasjon mellom vassdrag i hvilken grad og hvilken retning gjenutsetting bidrar til et selektivt fiske. For noen vassdrag kan kjønns- og størrelsesseleksjonen være så skjev at det kan være grunnlag for å anbefale endringer i beskatningsmønsteret. For de fleste vassdrag er imidlertid den positive effekten av reguleringer per i dag trolig større enn de mulig negative effektene av selektivt fiske som reguleringene medfører. Kvoter bidrar generelt ikke til stor grad til størrelsesselektivt fiske, men dette varierer mellom vassdrag. Pålagt utsetting av stor laks medfører, som ventet, større grad av seleksjon i form av flere storlaks i gytebestandene. Fare for negative effekter av redusert genetisk variasjon ved at gytebestandsmålet fylles opp av færre store hunner vil være størst i bestander med få gytefisk. Små bestander er imidlertid de bestandene som generelt har minst andel gjenutsetting, og det var også liten størrelsesforskjell mellom gjenutsatt og avlivet laks i disse bestandene.

Anbefaling

Vitenskapsrådet anbefaler at vurdering av graden av selektivt fiske inkluderes i den vassdragsvise gjennomgangen fra neste år, slik at enkeltvassdrag med en stor risiko for uheldig skjevhet i beskatningen kan identifiseres og råd om beskatning kan gis i henhold til dette.

REFERANSER

- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. (red.) 2011. Atlantic Salmon Ecology. Wiley-Blackwell, Oxford
- Allan, B.J.M., Domenici, M.I., Wataon, S-A. & Munday, P.L. 2013. Elevated CO₂ affects predator-prey interactions through altered performance. PLOS ONE 8: 1-7.
- Allendorf, F.W., England, P.R., Luikart, G., Ritchie, P.A. & Ryman, N. 2008. Genetic effects of harvest on wild animal populations. Trends in Ecology and Evolution 23: 327-337 doi:310.1016/j.tree.2008.1002.1008.
- Allendorf, F.W. & Hard, J.J. 2009. Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 106: 9987-9994
- Anderson, W.G., Booth, R., Beddow, T.A., McKinley, S., Finstad, B., Økland, F. & Scruton, D. 1998. Remote monitoring of heart rate as a measure of recovery in angled Atlantic salmon, *Salmo salar* (L.). Hydrobiologia 371/372: 233-240.
- Anon. 1970. Om virksomheten til Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske i 1969. - Stortingsmelding nr. 76 (1969-70). 62 s.
- 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. Status for norske laksebestander i 2013. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5, 136 s.
- Anon. 2013b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5b, 670 s.
- Anon. 2014. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 6b.
- Artieri, C.G., Mitchell, L.A., Ng, S.H., Parisotto, S.E., Danzmann, R.G., Hoyheim, B., Phillips, R.B., Morasch, M., Koop, B.F. & Davidson, W.S. 2006. Identification of the sex-determining locus of Atlantic salmon (*Salmo salar*) on chromosome 2. Cytogenet. Genome Res. 112: 152-159
- Barlaup, B.T (red.). 2013. Redningsaksjonen for Vossolaksen. DN-utredning 1-2013, 222 s.
- Bartholomew, A. & Bohnsack, J.A. 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. Reviews in Fish Biology and Fisheries 15: 129-154.

- 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.
- Berkes, F. 1999. Sacred ecology. Traditional ecological knowledge and resource management. Taylor & Francis, Philadelphia & London, UK.
- Berkes, F. & Folke, C. (red.) 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Berkes, F., Colding, J. & Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Application* 10: 1251-1262.
- Biro, P.A. & Post, J.R. 2008. Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 2919-2922.
- Bjerke, P.L. & Orvedal, K. 2011. Hydrologiske og hydrauliske beregninger for Lund bru i Ålen. Oppdragsrapport B 19/2011 Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Bjørn, P.A., Finstad, B. & Kristoffersen, R. 2002. Registreringer av lakselus på laks, sjøørret og sjørøye i 2001. NINA Oppdragsmelding 737: 1-33.
- Bjørn, P.A., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Boxaspen, K.K., Finstad, B., Uglem, I., Berg, M., Kålås, S., Barlaup, B. & Wiik Vollset, K. 2012. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2012. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 31-2012: 1-45.
- Bjørn, P.A., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Johnsen, I.A., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg, M., Uglem, I., Barlaup, B. & Wiik Vollset, K. 2013. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2013. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 32-2013: 1-34.
- 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.
- Booth, R.K., Kieffer, J.D., Davidson, K., Bielak, A.T. & Tufts, B.L. 1995. Effects of late-season catch and release angling on anaerobic metabolism, acid-base status, survival, and gamete viability in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 283-290.
- Box, G.E.P. & Jenkins, G.M. 1976. Time series analysis, forecasting and control. Holden-Day, San Fransisco, 575 s.
- Boylan, P. & Adams, C.E. 2006. The influence of broad scale climatic phenomena on long term trends in Atlantic salmon population size: an example from the River Foyle, Ireland. *Journal of Fish Biology* 68: 276-283.
- Brander, K.M. 2007. The role of growth changes in the decline and recovery of North Atlantic cod stocks since 1970. *ICES Journal of Marine Science* 64: 211-217.
- Brattland, C. 2013. Proving fishers right: effects of the integration of experience-based knowledge in ecosystem-based management. *Acta Borealia* 30: 39-59.
- Brobbel, M.A., Wilkie, M.P., Davidson, K., Kieffer, J.D., Bielak, A.T. & Tufts, B.L. 1996. Physiological effects of catch and release angling in Atlantic salmon (*Salmo salar*) at different stages of freshwater migration. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2036-2043.
- Brook, R.K. & McLachlan, S.M. 2005. On using expert-based science to “test” local ecological knowledge. *Ecological Society* 12: 3501-3512.
- 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 69: 1538-1548. doi: 10.1093/icesjms/fss1013.
- Chittenden, C.M., Fauchald, P. & Rikardsen, A.H. 2013. Important open-ocean areas for northern Atlantic salmon - as estimated using a simple ambient-temperature approach. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70: 101-104.
- Chittenden, C.M., Ådlandsvik, B., Pedersen, O.P. & Rikardsen, A.H. 2013. Testing a model to track marine fish migrations in polar regions using pop-up satellite archival. Fisheries Oceanography 22: 1-13.
- Chivers, D.P., McCormick, M.I., Nilsson, G.E., Munday, P.L., Watson, S-A., Meekan, M.G., Mitchell, M.D., Corkill, K.C. & Ferrari, M.C.O. 2013. Impaired learning of predators and low prey survival under elevated CO₂: a consequence of neurotransmitter interference. Global Change Biology 2013: 1-8
- Conover, D., Munch, S.B. & Arnott, S.A. 2009. Reversal of evolutionary downsizing caused by selective harvest of large fish. Proceedings of the Royal Society of London Series B 276: 2015-2020 doi: 10.1098/rspb.2009.0003.
- Conover, D.O., Arnott, S.A., Walsh, M.R. & Munch, S.B. 2005. Darwinian fishery science: lessons from the Atlantic silverside (*Menidia menidia*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62, 730-737.
- Consuegra, S., De Leániz, C.G., Serdio, A. & Verspoor, E. 2005. Selective exploitation of early running fish may induce genetic and phenotypic changes in Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 67: 129-145.
- Cripps, I.L., Munday, P.L. & McCormick, M.I. 2011. Ocean acidification affects prey detection in a predator reef fish. PLOS ONE 7: 1-7.
- Dadswell, M.J., Spares, A.D., Reader, J.M. & Stokesbury, M.J.W. 2010. The North Atlantic subpolar gyre and the marine migration of Atlantic salmon *Salmo salar*: the 'Merry-Go-Round' hypothesis. Journal of Fish Biology 77: 435-467.
- 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.
- Davis, A. & Ruddle, K. 2010. Constructing confidence: rational skepticism and systematic enquiry in local ecological research. Ecological Application 20: 880-894.
- Davis, A. & Wagner, J.R. 2003. Who knows? On the importance of identifying "experts" when researching Local Ecological Knowledge. Human Ecology 31: 463-489.
- Dempson, B., Furey, G. & Bloom, M. 2002. Effects of catch and release angling on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., of the Conne River, Newfoundland. Fisheries Management and Ecology 9: 139-147.
- Dickson, R.R. & Turrell, W. R. 2000. The NAO: the dominant atmospheric process affecting oceanic variability in home, middle and distant waters of European Atlantic salmon. I: The Ocean Life of Atlantic Salmon - Environmental and Biological Factors influencing Survival (D. Mills, red.), s. 92-115. Fishing News Books, Oxford.
- Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2010. Regionvis påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander i Norge. NINA Rapport 622: 1-40.
- Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2012. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks NINA Rapport 782. 32 s + vedlegg.
- Diserud, O., Fiske, P. & Hindar, K. 2013. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks - Oppdatering for perioden 1989-2012. NINA Rapport 976: 1-24.

- Donaldson, M.R., Arlinghaus, R., Hanson, K.C. & Cooke, S.J. 2008. Enhancing catch-and-release science with biotelemetry. *Fish and Fisheries* 9: 79-105.
- Eikeset, A.M., Richter, A., Dunlop, E.S., Dieckmann, U. & Stenseth, N.C. 2013. Economic repercussions of fisheries-induced evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 12259-12264.
- Einum, S. & Nislow, K.H. 2011. Variation in population size through time and space: Theory and recent empirical advances from Atlantic salmon. I: *Atlantic Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. red), s. 277-298. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Einum, S., Thorstad, E.B. & Næsje, T.F. 2002. Growth rate correlations across life-stages in female Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 60: 780-784 doi:710.1006/jfbi.2002.1895.
- Elliott, J.M. 1993. A 25-year study of production of juvenile seatrout, *Salmo trutta*, in an English lake district stream. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 118: 109-122.
- Falkegård, M., Hindar, K., Fiske, P., Erkinaro, J., Orell, P., Niemelä, E., Kuusela, J., Finstad A.G. 2014. Revised spawning targets for Tana/Teno (under utarbeidelse).
- Fernandez-Gimenez, M.E. 2000. The role of Mongolian nomadic pastoralists' ecological knowledge in rangeland management. *Ecological Application* 10: 1318-1326.
- Finstad, A.G., Einum, S. & Sættem, L.M. 2013. Historical abundance and spatial distributions of spawners determine juvenile habitat accessibility in salmon: implications for population dynamics and management targets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1339-1345.
- Fiske, P. 2013. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elv om høsten 2010 - 2012. NINA Rapport 989: 1-33.
- Fiske, P., Lund, R.A. & Hansen, L.P. 2006. Relationships between the frequency of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in wild salmon populations and fish farming activity in Norway, 1989-2004. *ICES Journal of Marine Science* 63:1182-1189.
- Fiske, P., Kvingedal, E., Jensen, A. J. & Finstad, B. 2014. Sjøoverlevelse hos laks. Forslag til nasjonalt overvåkingssystem. NINA Rapport 1026: 1-115.
- 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, 39-62.
- Fiske, P., Baardsen, S., Stensland, S., Hvidsten, N.A. & Aas, Ø. 2012. Sluttrapport og evaluering av oppleieprosjektet i Trondheimsfjorden (korrigert versjon av NINA rapport 546). NINA Rapport 854: 1-70.
- Fiske, P., Hansen, L.P., Jensen, A.J., Sægvog, 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* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J., red.), s. 33-65. Blackwell Publishing Ltd., Oxford.
- Fleming, I.A. & Reynolds, J.D. 2004. Salmonid breeding systems. I: *Evolution illuminated. Salmon and their relatives* (Hendry, A.P. & Stearns, S.C., red.), s. 264-294. Oxford University Press, 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.
- Ford, J. & Martinez, D. 2000. Traditional ecological knowledge, ecosystem science, and environmental management. *Ecological Application* 10: 1249-1250.
- Forseth, T., Fiske, P., Gjørseter, H. & Hindar, K. 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. *Environmental Conservation* 40: 356-366.
- 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. 1998. Ocean climate influences on critical Atlantic salmon (*Salmo salar*) life history events. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(Suppl. 1): 119-130.
- Friedland, K.D. & Reddin, D.G. 2000. Growth patterns of Labrador Sea Atlantic salmon postsmolts and the temporal scale of recruitment synchrony for North American salmon stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1181-1189.
- Friedland, K.D., Chaput, G. & MacLean, J.C. 2005. The emerging role of climate in post-smolt growth of Atlantic salmon. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1338-1349.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P. & Dunkley, D.A. 1998. Marine temperatures experienced by postsmolts and the survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the North Sea area. *Fisheries Oceanography* 7: 22-34.
- Friedland, K. D., Reddin, D. G. & Castonguay, M. 2003b. Ocean thermal conditions in the post-smolt nursery of North American Atlantic salmon. *ICES Journal of Marine Science* 60: 343-355.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P., Dunkley, D.A., & MacLean, J.C. 2000. Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 419-429.
- Friedland, K.D., Reddin, D.G., McMenemy, J.R. & Drinkwater, K.F. 2003a. Multidecadal trends in North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and climate relevant to juvenile survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 563-583.
- Friedland, K. D., MacLean, J.C. Hansen, L.P., Peyronnet, A.J., Karlsson, L., Reddin, D.G., Maoiléidigh, Ó. & McCarthy, J.L. 2009. The recruitment of Atlantic salmon in Europe. *ICES Journal of Marine Science* 66: 289-204.
- Friedland, K.D., Shank, B.V., Todd, C.D., McGinnity, P. & Nye, J.A. 2013. Differential response of continental stock complexes of Atlantic salmon (*Salmo salar*) to the Atlantic Multidecadal Oscillation. *Journal of Marine Systems* 133: 77-87.
- Gadgil, M., Seshagiri Rao, P.R., Utkarsh, G., Pramod, P. & Chatre, A. 2000. New meanings for old knowledge: the people's biodiversity registers program. *Ecological Application* 10: 1307-1317.
- Gale, M.K., Hinch, S.G. & Donaldson, M.R. 2011. The role of temperature in the capture and release of fish. *Fish and Fisheries* 14: 1-33.
- Garant, D., Dodson, J.J. & Bernatchez, L. 2003. Differential reproductive success and heritability of alternative reproductive tactics in wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Evolution* 57: 1133-1141.

- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I.A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W.C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B.H., Youngson, A.F., Webb, J.H., Vøllestad, L.A., Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T.P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implication for conservation. *Biological Reviews* 88: 173-211.
- Gargan P.G., Forde G., Hazon N., Russell D.J.F. & Todd C.D. 2012. Evidence for sea lice induced marine mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in western Ireland from experimental releases of ranched smolts treated with emamectin benzoate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 343-353.
- Glover, K.A., Quintela, M., Wennevik, V., Besnier, F., Sørvik, A.G.E. & Skaala, Ø. 2012. Three decades of farmed escapees in the wild: a spatio-temporal analysis of Atlantic salmon population genetic structure throughout Norway. *PLoS ONE* 7(8): e43129.
- Glover, K.A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M. & Skaala, Ø. 2013. Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. *BMC Genetics* 14:74.
- Gordon, D.M. & Kreck III, S. 2012. Indigenous knowledge and the Environment. I: Indigenous Knowledge and the Environment in Africa and North America (Gordon, D.M. & Kreck III, S., red.), s. 1-24. Ohio University Press, Athens, Ohio.
- Gross, M.R. 1985. Disruptive selection for alternative life histories in salmon. *Nature (London)* 313: 47-48.
- Gross, M.R. 1991. Evolution of alternative reproductive strategies: frequency-dependent sexual selection in male bluegill sunfish. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 332: 59-66.
- Gross, M.R. & Repka, J. 1998. Stability with inheritance in the conditional strategy. *Journal of Theoretical Biology* 192: 445-453.
- Grøntvedt, R.N., Jansen, P.A., Horsberg, T.E., Helgesen, K. & Tarpai, A. 2014. The surveillance programme for resistance to chemotherapeutants in salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) in Norway 2013. Veterinærinstituttet Annual Report 2013, 15 s.
- Gudjonsson, S., Einarsson, S.M., Antonsson, T. & Gudbergsson, G. 1995. Relation of grilse to salmon ratio to environmental changes in several wild stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Iceland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1385-1398.
- Gurney, W.S., Bacon, P.J., Speirs, D.C., McGinnity, P. & Verspoor, E. 2012. Sea-age variation in maiden Atlantic salmon spawners: phenotypic plasticity or genetic polymorphism? *Bulletin of Mathematical Biology* 74: 615-640.
- Halttunen, E., Rikardsen, A.H., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Jensen, J.L.A. & Aas, Ø. 2010. Impact of catch-and-release practices on behaviour and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts. *Fisheries Research* 105: 141-147.
- 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., & Jacobsen, J. A. 2000. Distribution and migration of Atlantic salmon *Salmo salar* L., in the sea. I: The Ocean Life of Atlantic Salmon (Mills, D., red.), s. 75-87. Fishing News Books, Oxford.
- Hansen, L.P. & Jacobsen, J.A. 2003. Origin and migration of wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in oceanic areas north of the Faroe Islands. *ICES Journal of Marine Science* 60: 110-119.
- Hansen, L.P., Hutchinson, P., Reddin, D.G. & Windsor, M.L. 2012. Salmon at Sea: Scientific Advances and their Implications for Management: an introduction. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 69: 1533-1537.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2005. Bestandsstatus for laks i Norge 2004. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2005-4: 1-44.

- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2006. Bestandsstatus for laks i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2006-3: 1-48.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2007. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2007-2: 1-54 + 34 siders vedlegg.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægrov, H. 2008. Bestandsstatus for laks i Norge. Prognoser for 2008. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2008-5: 1-66.
- Hard, J.J., Gross, M.G., Heino, M., Hilborn, R., Kope, R.G., Law, R. & Reynolds, J.D. 2008. Evolutionary consequences of fishing and their implications for salmon. *Evolutionary Applications* 1: 388-408 doi: 310.1111/j.1752-4571.2008.00020.x.
- Haugland, M., Holst, J.C., Holm, M. & Hansen, L.P. 2006. Feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts in the northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1488-1500.
- Havn, T.B. 2014. The effect of catch and release angling at high water temperatures on behavior and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Masteroppgave ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU, Trondheim, 41 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.
- Hindar, K. & Diserud, O. 2007. Sårbarhetsvurdering av ville laksebestander overfor rømt oppdrettslaks. NINA Rapport 244: 1-45.
- Hindar, K. & Taranger, G.L. 2012. Påvirkning fra rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – tilbakemelding fra NINA og HI på henvendelse fra Miljøverndepartementet og Fiskeri- og kystdepartementet av 16.11.2012. Notat: 1-10.
- 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.), s. 299-332. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007 Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226: 1-78.
- Hindar, K., Fiske, P., Forseth, T. & Diserud, O. 2014. Reviderte gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport (under utarbeidelse).
- Holling, C.S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto.
- Holm, M., Holst, J.C., Hansen, L.P., Jacobsen, J.A., O'Maoláidigh, N. & Moore, A. 2003. Migration and distribution of Atlantic salmon post-smolts in the North Sea and North East Atlantic. I: *Salmon at the Edge* (D. Mills, red.), s. 7-23. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Huntington, H.P. 2000. Traditional ecological knowledge in science; methods and applications. *Ecological Applications* 10: 1270-1274.
- Hutchings, J.A. 2004. Norms of reaction and phenotypic plasticity in salmonid life histories. I: *Evolution illuminated. Salmon and their relatives* (Hendry, A.P. & Stearns, S.C., red.), s. 154-174. Oxford University Press, Oxford.
- Hutchings, J.A. 2011. Old wine in new bottles: reaction norms in salmonid fishes. *Heredity* 106: 421-437 doi: 410.1038/hdy.2010.1166.

- Hutchings, J.A. & Fraser, D.J. 2008. The nature of fisheries- and farming-induced evolution. *Molecular Ecology* 17: 294-313 doi: 210.1111/j.1365-1294x.2007.03458.x.
- Hutchings, J.A. & Myers, R.A. 1988. Mating success of alternative maturation phenotypes in male Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Oecologia* (Berlin) 75: 169-174.
- Hvidsten, N.A., Fiske, P. & Johnsen, B.O. 2004. Innsig og beskatning av Trondheimsfjordlaks. NINA Oppdragsmelding 858: 1-30.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevasdrag for studier av bestandsregulerende faktorer av laks. Samlerapport for perioden 1979-2002. NINA Fagrapport 079: 1-96.
- ICES 2007. Report of the Workshop on the Development and Use of Historical Salmon Tagging Information from Oceanic Areas (WKDUHSTI) ICES CM 2007/DFC:02, 60 s.
- ICES 2008. Report on the Workshop on Salmon Historical Information. New Investigations from old Tagging Data (WKSHINI). ICES CM 2008/DFC:02, 51 s.
- ICES 2011. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). 22-31 March. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2011/ACOM:09: 1-284.
- 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.
- ICES 2014. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). 19-28 April 2014. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:09: 1-433.
- Ignatowski, J.A. & Rosales, J. 2013. Identifying the exposure of two subsistence villages in Alaska to climate change using traditional ecological knowledge. *Climate Change* 12: 285-299.
- Jacobsen, J.A. & Hansen, L.P. 1998. Laksen i havet: Resultater fra et forskningsprosjekt ved Færøylene. Rapport, til Nordisk Ministerråd 1-63.
- Jacobsen, J.A. & Hansen, L.P. 2000. Feeding habits of Atlantic salmon at different life stages at sea. I: The ocean life of Atlantic salmon - Environmental and biological factors influencing survival (Mills, D., red.), s. 170-192. Fishing News Books, Oxford.
- Jacobsen, J.A., Hansen, L.P., Bakkestuen, V., Halvorsen, R., Reddin, D.G., White, J., Ó Maoiléidigh, N., Russell, I.C., Potter, E.C.E., Fowler, M., Smith, G.W., Mork, K.A., Isaksson, A., Oskarsson, S., Karlsson, L. & Pedersen, S. Distribution by origin and sea age of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the sea around the Faroe Islands based on analysis of historical tag recoveries. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1598-1608.
- Jackson, D., Cotter, D., Newell, J., O'Donohoe, P., Kane, F., McDermott, T., Kelly, S. & Drumm, A. 2014. Response to M Krkošek, C W Revie, B Finstad and C D Todd's comment on Jackson et al. 'Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality?'. *Journal of Fish Diseases* 37: 419-421.
- Jackson, D., Cotter, D., Newell, J., McEvoy, S., O'Donohoe, P., Kane, F., McDermott, T., Kelly S., & Drumm, A. 2013. Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality. *Journal of Fish Diseases* 36: 273-281.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology* 13: 778-785.
- 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, A.J., Ó Maoiléidigh, N., Thomas, K., Einarsson, S.M., Haugland, M., Erkinaro, J., Fiske, P., Friedland, K.D., Gudmundsdottir, A.K., Haantie, J., Holm, M., Holst, J.C., Jacobsen, J.A., Jensås, J.G., Kuusela, J., Melle, W., Mork, K.A., Wennevik, V. & Østborg, G.M. 2012. Age and fine-scale marine growth of Atlantic salmon post-smolts in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1668-1677.
- Jensen, J.L.A., Halttunen, E., Thorstad, E.B., Næsje, T.F. & Rikardsen, A.H. 2010. Does catch-and-release angling alter the migratory behaviour of Atlantic salmon? *Fisheries Research* 106: 550-554.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1999. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. NINA Oppdragsmelding 617: 1-129.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2004. Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2369-2383.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 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 innkrysning av oppdrettslaks i Namsenvassdraget. NINA Minirapport 403: 1-17.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K. & Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources* (Supplement 1) 11: 247-253.
- Kendall, N.W., Dieckmann, U., Heino, M., Punt, A.E. & Quinn, T.P. 2014. Evolution of age and length at maturation of Alaskan salmon under size-selective harvest. *Evolutionary Applications* 7: 313-322.
- Kendall, N.W. & Quinn, T.P. 2011. Length and age trends of Chinook salmon in the Nushagak river, Alaska, related to commercial and recreational fishery selection and exploitation. *Transactions of the American Fisheries Society* 140: 611-622.
- Kendall, N.W. & Quinn, T.P. 2013. Size-selective fishing affects sex ratios and the opportunity for sexual selection in Alaskan sockeye salmon *Oncorhynchus nerka*. *Oikos* 122: 411-420.
- Kieffer, J.D., Rossiter, A.M., Kieffer, C.A., Davidson, K. & Tufts, B.L. 2002. Physiology and survival of Atlantic salmon following exhaustive exercise in hard and softer water: Implications for the catch-and-release sport fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 132-144.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1-59.

- Klubnikin, K., Anett, C., Cherkaşova, M., Shishin, M. & Fotieva, I. 2000. The sacred and the scientific: Traditional ecological knowledge in Siberian river conservation. *Ecological Application* 10: 1296-1306.
- Krkošek M., Revie C.W, Finstad B. & Todd C.D. 2014. Comment on Jackson et al. 'Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality'. *Journal of Fish Diseases* 37: 415-417.
- Krkošek M., Revie C., Gargan P., Skilbrei O.T., Finstad B. & Todd C.D. 2013. Impact of parasites on salmon recruitment in the Northeast Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society B* 280, 20122359. doi: 10.1098/rspb.2012.2359.
- Kroglund, F., Kaste, O., Rosseland, B.O. & Poppe, T. 2001. The return of the salmon. *Water Air and Soil Pollution* 130: 1349-1354.
- 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.
- Kuparinen, A. & Merilä, J. 2007. Detecting and managing fisheries-induced evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 652-659 doi: 10.1016/j.tree.2007.1008.1011.
- L'Abée-Lund, J.H. 1989. Significance of mature male parr in a small population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 928-932.
- L'Abée-Lund, J. H., Vøllestad, L.A. & Beldring, S. 2004. Spatial and temporal variation in the grilse proportion of Atlantic salmon in Norwegian rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 743-761.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S., Bakken, M., Gjertsen, V., Kanstad Hansen, Ø., & Øksenberg, S. 2012. Videoovervåking av laks, 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.
- Lund, R.A. 1996. Beskatning, fangstselektivitet og utøvelse av fisket i Namsen og Årgårdsvassdraget. NINA Oppdragsmelding 458: 1-29.
- 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.
- Lönnstedt, O.M., Munday, P.L., McCormick, M.I., Ferrari, M.C.O. & Chivers, D.P. 2013. Ocean acidification and response to predators: can sensory redundancy reduce the apparent impacts of elevated CO₂ on fish? *Ecology and Evolution* 3: 2565-3575.
- Mäkinen, T.S., Niemelä, E., Moen, K. & Lindström, R. 2000. Behaviour of gill-net and rod-captured Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) during upstream migration and following radio tagging. *Fisheries Research* 45: 117-127.
- 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.
- Mauro, F & Hardison, P.D. 2000. Traditional knowledge of indigenous and local communities: international debate and policy initiatives. *Ecological Application* 10: 1263-1269.
- McCarthy, J.L., Friedland, K.D. & Hansen, L.P. 2008. Monthly indices of the post-smolt growth of Atlantic salmon from the Drammen River, Norway. *Journal of Fish Biology* 72: 1572-1588.

- 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.
- Mills, D. (red.) 2000. The ocean life of Atlantic salmon - environmental and biological factors influencing survival. Fishing News Books, Oxford.
- Mills, D. (red.) 2003. Salmon at the edge. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Mills, K.E., Pershing, A.J., Sheehan, T.F. & Mountain, D. 2013. Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. *Global Change Biology* 19: 2046-3061.
- Montevecchi, W.A., Cairns, D.K. & Myers, R.A. 2002. Predation on marine-phase Atlantic salmon (*Salmo salar*) by gannets (*Morus bassanus*) in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 602-612.
- Moore, A. & Waring, C.P. 2001. The effects of a sunthetic pesiticide 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.
- Munday, P.L., Dixon, D.L., Donelson, J.M., Jones, G.P., Pratchett, M.S., Devitsnia, G.V & Døving, K.B. 2009. Ocean acidification imairs olfactory discremination and homing ability of a marine fish. *PNAS* 106: 1848-1852.
- Munday, P.L., Warner, R.R., Monro, K., Pandofiln J.M., Marshall, D.J. 2013. Predicting evolutionary responses of climate change in the sea. *Ecology Letters* 16: 1488-1500.
- Myers, R.A., Hutchings, J.A. & Gibson, R.J. 1986. Variation in male parr maturation within and among populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1242-1248.
- Nabhan, G.P. 2000. Interspecific relationships affecting endangered species recognized by O’odham and Comcaac cultures. *Ecological Application* 10: 1288-1295.
- 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.
- Næsje, T. F., Ulvan, E.M., Jørrestol, S., Fiske, P., Økland, F., Hvidsten, N.A. & Heggberget, T.G. 2013a. Innsig og fangst av villaks og rømt oppdrettslaks til elvene rundt Trondheimsfjorden. NINA Rapport 977: 1-31.
- Næsje, T.F., Ulvan, E.M., Sandnes, T., Jensen, J.L., Staldvik, F., Holm, R., Landstad, J.A., Økland, F., Moe, F., Fiske, P., G. Heggberget, T.G. & Thorstad, E.B. 2013b. Atferd og spredning av rømt oppdrettslaks og villaks i Namsen og andre elver i Midt-Norge: Resultater fra merking av laks i Namsfjorden og Vikna. NINA Rapport 931: 1-71.
- Olsen, E.M., Heino, M., Lilly, G.R., Morgan, M.J., Brattey, J., Ernande, B. & Dieckmann, U. 2004. Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature (London)* 428: 932-935.
- 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.
- Otero, J., L'Abée-Lund, J.H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Storvik, G.O., Jonsson, B., Dempson, B., Russell, I.C., Jensen, A.J., Baglinière, J.-L., Dionne, M., Armstrong, J.D., Romakkaniemi, A., Letcher, B.H., Kocik, J.F., Erkinaro, J., Poole, R., Rogan, G., Lundqvist, H., MacLean, J.C., Jokikokko, E., Arnekleiv, J.V., Kennedy, R.J., Niemelä, E., Caballero, P., Music, P.A., Antonsson, T., Gudjonsson, S., Veselov, A.E., Lamberg, A., Groom, S., Taylor, B.H., Taberner, M., Dillane, M., Arnason, F., Horton, G., Hvidsten, N.A., Jonsson, I.R., Jonsson, N., McKelvey, S., Næsje, T.F., Skaala, Ø., Smith, G.W., Sægrov, H., Stenseth, N.C. & Vøllestad, L.A. 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Global Change Biology*, 20, 61-75.
- Peyronnet, A., Friedland, K.D., Maoileidigh, N.O., Manning, M. & Poole, W.R. 2007. Links between patterns of marine growth and survival of Atlantic salmon *Salmo salar*, L. *Journal of Fish Biology* 71: 684-700.
- Pierotti, R. & Wildcat, D. 2000. Traditional ecological knowledge: the third alternative (commentary). *Ecological Application* 10: 1333-1340.
- Potter, E.C.E. & Crozier, W.W. 2000. A perspective on the marine survival of Atlantic salmon. I: The ocean life of Atlantic salmon - Environmental and biological factors influencing survival (Mills, D., red.), s. 19-36. Fishing News Books, Oxford.
- 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.
- Putman, N.F., Scanlan, M.M., Billman, E.J., O'Neil, J.P., Couture, R.B., Quinn, T.P., Lohmann, K.J. & Noakes, D.L.G. 2014. An inherited magnetic map guides ocean navigation in juvenile Pacific salmon. *Current Biology* 24: 446-450
- Quinn, T.P., Hodgson, S., Flynn, L., Hilborn, R. & Rogers, D.E. 2007. Directional selection by fisheries and the timing of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) migrations. *Ecological Applications* 17: 731-739.
- Quinn, T.P., McGinnity, P. & Cross, T.F. 2006. Long-term declines in body size and shifts in run timing of Atlantic salmon in Ireland. *Journal of Fish Biology* 68: 1713-1730 doi:1710.1111/j.1095-8649.2006.01047.x.
- Repka, J. & Gross, M.R. 1995. The evolutionary stable strategy under individual condition and tactic frequency. *Journal of theoretical Biology* 176: 27-31.
- Rice, J.C. & Connolly, P.L. 2007. Fisheries management strategies: an introduction by the conveners. *ICES Journal of Marine Science* 64: 577-579.
- Ricker, W.E. 1981. Changes in the average size and average age of Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 1636-1656.
- Rijnsdorp, A.D., Grift, R.W. & Kraak, S.B.M. 2005. Fisheries-induced adaptive change in reproductive investment in North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 833-843 doi:10.1139/F1105-1039.
- Rikardsen, A.H. 2000. Effects of Floy and soft V1alpha tags on growth and survival of juvenile Arctic char. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 719-728.
- Rikardsen, A.H. & Dempson, J.B. 2011. Dietary life-support: The marine feeding of Atlantic salmon. I: Atlantic Salmon Ecology (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J., red.), s. 115-144. Wiley-Blackwell, Oxford.

- Rikardsen, A.H., Thorpe, J.E. & Dempson, B. 2004b. Modelling the life-history variation of Arctic charr. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 305-311.
- Rikardsen, A.H., Hansen, L.P., Jensen, A., Vollen, T. & Finstad, B. 2008. Do Norwegian Atlantic salmon feed in the northern Barents Sea? - Tag recoveries from 70 - 78° N. *Journal of Fish Biology* 72: 1792-1798.
- Rikardsen, A.H., Haugland, M., Bjørn, P.A. Finstad, B., Knudsen, R., Dempson, J.B., Holm, M., Holst, J.C. & Hvidsten, N.A. 2004a. Geographical differences in early marine feeding of Atlantic salmon post-smolt in Norwegian fjords. *Journal of Fish Biology* 64: 1655-1679.
- Robertsen, G., Hansen, H., Bachmann, L. & Bakke, T.A. 2007. Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) is a suitable host for *Gyrodactylus salaris* (Monogenea, Gyrodactylidae) in Norway. *Parasitology* 134: 257-267.
- Roff, D.A. 1997. Evolutionary quantitative genetics. New York: Chapman & Hall.
- Roff, D.A. 2002. Life history evolution. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates, Inc.
- Ruddle, K & Davis, A. 2011. What is “ecological” in local ecological knowledge? Lessons from Canada and Vietnam. *Society and Natural Resources* 24: 887-901.
- Ryman, N. & Laikre, L. 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology* 5: 325-329.
- Salmón, E. 2000. Kincentric ecology: indigenous perception of the human-nature relationship. *Ecological Application* 10: 1327-1332.
- Scarnecchia, D.L. 1984. Forecasting yields of two-sea-winter Atlantic salmon (*Salmo salar*) from Icelandic rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 1234-1240.
- 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, O., Nilsen, F. & Glover, K.A. 2013a. Does domestication cause changes in growth reaction norms? A study of farmed, wild and hybrid Atlantic salmon families exposed to environmental stress. *Plos One* 8.
- Solberg, M.F., Zhang, Z., Nilsen, F. & Glover, K.A. 2013b. Growth reaction norms of domesticated, wild and hybrid Atlantic salmon families in response to differing social and physical environments. *BMC Evolutionary Biology* 13.
- Stearns, S.C. 1992. The evolution of life histories. Oxford: Oxford University Press.
- Strand, R. & Heggberget, T.G. 1996. Kilenotfiske; maskeviddens betydning for fangsteffektivitet og størrelsesseleksjon. NINA Oppdragsmelding 440: 1-13.
- Sutter, D.A.H., Suski, C.D., Philipp, D.P., Klefoth, T., Wahl, D.H., Kersten, P., Cooke, S.J. & Arlinghaus, R. 2012. Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 20960-20965.
- Svenning, M.-A., Johansen, N.S. & Thorstad, E.B. 2011a. Oppvandring, bestandsstørrelse og fangstrater av laks i Målselvvassdraget. NINA Rapport 648: 1- 45.
- Svenning, M.A., Wennevik, V., Prusov, S., Niemelä, E. & Vähä, J.-P. 2011b. Sjølaksefiske i Finnmark: Ressurs og potensial. Del II. Genetisk opphav hos atlantisk laks (*Salmo salar*)

- fangta av sjølaksfiskere langs kysten av Finnmark sommeren og høsten 2008. Fisken og Havet 7-2011: 1-35. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Svenning, M.A., Falkegård, M., Fauchald, P., Yoccoz, N., Niemelä, E., Vähä, J.P., Ozerov, M., Wennevik, V. & Prusov, S. 2014. Region and stock-specific catch and migration models of Barents Sea salmon. Project report Kolarctic ENPI CBC – Kolarctic salmon project (KO197).
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2012. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet, særnummer 2-2012. 129 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2013. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet, særnummer 2-2013. 164 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2014. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2013. Fisken og havet, særnummer 2-2014. 158 s.
- Teixeira, J.B., Martins, A.S., Pinheiro, H.T., Secchin, N.A., de Moura, R.L. & Bastos, A.C. 2013. Traditional Ecological Knowledge and the mapping of benthic marine habitats. *Journal of Environmental Management* 115: 241-250.
- Thomassen, J. 2012. Vesentlige vannforvaltnings spørsmål – Dialogseminar om Borgundfjorden og Ellingsøyfjorden, Nordre Sunnmøre vannområde. - NINA Rapport 823. 74 s.
- Thomassen, J., Hagen, D., Bevanger, K. & Hanssen, F. 2007. Dialogprosjektet ”Felles politikk for fjellområdene”. Dialogkonferanse Valdalen Fjellhotell 14.–16. mars 2007. NINA Rapport 255: 1-69.
- Thomassen, J., Hagen, D., Kaltenborn, B. P. & Ladstein, J. 2009. Biologisk mangfold som ressurs, en trinn for trinn framgangsmåte. Rapport fra biomangfoldseminar i Finnøy kommune, Rogaland, 26. mai 2009. NINA Rapport 483: 1-54.
- Thorpe, J.E., Mangel, M., Metcalfe, N.B. & Huntingford, F.A. 1998. Modelling the proximate basis of salmonid life-history variation, with application to Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Evolutionary Ecology* 12: 581-599.
- Thorstad, E.B., Heggberget, T.G. & Økland, F. 1998. Migratory behaviour of adult wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., before, during and after spawning in a Norwegian river. *Aquaculture Research* 29: 419-428.
- Thorstad, E.B., Næsje, T.F. & Leinan, I. 2007. Long-term effects of catch-and-release angling on Atlantic salmon during different stages of return migration. *Fisheries Research* 85: 330-334.
- Thorstad, E.B., Rikstad, A. & Sandlund, O.T. 2006. Kunnskapsstatus for laks og vannmiljø i Namsenvassdraget. Kunnskapscenter for Laks og Vannmiljø, Namsos.
- Thorstad, E.B., Fiske, P., Staldvik, F. & Sandnes, T. 2009. Beskatning og bestandsstørrelse av laks i Namsenvassdraget i 2007 og 2008. Oppdragsrapport for laks og vannmiljø 8: 1-19.
- Thorstad, E.B., Fiske, P., Staldvik, F. & Økland, F. 2011. Beskatning og bestandsstørrelse av laks i Namsenvassdraget. NINA Rapport 747: 1-32.
- Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Fiske, P. & Finstad, B. 2003. Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Fisheries Research* 60: 293-307.
- Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Mawle, G.W. & Policansky, D. 2008a. The Atlantic salmon C&R story. I: *Global Challenges in Recreational Fisheries* (Aas, Ø., red.). West Sussex: Blackwell Publishing.
- 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. 2008b. Oppvandring av laks i Numedalslågen. Påvirker vannføring og andre miljøfaktorer passering av naturlige oppvandringshindre? NINA Rapport 360: 1-46.

- Thorstad, E.B., Fleming, I.A., McGinnity, P., Soto, D., Wennevik, V. & Whoriskey, F. 2008c. Incidence and impacts of escaped farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in nature. Report from the Technical Working Group on Escapes of the Salmon Aquaculture Dialogue. NINA Special Report 36: 1-110.
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A.H. & Finstad, B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology* 81: 500-542.
- Todd, C.D., Friedland, K.D., MacLean, J.C., Hazon, N. & Jensen, A.J. 2011. Getting into hot water? Atlantic salmon responses to climate change in freshwater and marine environments. I: Atlantic Salmon Ecology (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J., red.), s. 409-444. Wiley-Blackwell, Oxford
- Trudel, M. 2009. Canada's research on the marine biology of Pacific salmon. I. Offshore areas. NPAFC Newsletter 26: 4-5. (<http://www.npafc.org/new/index.html>)
- Tufts, B.L., Yang, Y., Tufts, K. & Boutilier, R.G. 1991. Exhaustive exercise in "wild" Atlantic salmon (*Salmo salar*): Acid-base regulation and blood gas transport. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 868-874.
- Tufts, B.L., Davidson, K. & Bielak, A.T. 2000. Biological implications of «catch and release» angling of Atlantic salmon. I: Managing wild Atlantic salmon (Whoriskey, F.G. & Whelan, K.E., red.). St. Andrews, New Brunswick: Atlantic Salmon Federation.
- Turner, N.J., Ignace, M.B. & Ignace, R. 2000. Traditional ecological knowledge and wisdom of aboriginal peoples in British Columbia. *Ecological Application* 10: 1275-1287.
- Uglem, I., Foldvik, A., Solem, Ø., Thorstad, E. B., & Havn, T. B. 2013. Merking av laks under gjenutsetting i Otra, Osen Vestre Hyen, Orkla, Gaula, Verdalselva, Ranaelva og Lakselva i 2012 og 2013; en foreløpig oppsummering. NINA Minirapport 478: 1-28.
- Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Normann, E.S. & Skilbrei, O.T. 2014. Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biology Letters* 10, 20130896, doi: 10.1098/rsbl.2013.0896
- 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.
- Webb, J.H. 1998. Catch and release: the survival and behavior of Atlantic salmon angled and returned to the Aberdeenshire Dee, in spring and early summer. *Scottish Fisheries Research Report* 62: 1-15.
- Ween, G. 2012. Resisting the Imminent Death of Wild Salmon: Local Knowledge of Tana Fishermen in Arctic Norway. I: C.L. Carothers, K.R. Criddle, C.P. Chambers, P.J. Cullenberg, J.A. Fall, A.H. Himes-Cornell, J.P. Johnsen, N.S. Kimball, C.R. Menzies, and E.S. Springer (red.), *Fishing People of the North: Cultures, Economies, and Management Responding to Change*. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks.
- Ween, G.B., & Riseth, J.Å. 2011. Doing is learning: Analysis of an unsuccessful attempt to adapt IK methodology to Norwegian Sami circumstances. *Acta Borealia* 28: 228-242.
- Whoriskey, F.G., Prusov, S. & Crabbe, S. 2000. Evaluation of the effects of catch-and-release angling on the Atlantic salmon (*Salmo salar*) of the Ponoï River, Kola Peninsula, Russian Federation. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 118-125.
- Wilkie, M.P., Davidson, K., Brobbel, M.A., Kieffer, J.D., Booth, R.K. & Bielak, A.T. 1996. Physiology and survival of wild Atlantic salmon following angling in warm summer waters. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 572-580.

- Wilkie, M.P., Brobbel, M.A., Davidson, K., Forsyth, L. & Tufts, B.L. 1997. Influences of temperature upon the postexercise physiology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 503-511.
- Williams, N.M. & Baines, G. (red.) 1993. Traditional ecological knowledge: wisdom for sustainable development. Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University, Canberra, Australia.

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 eggtekttheter (< 1,5; 1,5-3; 3-5; > 5 med midtverdier 1, 2, 4 og 6 egg), og det er midtverdien for eggtektthetsgruppen 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 eggtektthetsgruppen). 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 eggtekttheten 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	TENNFJORDELVA	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

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 6

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

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

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 6

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

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	URVOLLELVA	2	54140	108280	75	56	112
144.61Z	BOGELVA	2	83670	167340	115	87	173
144.7Z	STORELVA	2	67460	134920	93	70	140
145.2Z	EIDSELVA	2	112640	225280	155	117	233
147.3Z	FERSETELVA	2	116430	232860	161	120	241
148.Z	LOMSELVA	1	320010	320010	221	110	331
149.2Z	LAKSELVA	1	444470	444470	307	153	460
149.61Z	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	RANAELVA	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. 6

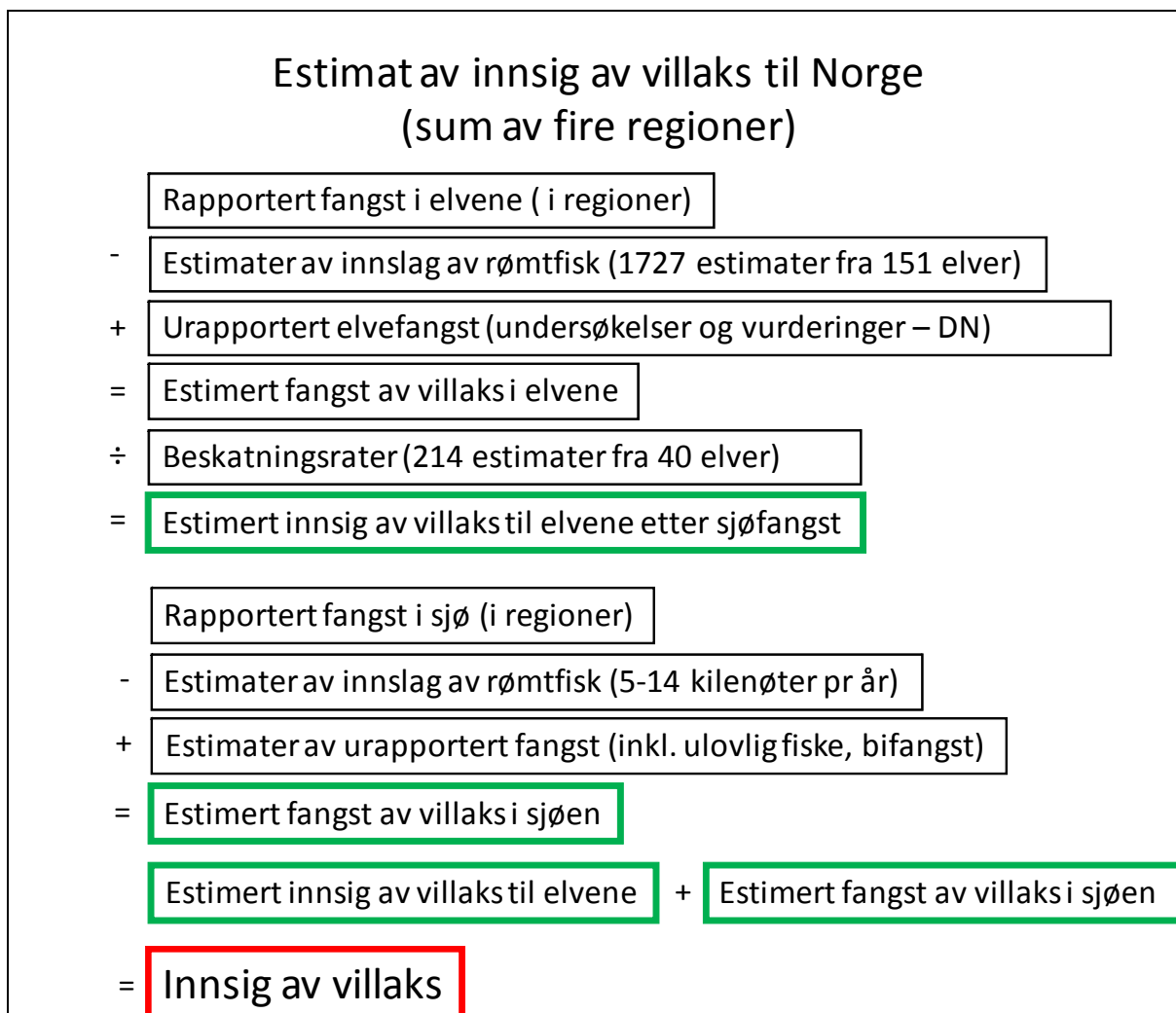
Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
180.4Z	ELV FRA FARSTADVATNET	4	45090	180360	124	93	155
180.6Z	BORGELVA	2	27710	55420	38	29	57
185.2Z	VIKELVA	4	5370	21480	15	11	19
185.3Z	GRYTTINGSELVA	2	40850	81700	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 estimater av innsig av laks til regioner i Norge.

De fire regionene summeres til totalinnsig av laks til Norge.



Vedlegg 3. Skjema sendt til Fylkesmennenes miljøvernavdelinger.

Skjema er sendt til alle fylker som har laksevassdrag med fastsatte gytebestandsmål med spørsmål om å fylle ut skjemaet for 237 av de største laksevassdragene. Skjemaene ble besvart av enten miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen alene, i samarbeid med lokale kontaktpersoner, eller av lokale kontaktpersoner med etterfølgende vurdering hos Fylkesmannen.

INFORMASJON OM ORGANISERING AV LAKSEFISKE OG BESKATNING I LAKSEVASSDRAG

ETT SKJEMA FYLLES UT PER VASSDRAG

FRIST 10. FEBRUAR 2014

OPPLYSNINGER OM FISKESESONGEN 2013 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 2013.xls").

FORMÅL: FÅ BEDRE INFORMASJON OM BESKATNINGSRATER I VASSDRAGET FOR AT DET VITENSKAPELIGE RÅD FOR LAKSEFORVALTNING BEDRE SKAL KUNNE VURDERE MÅLOPPNÅELSE I FORHOLD TIL GYTEBESTANDSMÅL.

FYLL INN OPPLYSNINGER I FARGETE RUTER ETTER BESTE SKJØNN. GI KORTE OG KONKRETE FAKTAOPPLYSNINGER, ELLER MER UTFYLLENDE OG BESKRIVENDE SVAR OM NØDVENDIG. HVIS DERE ER USIKRE PÅ SVARET, SÅ ØNSKES HELLER ET USIKKERT SVAR ENN IKKE NOE SVAR (GRADEN AV USIKKERHET KAN HELLER PÅPEKES).

OPPLYSNINGER ØNSKES FØRST OG FREMST OM LAKS

Skjemaet er fylt ut av (sett inn eget navn):

Navn på vassdrag og fylke:

HVIS ENDRING FRA I FJOR: Navn på lokal(e) kontaktperson(er) fra elveeierlag eller lignende som kan kontaktes hvis det oppstår ytterligere spørsmål om organisering av fiske eller beskatning i vassdraget (gjerne med telefon nr, e-postadresse og/eller postadresse):

SPØRSMÅL OM REGULERING AV FISKET I 2013:

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 2013 som i 2012?

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 2013 (inklusive lokale bestemmelser og eventuelle innkortinger bestemt underveis)?

3 Var det endring fra 2012 til 2013 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 2013? Hvis ja: var dette på tradisjonelt gode fiskeplasser hvor mye laks tidligere har blitt fanget?

5 Var det endring fra 2012 til 2013 i hva slags fiskeredskaper var tillatt å benytte i vassdraget? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

6 Var det endring fra 2012 til 2013 i kvotereguleringer av laksefisket i vassdraget (sesongkvoter, døgnkvoter etc.)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

7 Var det endring fra 2012 til 2013 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 2013?

8 Ble det gjennomført endringer i reguleringen av fisket etter midtsesongevaluering i 2013? Hvis ja: spesifiser på hvilken måte.

9 Var det spesielle forhold som du tror påvirket beskatningsraten i 2013-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 2013, målt i forhold til hvor stor andel av reell fangst som blir rapportert? Kryss av ett av alternativene nedenfor.

Fangststatistikken for 2013 har svært store mangler

Fangststatistikken for 2013 har store mangler

Fangststatistikken for 2013 er god, men med noen mangler

Fangststatistikken for 2013 er god

Fangststatistikken for 2013 er svært god

Sett inn utfyllende kommentar om fangststatistikken, hvis ønskelig:

SPØRSMÅL OM KULTIVERING I VASSDRAGET I 2013:

12 Foregikk kultivering av laks, sjøørret, eller sjørøye i vassdraget i 2013? I så fall, spesifiser hvilke(n) art(er) dette gjelder.

13 Gi nærmere opplysninger om kultiveringen som foregikk i 2013.

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 2013 (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 2013 i høyre kolonne i tabellen.

LAKS	2013
Antall stamfisk totalt	
Antall stamfisk hunner < 3 kg	
Antall stamfisk hunner 3-7 kg	
Antall stamfisk hunner > 7 kg	
Antall stamfisk hanner < 3 kg	
Antall stamfisk hanner 3-7 kg	
Antall stamfisk hanner > 7 kg	
Planting av rogn (mengde)	
Utsetting yngel og settefisk (stadium og antall)	
Utsetting av smolt (alder og antall)	

Når fila er fylt ut, gi den gjerne navn som inneholder vassdragsnavn, forkortelse på fylke og eget navn: OrklaSTGuttvik.doc. Returner fila til Laila Saksgård, NINA: laila.saksgard@nina.no (tlf 73 80 14 00).

Har du spørsmål eller kommentarer til skjemaet, kontakt Torbjørn Forseth (torbjorn.forseth@nina.no, tlf 92 64 34 37, men bortreist og vanskelig å nå i perioden 15. januar til 15. februar), eller Eva Thorstad (eva.thorstad@nina.no, tlf 91 66 11 30), NINA.

Vedlegg 4. Referat fra fagseminar om havøkosystemperspektiv i lakseforvaltningen.

Seminar med deltakere fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning og inviterte forskere fra Havforskningsinstituttet.

Referat fra fagseminar i Vitenskapelig råd for lakseforvaltning med inviterte forskere fra Havforskningsinstituttet

“Havøkosystemperspektiv i lakseforvaltningen”

Havforskningsinstituttet torsdag 3. desember 2013

Deltagere

Havforskningsinstituttet: Aril Slotte, Ingolf Røttingen, Petter Fossum, Espen Strand, Thor Klevjer, Tor Knutsen og Kjell Arne Mork

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning: Torbjørn Forseth (leder), Bjørn Barlaup, Morten Falkegård, Bengt Finstad, Peder Fiske, Frode Kroglund, Tor Atle Mo, Eva B. Thorstad og Vidar Wennevik

Miljødirektoratet: Arne Eggereide (observatør i vitenskapsrådet) og Raoul Bierach (gjest)

Fiskeridirektoratet: Olav Moberg (gjest)

Bakgrunn

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (www.vitenskapsradet.no, VRL) skal utrede i hvilken grad og eventuelt hvordan havøkosystemperspektivet kan brukes i rådgivingen for lakseforvaltningen. I tillegg til det som finnes av spesifikk kunnskap om sammenhenger mellom laksens vekst og overlevelse i havområdene og miljø- og biologiske forhold, ønsket vitenskapsrådet en erfarings- og kunnskapsutveksling med forskere som arbeider med marine økosystem og viktige pelagiske fiskearter. Dette skal gi grunnlag for en utredning som vitenskapsrådet skal rapportere våren 2014. Kunnskapsutvekslingen med marine forskere ble organisert som et fagseminar i vitenskapsrådet hvor sentrale forskere fra Havforskningsinstituttet (HI) ble invitert til å gi presentasjoner og diskutere temaet. Seminaret ble avholdt på Havforskningsinstituttet i Bergen 3. desember, og temaene som ble belyst var:

- 1) Hvordan blir økosystemperspektivet brukt i rådgiving for marine fiskearter – hva finnes av kunnskap om interaksjoner mellom fiskearter og byttedyr-predator forhold?
- 2) Hva er status og trender for plankton og viktige pelagiske fiskebestander i Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet? Skjer det, eller har det skjedd endringer som kan tenkes å ha betydning for beiteforhold for laks (konkurranseløst/bytte)? Kan den marine overvåkingen gi kunnskap av relevans for rådgivingen til lakseforvaltningen?
- 3) Kan kunnskap om interaksjoner mellom ulike pelagiske fiskearter og deres næringsgrunnlag brukes som grunnlag for prediksjoner eller forklaringsmodeller for oppvekstforhold for pelagiske fiskearter – inklusive laks?

Presentasjoner

Etter en presentasjonsrunde av deltakerne ble det gitt foredrag organisert under temaene 1) generell kunnskap om laks generelt og laks i havet spesielt (VRL og HI), 2) status og trender for pelagisk fisk i havområdene (HI), og 3) kunnskap om og trender for dyreplankton (HI).

Om laks

Torbjørn Forseth, Norsk institutt for naturforskning (NINA) - Laks og bestandsdynamikk

Presentere kort laksens livssyklus og gytefiskens presise tilbakevending til fødelev, som er grunnlaget for at laks er en klart genetisk strukturert art, både på stor skala (øst- og vest Atlanteren, Østersjøen) og liten skala (mellom elver og i noen tilfeller innen vassdrag). Høy grad av genetisk isolasjon og stor variasjon i miljøforhold gir grunnlag for lokale tilpasninger hos laks, som er påvist for flere trekk. Bestandsdynamikken er påvirket av en sterk tetthetsregulering i ferskvann, som er godt dokumentert, mens det er ingen kjent eller sannsynlig tetthetsregulering i marin fase. Bestandsreguleringen i ferskvann har gitt grunnlag for å definere bærekapasitet og biologiske referansepunkt for forvaltning (gytebestandsmål = kg hunner nødvendig for å fullrekruttere vassdraget). Det er ingen kompensasjonsmekanismer i sjøfasen og stor variasjon mellom år i overlevelse i havet. For å kunne bruke prognoser i lakseforvaltning trenger vi å forstå og forutsi variasjon i overlevelse i havet. Avslutningsvis ble det gitt en kort oppsummering av status for laksebestandene, internasjonalt og nasjonalt. Innsiget av laks til Norge er halvert siden starten av 80 tallet, men redusert fiske har gjort at forvaltningsmålet har blitt nådd i en økende andel av bestandene i de senere år.

Diskusjon:

Det ble stilt spørsmål om endringer i alder ved første kjønnsmodning. Det har vært betydelig endringer, og det er i første rekke innsiget av smålaks som er redusert. Hvor mye som er livshistorieendringer og hvor mye som er endring i overlevelse er ikke kjent. Redusert vekst kan gi tidligere kjønnsmodning, men sammenhengen er ikke enkel og ikke godt nok undersøkt. Også forhold mellom andel ensjøvinter- og flersjøvinterlaks i ulike deler av landet ble tatt opp. Andelen ensjøvinter- og flersjøvinterlaks er i utgangspunktet elvespesifikt og knyttet til miljøforhold. Nedgangen i ensjøvinterkomponenten vises i hele landet, men er ikke like sterk over alt.

Eva B. Thorstad, NINA/Universitetet i Tromsø (UiT) (stand-in for Audun Rikardsen, UiT) - Hvor er laksen i havet?

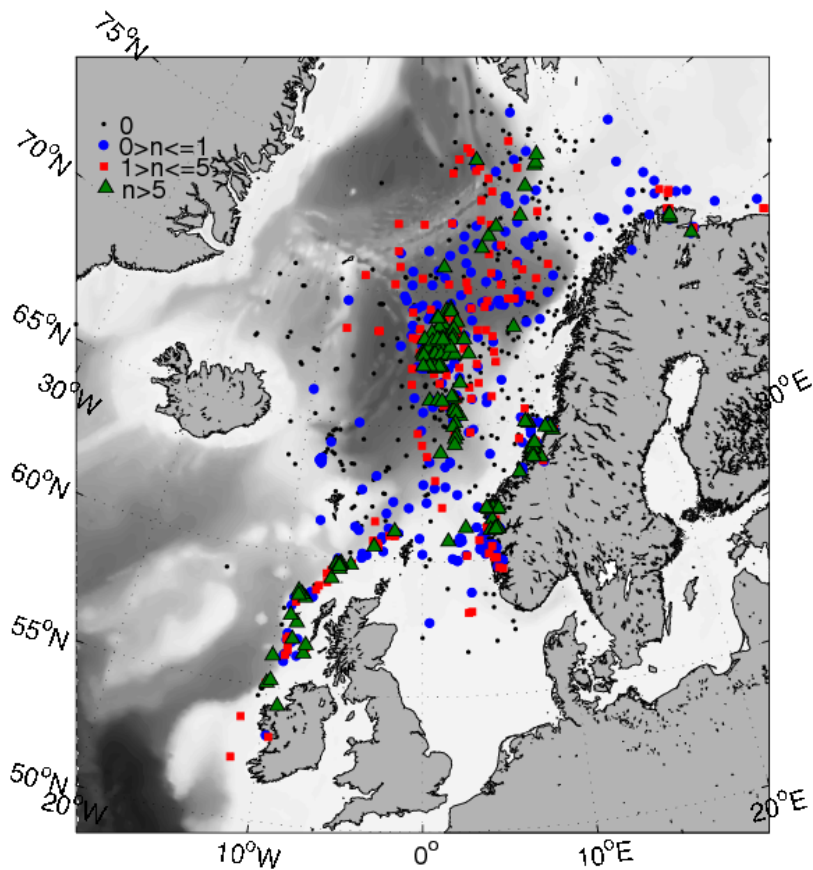
Med utgangspunkt i det tradisjonelle utbredelsesmønsteret (med området rundt Færøyene som kjerneområde for norsk laks) ble nye resultater fra merking av utvandrende vinterstøinger med pop-up satellittmerker og dataloggemerker (dst) brukt til å vise at merket laks hadde en mye mer nordlig utbredelse enn det som tidligere er antatt/vist. Mye av laksen vandret opp mot Svalbard eller inn i Barentshavet, og selv laks fra Midt-Norge og Danmark vandret langt nord. Det kan se ut som mye laks ender opp og beiter langs polarfronten. Merket irsk laks vandret i større grad vestover. Laks fra ulike regioner av Norge brukte ulike deler av havområdene, men det var også stort overlapp i utbredelse i havet mellom bestander. Data fra dybdesensorer på merkene viste at laks kan dykke svært raskt, ned til 600-700 m, og de kan ha flere raske dykk i løpet av døgnet. Det spekuleres i om dette er næringsdykk.

Diskusjon:

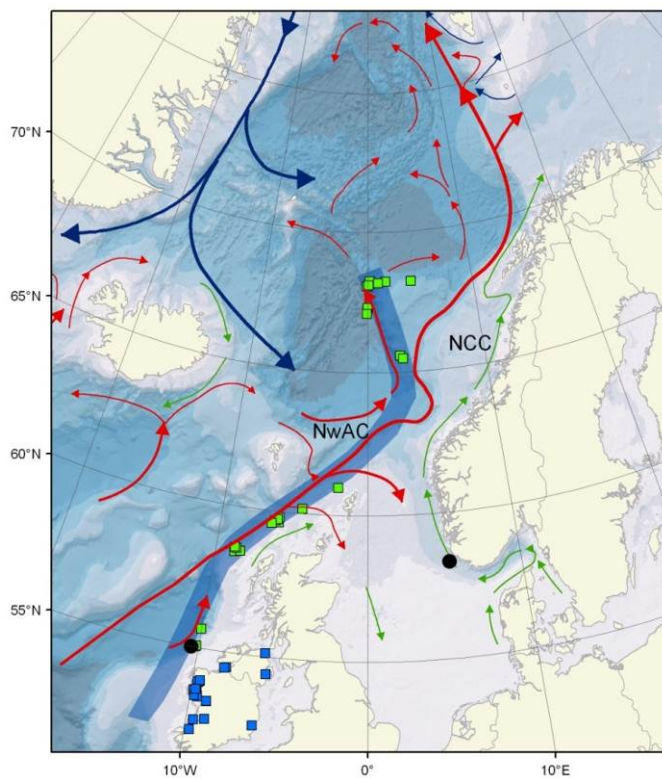
HI har ikke fanget smolt i disse nordområdene. Det ble kommentert at det er rart laksen tar så mange dype dykk, da 600-700 meter er veldig sammenlignet med mesopelagiske arter. Mye av fiskene finnes på ca 200 m, i alle fall i Norskehavet. Audun bør ta kontakt med Thor Klevjer om akustiske lag med fisk og hvilke dyp det er størst tetthet på. Kanskje det er større fisk lenger ned på større dyp?

Kjell Arne Mork, HI - Modellering av postsmoltvandring. Resultater fra SALSEA-prosjektet.

Viste fordeling av fangst av postsmolt under HIs tokt med trålinger (juni-august). Flest fangster av postsmolt er gjort mellom Nordland og Island, på kanten av Vøringplataet, og inne i Lofotenbassenget (**figur 1**). Antar dette er beiteområder for postsmolt. Det er ikke registrert fangster på sokkelen. Det er en vannstrøm med varmere vann nordover ved kysten og over Vøringplataet, mens kaldere vann strømmer langs Grønlandskysten i retning sørover (**figur 2**). Mest smolt har blitt fanget langs den varme strømmen på vei nordover. Fangster lengst nord er i gjort i juli-august.



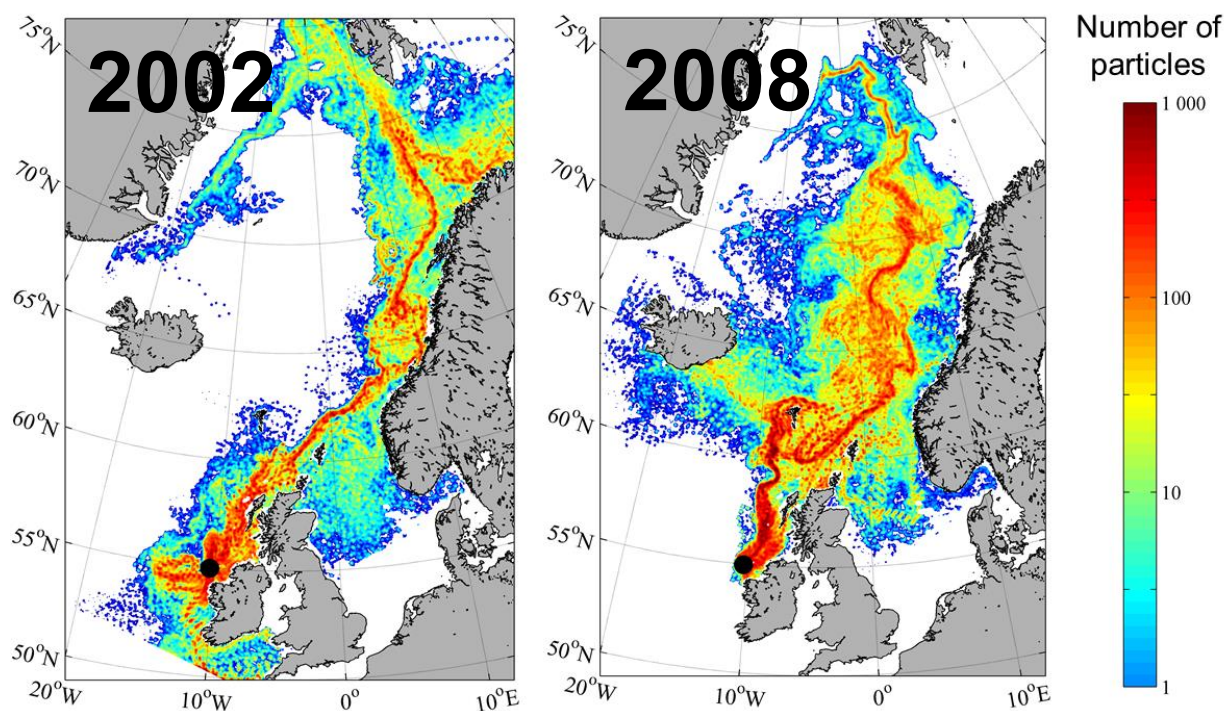
Figur 1.



Figur 2.

Etablert kunnskap tilsier at postsmolt svømmer i overflaten. Hastigheten på forflytninger hos merket postsmolt er raskere enn havstrømmene, noe som viser at postsmolten svømmer aktivt. I SALSEA-prosjektet ble det utviklet modeller for vandring. I den enkleste partikkelmodellen ble partikler sluppet ved Irland. I modellen hadde partiklene passiv drift i havstrømmen (ROMSs havstrømmodell) samt aktiv svømming i samme retning som havstrømmen med 1,5 kroppslengde per sekund. Modellen hadde ingen temperatur eller saltholdighetspreferanser. Modellresultatene samsvarer godt med HI sine fangster av postsmolt under tråling i havet. En sammenligning av prediksjoner mellom to år ble vist (**figur 3**). Spredning utover i havet var større i 2008 enn i 2002, med en mer indre bane, nær norskekysten i 2002 enn i 2008. De to årene var ganske forskjellige med hensyn på NAO, med sterke vestlige vinder i 2002 da smolten i følge modellen vandret nærmest kysten. Det var særlig ett område i havet hvor mye smolt i henhold til modellen passerte begge år, og dette kan kanskje være et egnet overvåkingsområde. Modellprediksjonene ble noe endret når preferanser for temperatur på 8-12 °C og salinitet > 35 ble inkludert i modellen. Man tror at havstrømmene transporterer og guider post-smolten til områder med gunstig mattilgang. I noen områder kan retningen på vandringen være følsom for årlig variasjon i vind. Hvis smolten har preferanser for salinitet og temperatur kan dette også påvirke vandringsruter og geografisk spredning.

Modellene kan gi prediksjoner for hvilket som helst år og for ulike slippsteder, og kan være nyttige verktøy.



Figur 3.

Diskusjon:

Vår oppblomstringen og sildelarver følger havstrømmen, og det er mulig at smolten følger disse. Det ble reist spørsmål om vandringer nærmere kysten medfører større lusebelastning i noen år? Det ble diskutert hvordan smolten klarer å orientere seg i forhold til strømmene når den svømmer, og det ble foreslått at den registrerer når den kommer ut av strømmen. Det ble påpekt at vi ikke har mye kunnskap om smolten faktisk har temperaturpreferanser for 8-12 °C *per se*, og at vi heller ikke vet om de faktisk har svømmeretning som generelt samsvarer med retningen på havstrømmen.

Peder Fiske, NINA - Hva vet vi om relasjon mellom laks og miljøvariabler i havet?

Det ble innledningsvis vist til det klassiske arbeidet som viser samvariasjon i tilbakevandringsrate mellom North Esk og Figgjo (Friedland mfl. 2000), som er elver som ligger på hver sin side av Nordsjøen. Andelen av gytefisk som kom tilbake var høyere i år med god vekst. Deretter ble det vist til en rekke

studier (primært korrelative) der sammenhenger mellom vekst, overlevelse og miljøvariable (oftest overflatetemperatur) ble undersøkt. Resultatene spriker, og varierer med lokalitet (øst/vest). Deretter ble det vist resultater fra nye studier som viser større samvariasjon i vekst mellom nærliggende bestander enn bestander som lever langt fra hverandre. Det er generelt store variasjoner i tilvekst mellom år, og variasjonene ser ut til å være knyttet til næringstilgang. Friedland & Todd (2012) antydte en optimal sjøtemperatur for laks på 6-8 grader. Beaugrand & Reid (2012) koblet nedgang i fangster av laks til nedgang i dyreplankton og økende overflatetemperaturer, AMO (Atlantic Multidecadal Oscillation) og NHT (Northern Hemisphere Temperature).

Konklusjoner: Det er en positiv sammenheng mellom vekst og overlevelse i sjøfasen hos laks. Vekst og overlevelse hos nærliggende bestander ser ut til å variere i takt. Vekst varierer betydelig mellom år, trolig som en funksjon av variabel næringstilgang. Sammenhengene mellom vekst/overlevelse og sjøtemperatur er ikke entydige.

Diskusjon:

Det ble spurt om sammenhenger mellom vekst og alder ved kjønnsmodning og det ble vist til et generelt mønster hvor dårligere vekst medfører at færre kommer tilbake som ensjøvinterlaks. Det ble også reist spørsmål om hvordan predasjon påvirker sjøoverlevelsen.

Laksens diett i havet ble tatt opp. Det ville vært interessant å se hele dataserien som finnes for diett hos postsmolt fram til i dag, siden data etter 2003 ikke er analysert. Det ble framholdt at det må fokuseres mindre på temperatur og mer på diett for å forklare laksens utbredelse, overlevelse og vekst. Makrell overlapper i stor grad med smolt. Det kan være viktigere å se på variasjon i bestandsstørrelser hos makrell og sild enn variasjon i temperatur *per se*. Når de andre artene går tilbake er det ikke overraskende at smolten går tilbake. De konkurrerer om mat. Det ble imidlertid også påpekt at temperatur er viktigste abiotiske faktor som påvirker vekst.

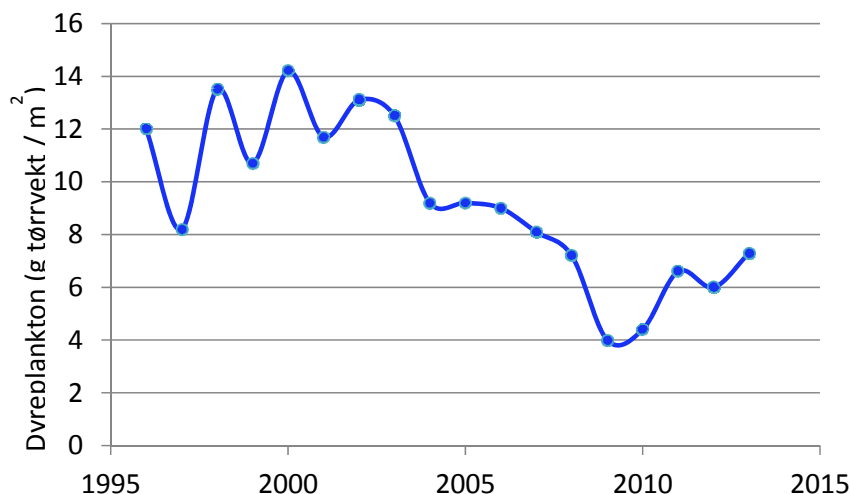
Ingolf Røttingen, HI - Økosystemperspektiv og -kunnskap i forvaltning av marin fisk

Økosystemperspektivet er sentralt i forvaltningsplanene for Nordsjøen, Barentshavet og Norskehavet. Målet er at økosystemenes produktivitet skal opprettholdes og at menneskelig aktivitet ikke skal skade økosystemenes funksjon, struktur eller produktivitet. Overvåkingsgruppen gir årlig en oversikt og statusoppdatering av økosystemene i Norskehavet. Forvaltningsplanen definerer mål for forvaltning av arter, og artene skal forekomme i levedyktige bestander hvor genetisk mangfold opprettholdes. Er disse målene nådd? Ja, for mange arter, men usikkert for nesten like mange (f.eks. vanlig uer og sjøfugl). Bør laks inngå i revidert forvaltningsplan?

Den aktive forvaltningen skjer imidlertid ikke i regi av forvaltningsplanene, men gjennom HI/internasjonalt forskningssamarbeid (ICES/FKD/Fdir). Hver bestand får sin kvote, og bestandene sees ikke i sammenheng. Overordnede målsetninger i forvaltningsplanen er imidlertid vurdert som oppnådd for de store pelagiske bestandene (i henhold til Faglig forum ledet av Norsk Polarinstitutt).

For å utarbeide kvoteanbefaling trengs kunnskap, overvåkingsdata og relevante modeller. Per i dag er det internasjonal uenighet om fordeling av kvoter.

Klimaendringer har medført at bestandene har større beiteområder. Klimaendringer fra de kalde 60- og 70-årene og fram til dagens varmere klima har ført til større utbredelse av mange fiskebestander mot nord. Laksebestandene er svært små i havet sammenlignet med sild, lodde og makrell, som er mye mer tallrike bestander. Det er mye rauåte, krill og amfipoder i Norskehavet, og biomasse av disse er samlet sett mye større enn biomassen av fisk.



Figur 4.

Det har vært en betydelig nedgang i mengder dyreplankton i prøver fra Norskehavet fra begynnelsen av 2000-tallet og fram til i dag (**figur 4**). Betydningen av denne nedgangen diskuteres blant marine forskere. Noen hevder at fiskebestandene bør fiskes ned, mens andre legger mer vekt på at det igjen er en økning i dyreplankton de siste fire årene. Makrellbestanden har trolig økt i denne perioden, mens silda har gått tilbake. Det er altså usikkerhet om betydningen av endringer i den viktige parameteren dyreplankton, og det er derfor vanskelig å bruke denne parameteren i aktiv forvaltning.

Det er ikke klare tidstrender i vekt ved alder hos sild, noe som kan tyde på at silda har fått nok mat. Lengde ved alder er imidlertid redusert. Det kan stilles spørsmål om dette er et faresignal, og det er knyttet usikkerhet til hvordan dette skal tolkes og brukes i forvaltningen videre. Dødelighet er trolig den viktigste parameteren i forvaltning av pelagiske fiskebestander, men også den vi vet minst om. Oversikt over naturlig dødelighet er viktig for prognoser om bestandsutvikling. Dødelighet på ungfiskstadiene er stor for norsk vårgytende sild, og trolig også andre arter, men det finnes lite data. Data tyder på at det kan være 10-15 % dødelighet per år for voksen sild, noe som er mye mindre enn for ungfisk.

Vi vet altså lite om hva fødetilgang og dødelighet betyr for de enkelte bestandene av pelagisk fisk, og da er det vanskelig å se bestandene i sammenheng. Vi har per i dag en enbestandsforvaltning med et økosystembestandsperspektiv som trekker inn andre økosystemelementer. Dette er i tråd med lovverk og internasjonale avtaler.

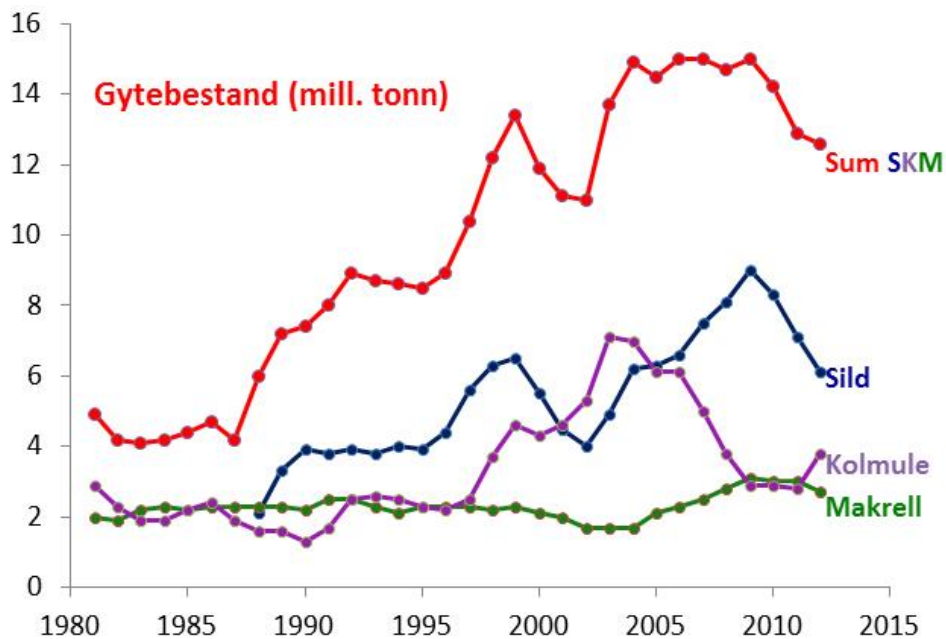
Det drives en betydelig overvåking som er svært ressurskrevende. Det finnes lite kunnskap om de yngre årsstadiene for noen av bestandene, og det trengs bedre dødelighetsanslag for å få en bedre forvaltning.

Diskusjon:

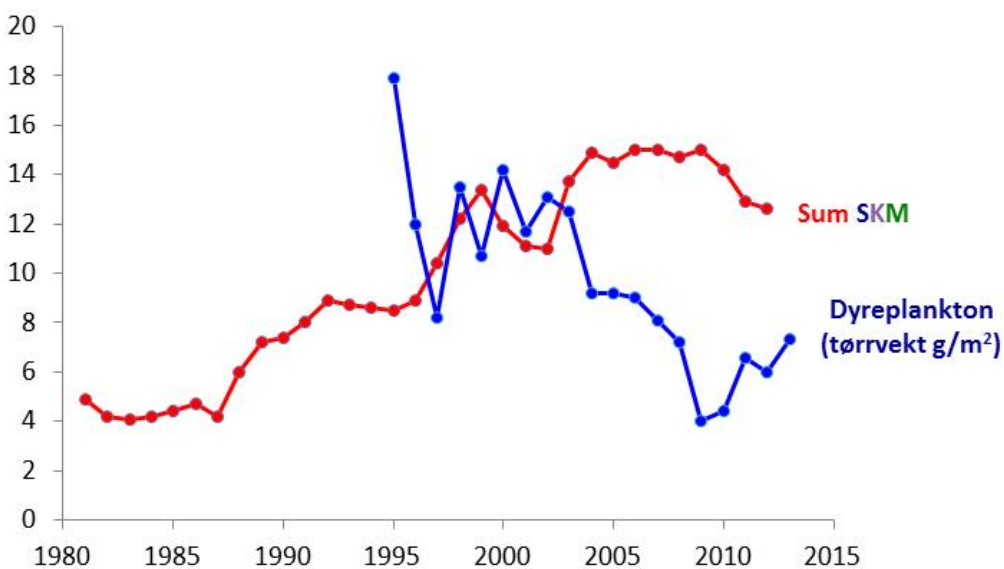
HI undersøker makrell og sild i fiskerier om de er merket med PIT-merker. De får inn registreringer av en god del ukjente merker, og det bør undersøkes om dette kan være fra prosjekter med merking av laks.

Aril Slotte, HI - Hvilke effekter har svingninger i de pelagiske bestandene på laksen? Hva kan forskningsgruppe Pelagisk fisk bidra med av verdi for lakseforvaltning?

Total biomasse av pelagisk fisk (sild, kolmule, makrell) har økt siden 1980 (**figur 5**). Det kan se ut som det har vært en liten nedgang i de siste årene (etter 2010), men bestandstallene for makrell er usikre og HI har foreslått at disse bør revideres. Trolig er det ikke noen nedgang i total biomasse av pelagisk fisk fordi makrellbestanden har økt. Skyldes reduksjon i dyreplankton en økning i pelagiske arter (**figur 6**)?

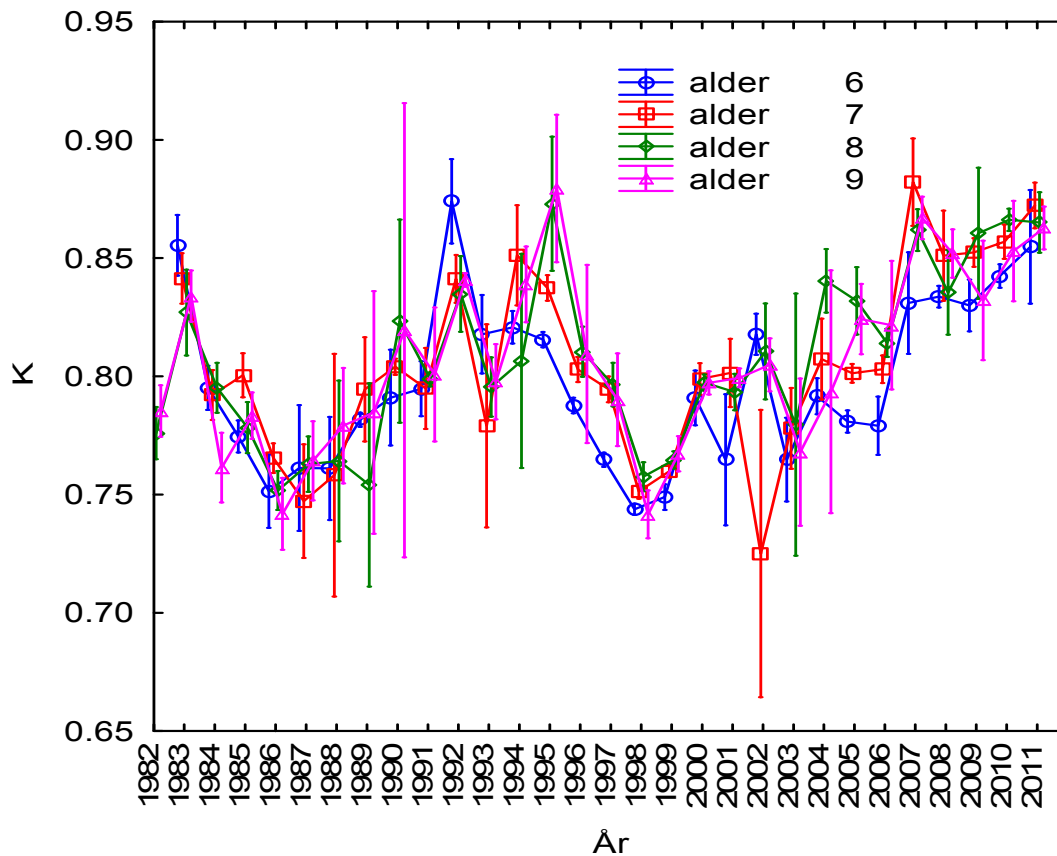


Figur 5



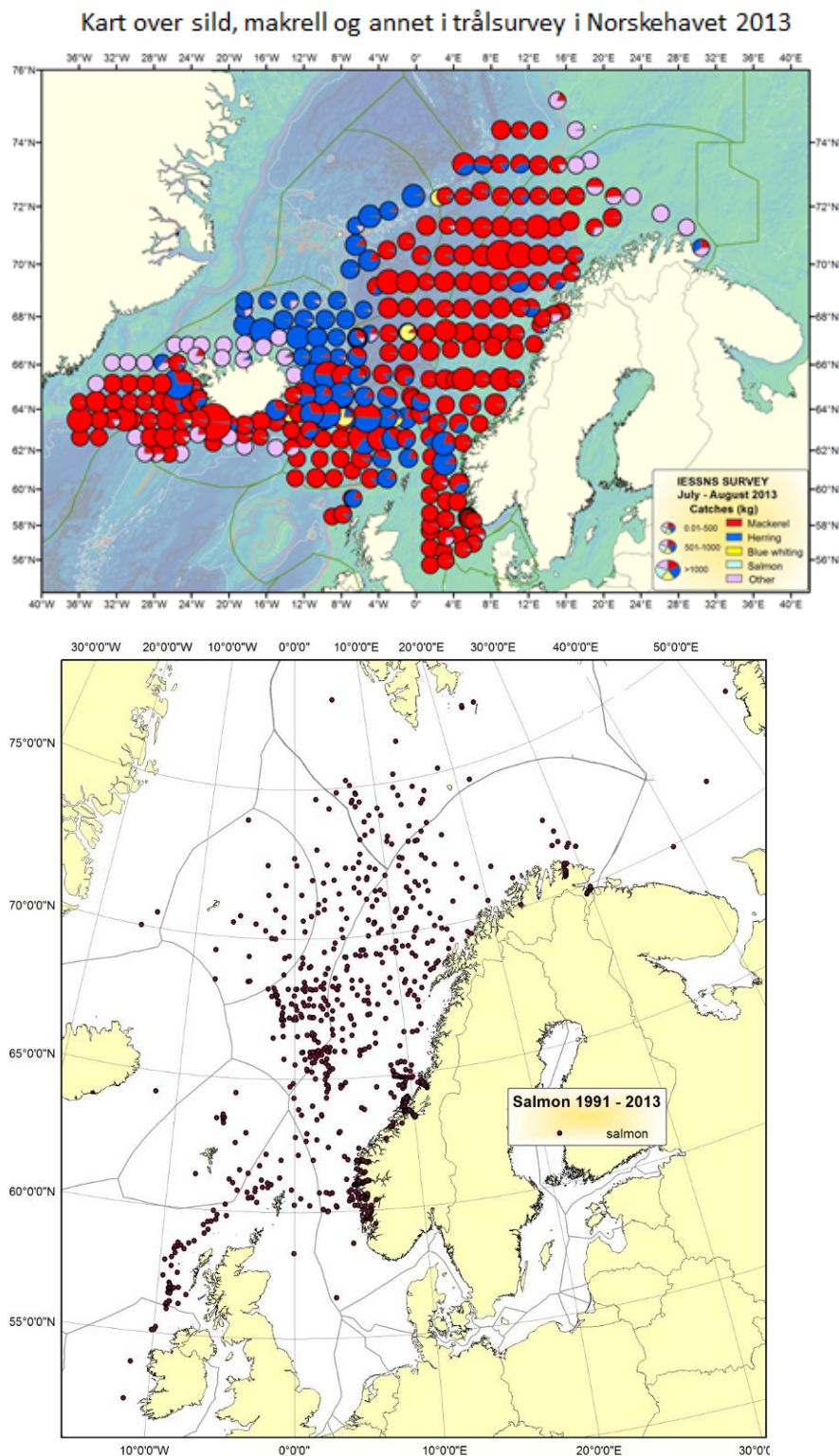
Figur 6.

Lengde ved alder 6 har gått ned for sild, samtidig som biomassen har økt. K-faktor hos eldre sild har økt kraftig i de senere år (**figur 7**), noe som vil si at silda er i god kondisjon til gyting. Dette kan tyde på en endret allokering av energi hos sild knyttet til nedgang i plankton, slik at de har redusert lengdevekst, men økt kondisjon.



Figur 7

For 10 år siden veide seks gjennomsnittsindivider makrell med henholdsvis alder 3, 4, 5, 6, 7 og 8 år én kg mer enn i 2013. De samme makrellene var da også 20 cm lengre. Dette innebærer at makrell, som er en art som overlapper geografisk med postsmolt i Norskehavet (**figur 8**), har gått ned i vekt og lengde i de siste årene. Postsmolt fanges i samme områder som makrell, og har hatt en redusert tilvekst. Makrellens vekt ved lengde (det vil si kondisjonsfaktor) har generelt vært stabil i perioden 1984-2012, bortsett fra en svak nedgang siste 4-5 år.



Figur 8

En enkel analyse viser at postsmolt laks som er fanget under His tokt i nord er større enn de som er fanget i sør. Basert på analyser av all postsmolt fanget i august har lengden avtatt fra 1991 til 2012. Alderen for disse er ikke analysert, men skjellprøver/otolitter finnes trolig slik at de kan analyseres. Det ble kommentert at det sannsynligvis er smolt fra forskjellige bestander og elver i ulike geografiske områder som inngår i materialet.

Hva kan forskningsgruppe Pelagisk fisk i HI bidra med i undersøkelser av laks i havet?

De kan inkludere mer detaljerte laksestasjoner i de mest aktuelle lakseområdene i mai-juli i Norskehavet under HIs tokt, og kan stå ansvarlige for prøvetaking som mageprøvetaking, alderslesing, genetikprøver etc. De kan også bidra til å belyse effektene av endringer i økosystemet på sild, makrell, kolmule, og det er naturlig å tro at også laksen kan påvirkes av samme trender. HI prioriterer ikke undersøkelser av laks i havet per i dag fordi de ikke har økonomiske midler til det. Det som er gjort tidligere er i stor grad resultat av at enkelte forskere har hatt personlig interesse for slike undersøkelser, og ikke fordi det har vært prioritert ved instituttet. Miljødirektoratet påpekte at de har brukt penger på å inkludere undersøkelser av laks under marine tokt i en tiårsperiode fra 1991. HI trenger å ha økonomiske midler og en dedikert forsker for å kunne ta opp igjen aktivitet på laks i toktene.

Diskusjon:

Mye av laksen som inngår i HI sine innsamlinger er trolig fra lengre sør i Europa enn Norge. Vi vet fortsatt lite om hvor norsk laks befinner seg i havet. HI har ikke trålinger som er godt tilpasset å fange laksesmolt i nord, men det ble gjennomført to dedikerte trålhal i nord for å fange laks gjennom SALSEA-prosjektet. Det finnes heller ikke data fra Skagerak fordi det ikke er gjort tråltrekk som er tilpasset å fange laks der. Innsatsen med tråltrekk i strømmen på sokkelen (varm nordgående strøm nærmest Norge) har vært mindre enn strømmen lengre ut. NINA har gjennomført 35 døgn tråling langs kysten fra 15. mai til slutten av juni og fanget 75 laksesmolt.

Det ble foreslått at det kan være konkurranseforhold mellom laks og makrell. Silda er lengre vest og mot Island og beiter i fronten. Utbredelsen av sild overlapper dermed mindre med HIs fangster av postsmolt laks. Vi vet lite om det er overlapp mellom byttedyr hos laks og makrell når de beiter i disse områdene.

Petter Fossum, HI - Status og trender for dyreplankton i Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet

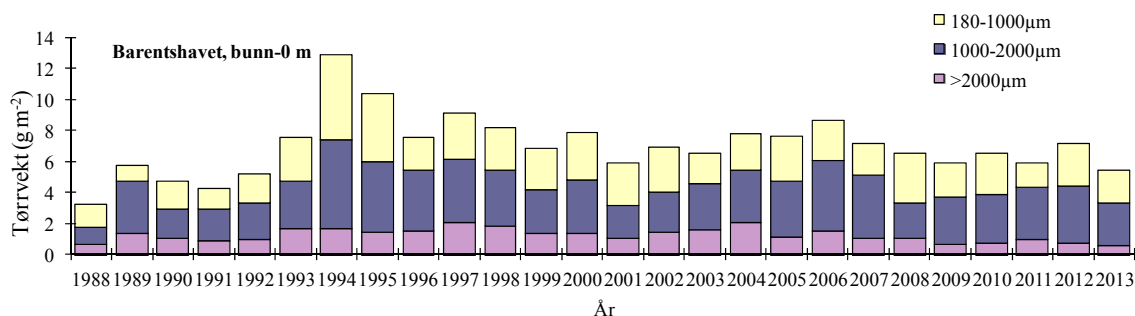
Foredraget tok for seg overvåkingen av dyreplankton i havområdene. Overvåkingen foretas på faste stasjoner, faste snitt og som regionale dekninger. Overvåkingen foretas med håver som trekkes fra bunn eller 200 m dyp (i dype havområder) og opp til overflaten. I tillegg brukes også en MOCNESS, som er en flerpose planktontrål. I tillegg innhentes data fra CPR, som er en sampler som blir tauet etter "ships of opportunity". Redskapet taues med høy hastighet i et gitt dyp.

Overvåkingen i Nordsjøen/ Skagerrak har vist et dyreplanktonsamfunn i endring. Den mer varmekjære copepoden *Calanus helgolandicus* tar over for *Calanus finmarchicus*, som utnytter vår oppblomstringen. På den faste stasjonen ut for Flødevigen i Skagerak er *C. finmarchicus* dominerende fram til midten av mai og så tar *C. helgolandicus* over. Forskjellige stadier av *C. finmarchicus* er et bedre mat for fiskelarver og –yngel enn *C. helgolandicus*.

I Norskehavet har dyreplanktontettheten avtatt siden midt på nittitallet. De siste to årene ser det ut til at utviklingen har snudd og overvåkingen har vist en liten økning i dyreplanktonbestandene. Områdene som kan utnyttes av dyreplankton har økt. Det er ikke fare for å utrydde dyreplanktonet. Det vil raskt komme tilbake igjen hvis forholdene ligger til rette for det. Slik situasjonen er nå står silda opp mot Island i slutten av beitesesongen der den finner de høyeste tetthetene av dyreplankton. Makrellen er spredd over hele havet, og den er en mer effektiv predator slik at den kan utnytte lavere byttedyrtettheter enn silda, men slik Aril Slotte viste i sitt foredrag så har den individuelle veksten av makrell gått ned. Totalveksten i bestanden har på den andre siden gått betydelig opp siden makrellen i dag har mye større beiteområder enn tidligere.

Planktonet i Barentshavet har klart seg forholdsvis bra gjennom enn lengere periode med planktonetere i systemet. (figur 9). Mye plankton beites ned av en forholdsvis stor loddebestand, og årets yngel forsyner seg også godt av dyreplanktonet. I år har vi også fått inn en brukbar sildeårsklasse som vil ta sin del av planktonproduksjonen.

Stort dyreplankton er vanskelig å overvåke. Det beste redskapet er en krilltrål, men dette redskapet er tidskrevende å bruke slik at det bare er tatt i bruk i begrenset grad.



Figur 9

Samlet diskusjon

Diskusjonen ble fokusert rundt de endringene som ble presentert for plankton og fiskebestander.

Nedgangen i dyreplankton i Norskehavet

Tidspunkt for oppblomstring i forhold til tidspunkt for tokt har betydning. Dyreplankton har kort livssyklus og responderer raskt på forhold i havet. Derfor er det diskusjon blant marine forskere hva endringer i dyreplankton betyr, hvor sterk nedgangen er og om det er andre faktorer som påvirker mønsteret. Det er mange ulike organismer i disse økosystemene, og vi har ikke snakket om planktonpredatorene, som er konkurrenter til planktonspisende fisk. Krill og amfipoder beiter på tidligere stadier, mens større fisk beiter på større/voksne individ. At det skjer interessante ting i havet er åpenbart, men det er betydelig usikkerheter med hensyn på hva dette mønsteret er, og hva det betyr. Biomassen av dyreplankton er i utgangspunktet 20 ganger så stor som biomassen til pelagisk fisk. Det er derfor mye dyreplankton, og om det virkelig er en vesentlig nedgang så er det fortsatt mye plankton igjen. Biomassen i de senere år i Norskehavet er på samme nivå som biomassene i Barentshavet, som regnes som et høyproduktivt havområde. Dyreplanktonserien er relativt kort (1997-2012) og det er ikke usannsynlig at planktonmengdene har vært så lave også tidligere. Forskerne på møtet kjenner ikke til gode overvåkingsserier som er lengre.

Det ble poengtert i diskusjonen at de store pelagiske fiskebestandene kan bli så store at tettheten av stor dyreplankton ikke er stor nok til å opprettholde dagens fiskebestander. Kanskje er det dette som har skjedd, men dette behøver ikke være dramatisk. Det kan hende det fortsatt er nok mat, selv om mengden av total dyreplankton senere år er halvert.

Konklusjon: Det er usikkerhet i hvor stor nedgangen i dyreplankton i Norskehavet har vært, og det er fortsatt mye dyreplankton i havområdet. Der er dermed også usikkert hva nedgangen i dyreplankton har å si for pelagisk fisk (inklusive laks).

Klima - Økt havtemperatur

Perioder med høy temperatur gir ofte bra rekruttering hos fisk, og dermed store bestander og sterk tetthetsavhengig vekst. Beiteområdene i Barentshavet blir potensielt større med temperaturøkning. Torsk og lodde beiter over større områder, og da øker produksjonen på grunn av større areal. Kan dette også gjelde for laks? Økt vanntemperatur gir også økt innslag av mer varmekjære arter i våre havområder.

Bestandsendringer for pelagisk fisk

Silda er på nå vei nedover etter toppen i 2009. Nå reduseres fisket, og vi får derfor trolig en oppgang igjen. Det er ikke noe uventet i den reduserte rekrutteringen av sild. Hvorfor svikter rekrutteringen? Vi vet ikke sikkert, men det er sildas «natur» at sterke årsklasser påfølges av svake. Det er ikke noe dramatisk/uvanlig i den nedgangen vi ser nå. Nedgangen i sildas lengde ved alder 6 år er markant. Redusert lengdevekst og økt kondisjon kan være en respons hos arten: energien re-allokeres slik at silda har energi til å produsere rogn og vandre til gytefeltene. Endringer i sildeb Bestandene kan være et

enbestandsfenomen som ikke er knyttet til andre arter, men silda kan muligens også bli påvirket av makrell. HI har god kunnskap for hvordan silda vil utvikle seg framover til 2017 og 2018 (sildekalkulatoren).

Kolmule: Bestanden har gått ned, men er nå på vei opp igjen. Et par gode årsklasser er på vei inn i fiskeriet. Bestanden kommer til å øke framover. Kolmulebestanden for noen få år siden var uvanlig høy, med mange gode årsklasser. Det er vanskelig å forutsi framtidig utvikling, ut over den ventede økningen i årene som kommer. Det mangler kunnskap om hvor gytingen foregår og hvor ungfisken er.

Makrell: Bestandstallene for de siste årene er trolig ikke riktige. Det finnes en dynamikk som ikke fanges opp av modellene som benyttes i dag, blant annet på grunn av underrapportering av fangster. Det er nå sannsynligvis mer makrell enn sild. Sum gytebestand av pelagisk fisk er trolig høyere enn tallene vi har i dag viser, og det er dermed trolig ikke en nedgang i totalen av pelagisk fisk de siste par årene. Utflating av makrellbestanden er ikke i tråd med biologien, som tyder på en bestandsvekst. I 2014 kommer det trolig nye tall som kommer til å bli brukt i assessment-modellen for makrell. Det vil da trolig bli nye bestandstall for hele serien. Det har også skjedd en gradvis utbredelse av makrellen, og den har spredd seg både nordover og vestover i forhold til der den var før. Endring i utbredelse har primært skjedd fra 2007. På individnivå har den kumulative vekta for seks makrell blitt markant redusert. Hver enkelt fisk/makrell sliter, mens bestandene er store, og havet i sum produserer mye fisk. Det er vanskelig å predikere framtidig utvikling.

Sammenhenger mellom pelagisk fisk, plankton og laks

Kan utviklingen i sildevekst knyttes til vekst hos laks? Usikkert.

Det ble påpekt at det beste laksebestanden kan relateres til er variasjon i makrellbestanden. Forskningsgruppe Pelagisk fisk mener makrellbestanden har vært større de 6-7 siste årene enn det de offisielle estimatene viser. Bestandsestimatet for makrell er på 8-9 mill tonn ut fra trålinger i Norskehavet, mens det offisielle bestandstallet er mindre enn 3 mill tonn. Det diskuteres i hvilken grad makrell unnviker trållåpningen.

Konkurrerer sild og makrell? Utbredelsen overlapper ikke så mye. Silda beiter imidlertid på dyreplankton på trekk vestover til fronten, og så kommer makrellen etterpå og beiter på det samme dyreplanktonet.

1997-1998 var reelt dårlige planktonår i Norskehavet, og da hadde silda dårlig kondisjon på grunn av lite plankton. Senere har det skjedd endringer i havet som medfører at silda reduserer lengdevekst og investerer i gyting.

Hovedkonklusjon

En av de mest markante endringene i havøkosystemene i de senere år er at makrellen er i kraftig ekspansjon. Dersom man skal lete etter sammenhenger mellom forhold i havområdene og laksens overlevelse er utviklingen i makrellbestanden trolig sentralt. Lakseforskerne må se på dette når det eventuelt foreligger nye bestandsestimater for makrell. Det finnes dermed ikke data i de marine overvåkingsseriene som umiddelbart kan brukes til en prediksjonsmodell for laksens overlevelse og vekst i havet. Den praktiske marine forvaltningen er fortsatt i all hovedsak en enartsforvaltning, selv om økosystemperspektivet får økende fokus. Det er av stor interesse å fortsette innsamling av postsmolt laks under HI sine tokt, men en nøkkel vil være å finne postsmolten fra norske vassdrag.

Vedlegg 5. Grunnlagsdata om gjenutsetting av laks.

Vedleggstabeller og figurer til kapittel 14 «Effekt av kvoter, rettet fiske og gjenutsetting på bestandssammensetning», samt detaljerte data for utvalgte eksempelassdrag.

Tabell 1. Antall norske elver i laksestatistikken med fangst av laks og gjenutsetting i årene 2009-2013.

	Antall elver med fangst av laks					Antall elver med gjenutsetting					Andel elver med gjenutsetting				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
01 Østfold	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	67 %	100 %	100 %	100 %	100 %
02 Akershus/Oslo	4	4	4	2	4	1	2	2	2	2	25 %	50 %	50 %	100 %	50 %
03 Buskerud	3	3	2	2	3	1	0	1	1	2	33 %	0 %	50 %	50 %	67 %
04 Vestfold	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
05 Telemark	2	2	2	1	2	0	1	0	0	1	0 %	50 %	0 %	0 %	50 %
06 Aust-Agder	2	2	2	2	3	1	2	2	2	2	50 %	100 %	100 %	100 %	67 %
07 Vest-Agder	9	7	8	8	8	6	6	7	7	7	67 %	86 %	88 %	88 %	88 %
08 Rogaland	28	22	22	25	26	5	10	11	14	13	18 %	45 %	50 %	56 %	50 %
09 Hordaland	29	25	24	27	25	11	10	9	15	13	38 %	40 %	38 %	56 %	52 %
10 Sogn og Fjordane	33	30	32	34	33	14	14	17	20	20	42 %	47 %	53 %	59 %	61 %
11 Møre og Romsdal	42	44	49	49	43	4	9	12	12	13	10 %	20 %	24 %	24 %	30 %
12 Sør-Trøndelag	16	14	18	17	18	3	5	5	8	6	19 %	36 %	28 %	47 %	33 %
13 Nord-Trøndelag	13	13	14	14	15	5	4	4	7	10	38 %	31 %	29 %	50 %	67 %
14 Nordland	75	58	54	66	67	13	17	18	28	23	17 %	29 %	33 %	42 %	34 %
15 Troms	35	46	45	44	44	8	20	16	21	30	23 %	43 %	36 %	48 %	68 %
16 Finnmark	30	34	35	34	37	15	21	26	27	30	50 %	62 %	74 %	79 %	81 %
Totalt	325	308	315	329	332	90	125	134	168	176	28 %	41 %	43 %	51 %	53 %

Tabell 2. Antall vassdrag med avlivet og gjenutsatt laks samt andel gjenutsetting blant vassdragene som ble bestandsvurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Antall elver med fangst av laks					Antall elver med gjenutsetting					Andel elver med gjenutsetting				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
01 Østfold	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
02 Akershus/Oslo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
03 Buskerud	3	3	2	2	3	0	0	0	0	1	33 %	0 %	50 %	50 %	67 %
04 Vestfold	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
05 Telemark	2	2	2	1	2	0	1	0	0	1	0 %	50 %	0 %	0 %	50 %
06 Aust-Agder	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	50 %	100 %	100 %	100 %	100 %
07 Vest-Agder	7	6	7	7	7	6	6	7	7	7	86 %	100 %	100 %	100 %	100 %
08 Rogaland	22	20	20	22	22	4	9	10	13	12	18 %	45 %	50 %	59 %	55 %
09 Hordaland	12	9	9	11	10	7	8	8	10	9	58 %	89 %	89 %	91 %	90 %
10 Sogn og Fjordane	22	20	21	22	22	13	14	15	16	17	59 %	70 %	71 %	77 %	77 %
11 Møre og Romsdal	29	31	28	31	27	2	8	8	9	10	14 %	26 %	32 %	32 %	41 %
12 Sør-Trøndelag	15	13	16	15	15	3	5	5	8	6	20 %	38 %	31 %	53 %	40 %
13 Nord-Trøndelag	11	11	11	11	11	5	4	4	7	9	45 %	36 %	36 %	64 %	82 %
14 Nordland	37	26	26	26	26	11	9	13	18	17	30 %	35 %	50 %	69 %	65 %
15 Troms	22	22	22	21	21	6	11	10	13	15	27 %	55 %	45 %	62 %	76 %
16 Finnmark	22	24	25	25	25	14	17	22	23	25	64 %	71 %	88 %	92 %	100 %
Totalt	210	193	195	200	197	76	98	108	130	135	38 %	51 %	56 %	67 %	70 %

Tabell 3. Samlet vekt (kg) på avlivet og gjenutsatt laks (vekt og andel) blant vassdragene som ble bestandsvurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (vekt kg)					Gjenutsatt laks (vekt kg)					Andel gjenutsatt				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
01 Østfold	1270	2183	1729	1982	1139	393	352	458	522	247	24 %	14 %	21 %	21 %	18 %
02 Akershus/Oslo	223	388	309	211	165	11	53	110	65	141	5 %	12 %	26 %	24 %	46 %
03 Buskerud	9575	12587	18353	13203	9166	430	0	729	566	574	4 %	0 %	4 %	4 %	6 %
04 Vestfold	8060	7729	14676	18004	11448	140	544	159	294	195	2 %	7 %	1 %	2 %	2 %
05 Telemark	713	1266	2033	1566	899	0	2	0	0	6	0 %	0 %	0 %	0 %	1 %
06 Aust-Agder	747	443	369	313	228	9	14	8	18	28	1 %	3 %	2 %	5 %	11 %
07 Vest-Agder	16332	13291	23483	21712	14103	441	1943	2409	2489	1754	3 %	13 %	9 %	10 %	11 %
08 Rogaland	31004	40562	59665	61294	40891	244	1470	3301	4920	3038	1 %	3 %	5 %	7 %	7 %
09 Hordaland	3346	2188	4315	8373	4663	451	757	2953	3232	1283	12 %	26 %	41 %	28 %	22 %
10 Sogn og Fjordane	11466	12836	18346	22604	16476	4146	5161	10235	14686	11833	27 %	29 %	36 %	39 %	42 %
11 Møre og Romsdal	22600	36349	37897	35265	20509	733	238	1605	1162	908	3 %	1 %	4 %	3 %	4 %
12 Sør-Trøndelag	56298	65941	56501	56976	22965	7678	15857	14215	13977	9677	12 %	19 %	20 %	20 %	30 %
13 Nord-Trøndelag	33269	35837	32278	37684	26556	953	1772	1388	2689	3192	3 %	5 %	4 %	7 %	11 %
14 Nordland	15790	14925	9224	10191	6185	3203	5103	6045	8559	6117	17 %	25 %	40 %	46 %	50 %
15 Troms	17219	22833	16521	21267	15118	3709	6145	3634	5859	3186	18 %	21 %	18 %	22 %	17 %
16 Finnmark	75970	104800	89102	118268	83570	9377	16757	14166	23964	18566	11 %	14 %	14 %	17 %	18 %
Totalt	303882	374158	384801	428913	274081	31918	56168	61415	83002	60745	10 %	13 %	14 %	16 %	18 %

Tabell 4. Gjennomsnittsvekt på avlivet og gjenutsatt laks og prosent størrelsesforskjell mellom avlivet og gjenutsatt laks (negativ prosentvis størrelsesforskjell betyr at gjenutsatt laks var mindre enn avlivet laks) i vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (snittvekt)					Gjenutsatt laks (snittvekt)					Prosent størrelsesforskjell				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
01 Østfold	5.14	5.11	5.40	6.29	6.09	4.85	3.78	5.26	5.61	5.88	-6 %	-26 %	-3 %	-11 %	-3 %
02 Akershus/Oslo	2.82	2.96	3.29	2.57	2.62	3.67	2.52	3.14	2.60	3.13	30 %	15 %	4 %	1 %	20 %
03 Buskerud	5.56	4.65	5.58	6.30	4.25	5.81		5.48	6.66	5.74	5 %		-2 %	6 %	35 %
04 Vestfold	4.84	4.11	4.55	5.30	4.58	6.36	4.28	4.54	4.39	3.82	31 %	4 %	0 %	-17 %	-17 %
05 Telemark	3.03	2.65	3.49	3.46	2.46		2.00			1.50		-25 %			-39 %
06 Aust-Agder	2.46	2.39	3.42	2.57	2.04	3.00	2.33	1.60	2.25	3.11	22 %	-3 %	-53 %	-12 %	53 %
07 Vest-Agder	2.82	2.33	3.46	3.25	2.84	2.35	1.51	2.27	2.63	2.11	-17 %	-35 %	-34 %	-19 %	-26 %
08 Rogaland	2.68	2.33	3.39	3.29	2.85	3.44	1.68	3.32	2.82	2.42	28 %	-28 %	-2 %	-14 %	-15 %
09 Hordaland	3.73	2.94	3.50	4.01	3.41	3.18	2.81	3.82	4.33	4.14	-15 %	-4 %	9 %	8 %	21 %
10 Sogn og Fjordane	3.69	3.20	4.05	4.13	4.15	5.20	3.35	4.68	4.94	5.36	41 %	5 %	16 %	20 %	29 %
11 Møre og Romsdal	2.98	2.98	3.68	3.84	3.10	3.47	2.70	3.52	2.78	3.22	16 %	-9 %	-4 %	-28 %	4 %
12 Sør-Trøndelag	4.66	4.55	5.33	6.04	3.43	4.36	3.90	5.05	6.17	3.91	-6 %	-14 %	-5 %	2 %	14 %
13 Nord-Trøndelag	3.86	2.97	3.86	3.67	2.18	2.23	2.23	2.63	3.66	2.26	-42 %	-25 %	-32 %	0 %	4 %
14 Nordland	3.57	3.22	3.34	2.92	2.36	4.27	3.96	4.75	4.65	4.40	20 %	23 %	42 %	59 %	86 %
15 Troms	4.43	4.52	4.16	4.12	3.37	7.40	6.91	6.99	6.12	5.21	67 %	53 %	68 %	48 %	54 %
16 Finnmark	3.19	3.56	3.46	3.56	3.27	6.07	4.91	4.43	4.62	4.11	90 %	38 %	28 %	30 %	26 %
Totalt	3.53	3.35	3.87	3.90	3.11	4.85	3.81	4.36	4.59	3.91	37 %	14 %	13 %	18 %	26 %

Tabell 5. Antall elver regulert av kvoter (både døgn- og sesongkvoter), utsetting av mellom-/ storlaks og utsetting av hunnlaks (i deler eller hele sesongen).

	Elver regulert av kvoter					Elver med utsetting av laks >3 kg					Elver med utsetting av hunner				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
01 Østfold	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
02 Akershus/Oslo	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
03 Buskerud	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04 Vestfold	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
05 Telemark	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06 Aust-Agder	1	2	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
07 Vest-Agder	6	6	6	7	7	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
08 Rogaland	20	19	19	21	21	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
09 Hordaland	3	3	3	4	4	2	3	3	2	2	0	0	0	0	0
10 Sogn og Fjordane	14	16	16	17	19	7	7	6	6	7	1	2	3	3	4
11 Møre og Romsdal	10	15	15	16	15	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
12 Sør-Trøndelag	15	16	16	16	16	1	2	1	11	11	0	0	1	2	2
13 Nord-Trøndelag	11	11	11	11	11	2	2	2	0	0	1	1	1	1	1
14 Nordland	31	21	22	22	22	2	3	5	5	6	3	2	4	3	3
15 Troms	18	18	18	18	19	2	4	4	4	3	3	3	3	3	7
16 Finnmark	11	11	14	14	14	21	21	20	17	17	0	1	2	2	5
Totalt	151	147	147	151	154	38	43	42	46	47	10	11	17	17	25

Tabell 6. Samlet vekt (kg) på avlivet og gjenutsatt laks (vekt og andel) for ulike reguleringstyper blant vassdragene som ble bestandsvurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (vekt kg)					Gjenutsatt laks (vekt kg)					Andel gjenutsatt				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Åpen regulering	40185	54599	55757	11776	8564	21	114	288	46	73	0 %	0 %	1 %	0 %	1 %
Kvote	112691	101832	159741	165848	111883	5304	6293	16647	13927	10239	4 %	6 %	9 %	8 %	8 %
Kvote+utsetting	13273	15646	9206	7275	1205	1195	1566	1085	1258	327	8 %	9 %	11 %	15 %	21 %
Kvote+uts. hunn	12765	15233	16791	48533	26395	1305	747	2923	14127	13568	9 %	5 %	15 %	23 %	34 %
Kvote+uts. størrelse	54353	100973	45465	38080	25908	8106	24843	10635	13628	9860	13 %	20 %	19 %	26 %	28 %
Kvote+uts. hunn+str	2536	3984	25161	28553	10868	1882	4168	12065	14789	11263	43 %	51 %	32 %	34 %	51 %
Utsetting	14618	21497	18122	71193	41592	4710	6657	5021	10325	2015	24 %	24 %	22 %	13 %	5 %
Utsetting hunn	9233	12748	8556	11191	18605	1026	1216	643	1090	6256	10 %	9 %	7 %	9 %	25 %
Utsetting størrelse	18416	18569	12307	18782	13077	4614	4287	4940	6544	4691	20 %	19 %	29 %	26 %	26 %
Utsetting hunn+str	5383	9109	6945	2945	2569	2710	5433	3767	954	735	33 %	37 %	35 %	24 %	22 %
Andre reguleringer	20429	19968	26750	24737	13415	1045	844	3401	6314	1718	5 %	4 %	11 %	20 %	11 %
Totalt	303882	374158	384801	428913	274081	31918	56168	61415	83002	60745	10 %	13 %	14 %	16 %	18 %

Tabell 7. Gjennomsnittsvekt på avlivet og gjenutsatt laks og prosent størrelsesforskjell for ulike reguleringsstyper i vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (snittvekt)					Gjenutsatt laks (snittvekt)					Prosent størrelsesforskjell				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Åpen regulering	3.01	3.30	3.76	2.80	2.54	3.00	1.81	2.46	1.44	1.49	0 %	-45 %	-34 %	-49 %	-41 %
Kvote	3.15	2.39	3.65	3.41	2.70	3.78	1.91	3.70	2.76	2.38	20 %	-20 %	1 %	-19 %	-12 %
Kvote+utsetting	3.24	3.45	2.97	3.16	4.43	3.58	3.92	3.92	4.07	3.24	11 %	14 %	32 %	29 %	-27 %
Kvote+uts. hunn	4.85	4.90	4.43	6.30	3.85	3.67	5.88	4.53	6.10	4.66	-24 %	20 %	2 %	-3 %	21 %
Kvote+uts. størrelse	4.09	4.11	3.47	3.16	2.51	3.85	3.47	3.47	3.70	3.36	-6 %	-16 %	0 %	17 %	34 %
Kvote+uts. hunn+str	4.38	4.21	5.37	5.90	4.78	6.15	4.74	4.96	5.77	4.69	40 %	13 %	-8 %	-2 %	-2 %
Utsetting	4.11	4.28	4.15	3.98	3.72	7.03	6.86	6.63	6.93	4.01	71 %	60 %	60 %	74 %	8 %
Utsetting hunn	5.17	4.80	4.58	4.35	4.01	5.32	5.90	5.40	5.51	7.01	3 %	23 %	18 %	27 %	75 %
Utsetting størrelse	3.40	3.58	3.66	4.07	3.64	6.77	6.61	5.24	5.92	5.26	99 %	85 %	43 %	46 %	45 %
Utsetting hunn+str	5.40	4.64	4.23	2.53	2.12	8.74	7.46	6.86	3.43	2.99	62 %	61 %	62 %	36 %	41 %
Andre reguleringer	4.48	4.48	5.32	5.98	4.37	5.02	3.20	4.93	5.93	5.24	12 %	-29 %	-7 %	-1 %	20 %
Totalt	3.53	3.35	3.87	3.90	3.11	4.85	3.81	4.36	4.59	3.91	37 %	14 %	13 %	18 %	26 %

Tabell 8. Samlet vekt (kg) på avlivet og gjenutsatt laks (vekt og andel) for ulike typer kvoteregulering blant vassdragene som ble bestandsvurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013. Døgn=kvote laks per døgn per fisker, sesong=kvote laks per sesong per fisker, samle=en samlet kvote (i vekt eller antall laks) som totalt kan avlives i et vassdrag i løpet av én sesong.

	Avlivet laks (vekt kg)					Gjenutsatt laks (vekt kg)					Andel gjenutsatt				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Døgn	88459	102365	121725	133585	91074	2848	5919	8983	11387	8237	3 %	5 %	7 %	8 %	8 %
Døgn+sesong	79608	105048	110366	126935	64662	10015	25530	25747	35855	25587	29 %	38 %	53 %	47 %	39 %
Døgn+samle	3421	3806	3840	5920	3998	1392	2319	4304	5248	2507	11 %	20 %	19 %	22 %	28 %
Døgn+sesong+samle				60					0					0 %	
Sesong	11279	4224	3662	4665	2351	2803	2271	2553	3420	2098	20 %	35 %	41 %	42 %	47 %
Sesong+samle		105	5	61	85		0	0	0	1		0 %	0 %	0 %	1 %
Samle		1317	523	1493	1175		0	4	0	777		0 %	1 %	0 %	40 %
Totalt	182767	216865	240121	272719	163345	17058	36039	41591	55910	39207	9 %	14 %	15 %	17 %	19 %

Tabell 9. Gjennomsnittsvekt på avlivet og gjenutsatt laks og prosent størrelsesforskjell for ulike typer kvoteregulering blant vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (snittvekt)					Gjenutsatt laks (snittvekt)					Prosent størrelsesforskjell				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Døgn	2.77	2.49	3.40	3.31	2.51	2.93	2.17	3.16	2.97	2.47	6 %	-13 %	-7 %	-11 %	-2 %
Døgn+sesong	4.52	4.26	4.48	4.80	3.72	4.21	3.44	4.25	4.73	3.81	-7 %	-19 %	-5 %	-2 %	-2 %
Døgn+samle	2.39	2.16	2.46	2.75	2.39	3.75	2.80	4.25	4.03	3.75	57 %	30 %	73 %	47 %	57 %
Døgn+sesong+samle				1.88					-						-
Sesong	4.36	3.09	3.38	3.65	3.02	4.38	4.47	4.78	4.63	4.00	0 %	45 %	42 %	27 %	32 %
Sesong+samle		1.91	1.67	1.79	1.63					1.00		-	-	-	-39 %
Samle		2.05	1.82	2.02	1.72		-	1.00	-	5.43		-	-45 %		-217 %
Totalt	3.41	3.12	3.79	3.84	2.88	3.91	3.14	3.98	4.15	3.44	15 %	1 %	5 %	8 %	20 %

Tabell 10. Antall elver regulert av ulike døgnkvotenivå i årene 2009-2013. Nivåene er streng døgnkvote (1 laks per fisker per døgn), middels døgnkvote (2 laks per fisker per døgn) og høy døgnkvote (3-5 laks per fisker per døgn).

	Streng døgnkvote (1 laks/døgn)					Middels døgnkvote (2 laks/døgn)					Høy døgnkvote (3-5 laks/dg)				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
01 Østfold	1	1	1	1	1										
02 Akershus/Oslo															
03 Buskerud															
04 Vestfold								1	1	1					
05 Telemark										1					
06 Aust-Agder						1	2	2	1	1					
07 Vest-Agder		5	5	2	4	4	1	1	5	3	1				
08 Rogaland			1	2	2			1	3	3	19	18	16	15	15
09 Hordaland	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2					
10 Sogn og Fjordane	7	9	9	9	9	1	2	2	3	3	3	3	3	3	3
11 Møre og Romsdal	1	3	3	3	3	8	12	11	11	10	1		1	1	1
12 Sør-Trøndelag	2	16	16	6	6	10			10	10	3				
13 Nord-Trøndelag	2	2	2	3	3	8	8	8	7	7					
14 Nordland	2	4	4	6	5		1	1	1	1	2	1	1	1	1
15 Troms	2	16	16	16	15	16	2	2	2	2					
16 Finnmark						6	5	5	5	7	5	5	6	6	4
Totalt	18	57	58	50	50	56	35	36	51	51	34	27	27	26	24

Tabell 11. Samlet vekt (kg) på avlivet og gjenutsatt laks (vekt og andel) opp mot ulik strenghet i døgnkvotene blant vassdragene som ble bestandsvurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (vekt kg)					Gjenutsatt laks (vekt kg)					Andel gjenutsatt				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Streng (1 laks/dg)	66075	104556	107200	102169	51820	10959	24055	29012	36112	22845	14 %	19 %	21 %	26 %	31 %
Middels (2 laks/dg)	65563	57179	66390	105901	68515	2243	5876	6013	11322	9029	3 %	9 %	8 %	10 %	12 %
Høy (≥3 laks/dg)	39850	49484	62341	58430	39399	1053	3837	4009	5056	4457	3 %	7 %	6 %	8 %	10 %
Totalt	171488	211219	235931	266500	159734	14255	33768	39034	52490	36331	8 %	14 %	14 %	16 %	19 %

Tabell 12. Gjennomsnittsvekt på avlivet og gjenutsatt laks og prosent størrelsesforskjell opp mot ulik strenghet i døgnkvotene blant vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (snittvekt)					Gjenutsatt laks (snittvekt)					Prosent størrelsesforskjell				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Streng (1 laks/dg)	5.22	4.06	4.54	5.35	3.93	4.30	3.45	4.41	5.25	4.12	-18 %	-15 %	-3 %	-2 %	-5 %
Middels (2 laks/dg)	2.90	2.74	3.65	3.68	2.66	2.63	2.56	2.94	2.97	2.66	-9 %	-6 %	-19 %	-19 %	0 %
Høy (≥3 laks/dg)	2.52	2.37	3.09	2.78	2.42	3.29	2.23	3.11	2.49	2.49	30 %	-6 %	1 %	-11 %	3 %
Totalt	3.36	3.13	3.80	3.87	2.89	3.83	3.08	3.94	4.12	3.39	14 %	-2 %	3 %	7 %	17 %

Tabell 13. Antall elver regulert av ulike sesongkvotenivå i årene 2009-2013. Nivåene er streng sesongkvote (≤5 laks per fisker per sesong), middels sesongkvote (6-10 laks per fisker per sesong) og høy sesongkvote (≥11 laks per fisker per døgn).

	Streng sesongkvote (≤5 laks/ses)					Middels sesongkv. (5-10 laks/ses)					Høy ses.kv. (≥11 laks/ses)				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
01 Østfold	1	1	1	1	1										
02 Akershus/Oslo															
03 Buskerud															
04 Vestfold									1	1	1				
05 Telemark															
06 Aust-Agder															
07 Vest-Agder								1	1	1	1	2	2	2	2
08 Rogaland															
09 Hordaland															
10 Sogn og Fjordane			1	1	1	1	2	2	2	3	3			1	1
11 Møre og Romsdal	1	1	1	1	1	2	2	3	3	3			1	1	1
12 Sør-Trøndelag						2	1	1	1	1		1			
13 Nord-Trøndelag			1	1	1	1									
14 Nordland	28	17	18	19	19										
15 Troms				1	1										
16 Finnmark						3	3	3	3	3	2	2	3	3	3
Totalt	30	21	22	24	24	9	9	11	12	12	4	5	6	7	7

Tabell 14. Samlet vekt (kg) på avlivet og gjenutsatt laks (vekt og andel) opp mot ulike strenghet i sesongkvotene blant vassdragene som ble bestandsvurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (vekt kg)					Gjenutsatt laks (vekt kg)					Andel gjenutsatt				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Streng (≤ 5 laks/ses)	75554	88712	91141	104379	48029	11552	23289	24705	33405	22983	13 %	21 %	21 %	24 %	32 %
Middels (6-10 laks/s)	5647	9487	9198	16529	13266	1013	3107	2455	5051	4176	15 %	25 %	21 %	23 %	24 %
Høy (≥ 11 laks/ses)	9686	11178	13694	10813	5803	253	1405	1140	819	527	3 %	11 %	8 %	7 %	8 %
Totalt	90887	109377	114033	131721	67098	12818	27801	28300	39275	27686	12 %	20 %	20 %	23 %	29 %

Tabell 15. Gjennomsnittsvekt på avlivet og gjenutsatt laks og prosent størrelsesforskjell opp mot ulike strenghet i sesongkvotene blant vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (snittvekt)					Gjenutsatt laks (snittvekt)					Prosent størrelsesforskjell				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Streng (≤ 5 laks/ses)	5.08	4.94	5.06	5.61	4.41	4.36	3.92	4.73	5.22	4.08	-14 %	-21 %	-6 %	-7 %	-7 %
Middels (6-10 laks/s)	2.84	2.79	2.46	2.79	2.50	3.70	2.97	2.82	3.12	3.02	30 %	6 %	14 %	12 %	21 %
Høy (≥ 11 laks/ses)	2.89	2.36	3.46	3.33	2.89	2.66	1.49	2.26	2.64	2.32	-8 %	-37 %	-35 %	-21 %	-20 %
Totalt	4.50	4.19	4.44	4.74	3.69	4.24	3.51	4.29	4.72	3.82	-6 %	-16 %	-3 %	-1 %	4 %

Tabell 16. Samlet vekt (kg) på avlivet og gjenutsatt laks (vekt og andel) for ulike vassdragsstørrelser blant vassdragene som ble bestandsvurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013. Definisjon av vassdragsstørrelse er gitt i rådets vedleggsrapport.

	Avlivet laks (vekt kg)					Gjenutsatt laks (vekt kg)					Andel gjenutsatt				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Lite vassdrag	47731	67182	71011	78904	57370	1101	4095	5375	8634	5399	2 %	6 %	7 %	10 %	9 %
Middels vassdrag	48897	53404	57317	76608	53366	7851	11430	15055	22376	15477	14 %	18 %	21 %	23 %	22 %
Stort vassdrag	206706	252997	255825	272722	162941	22704	40325	39877	50341	39403	9 %	13 %	14 %	16 %	18 %

Tabell 17. Gjennomsnittsvekt på avlivet og gjenutsatt laks og prosent størrelsesforskjell for ulike vassdragsstørrelser blant vassdragene som ble vurdert av vitenskapsrådet i perioden 2009-2013.

	Avlivet laks (snittvekt)					Gjenutsatt laks (snittvekt)					Prosent størrelsesforskjell				
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010	2011	2012	2013
Lite vassdrag	2.30	2.27	2.95	2.85	2.35	2.89	2.63	2.95	2.83	2.57	25 %	16 %	0 %	-1 %	9 %
Middels vassdrag	3.18	2.98	3.41	3.56	2.97	5.44	3.88	4.18	4.15	3.66	71 %	30 %	23 %	17 %	23 %
Stort vassdrag	4.15	3.96	4.38	4.49	3.56	4.84	3.97	4.75	5.42	4.33	17 %	0 %	9 %	21 %	22 %

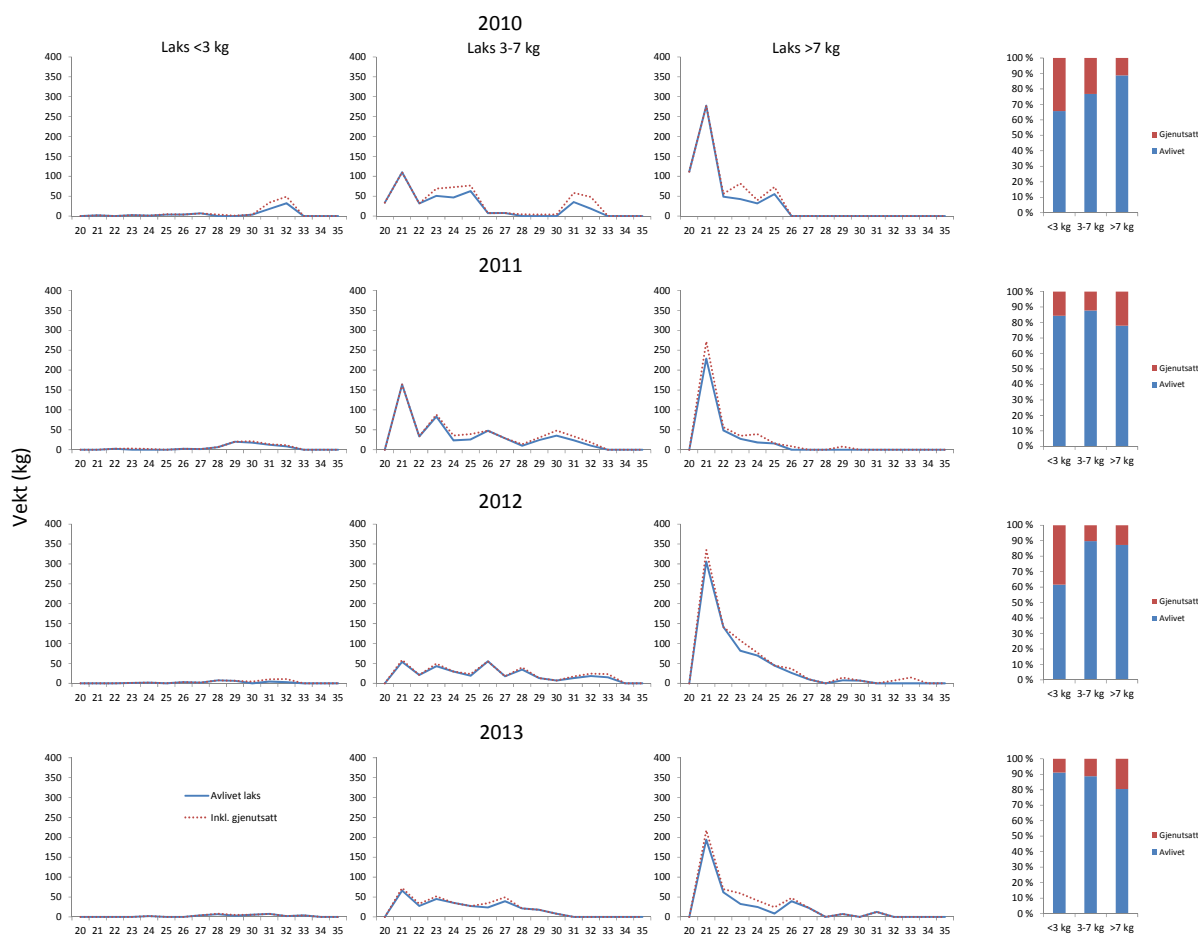
Eksempelvasdrag

Enningdalselva (Østfold)

Enningdalselva er et middels stort nasjonalt laksevasdrag som ligger i Østfold. Vassdraget var regulert av relativt strenge døgn- og sesongkvoter i perioden 2010-2013, med en døgnkvote per fisker på 1 laks og sesongkvote per fisker på 4 laks.

I gjennomsnitt ble 16 % (13-18 %) av all fanget laks (basert på vekt) gjenutsatt i perioden 2010-2013. Den høyeste andelen gjenutsatt laks var i størrelsesgruppen <3 kg (gjennomsnitt 26 %, variasjon 10-39 %), mens i gjennomsnitt 15 % av laksen i størrelsesgruppene 3-7 kg og >7 kg ble gjenutsatt.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i perioden 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at graden av gjenutsetting var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



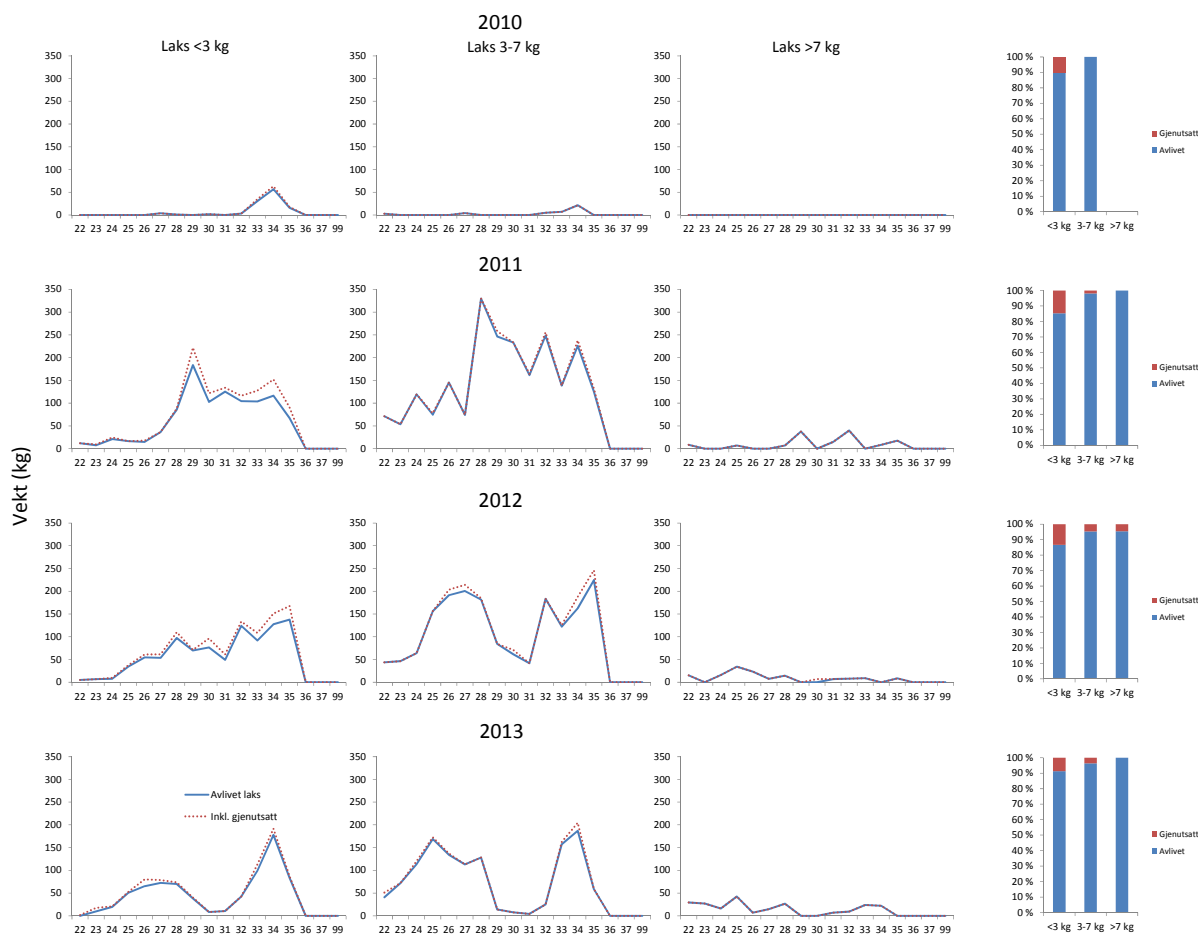
Figur 1. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Enningdalselva, Østfold, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Audna (Vest-Agder)

Audna er et middels stort vassdrag ved Lindesnes, Vest-Agder. Audna er et eksempel på et vassdrag som har variert i kvotebestemmelsene de siste årene. I 2009 hadde vassdraget en døgnkvote på 5 laks per fisker, denne ble i 2010 redusert til 1 laks per døgn. I 2012 var døgnkvoten 2 laks per fisker, mens denne kvoten igjen ble redusert til 1 laks per fisker i 2013. Det er ingen størrelses- eller kjønnsbetinget utsetningspålegg i Audna.

Med høy døgnkvote i 2009 ble knapt 1 % av fangst laks gjenutsatt (basert på vekt). I årene 2010-2013, med strengere kvote, ble i gjennomsnitt 6 % (5-8 %) av laksen gjenutsatt. Den klart høyeste andelen gjenutsetting var for laks <3 kg (gjennomsnitt 12 %, 9-15 %), mens andelen for laks 3-7 kg og laks >7 kg var henholdsvis 3 (0-5 %) og 1 % (0-5 %).

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at graden av gjenutsetting var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



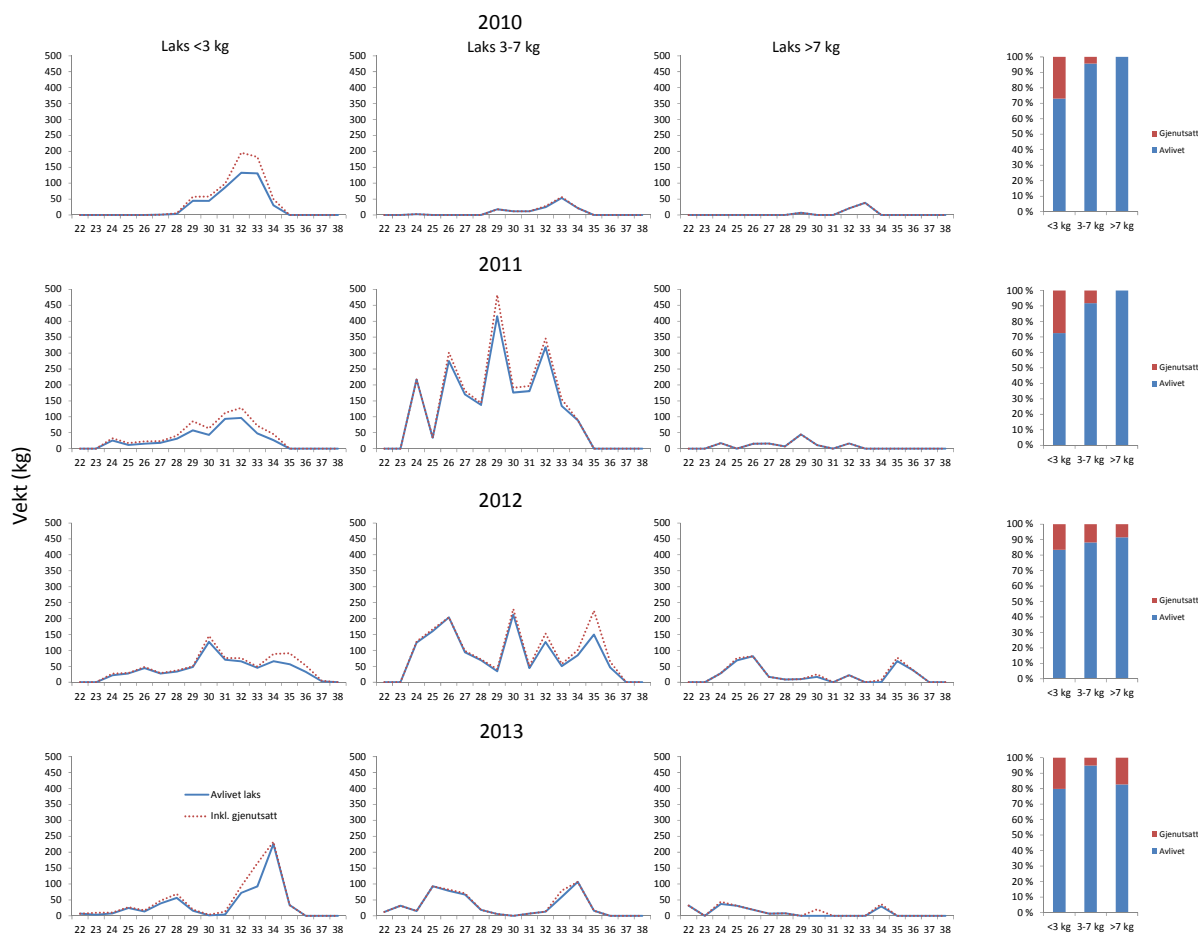
Figur 2. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Audna, Vest-Agder, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Lygna (Vest-Agder)

Lygna er et middels stort vassdrag i Lyngdal, Vest-Agder. Vassdraget hadde en døgnkvote på 1 laks per fisker i 2010 og 2011, mens døgnkvoten i 2012 og 2013 var størrelsesbetinget (enten 2 laks <3 kg eller 1 laks >3 kg).

Basert på vekt så ble i gjennomsnitt 14 % (12-21 %) av laksen gjenutsatt i årene 2010-2013. Den klart høyeste andelen gjenutsetting var for laks <3 kg (gjennomsnitt 22 %, 17-27 %), mens andelene for laks 3-7 kg og laks >7 kg var rundt 9 % for begge størrelsesklassene.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



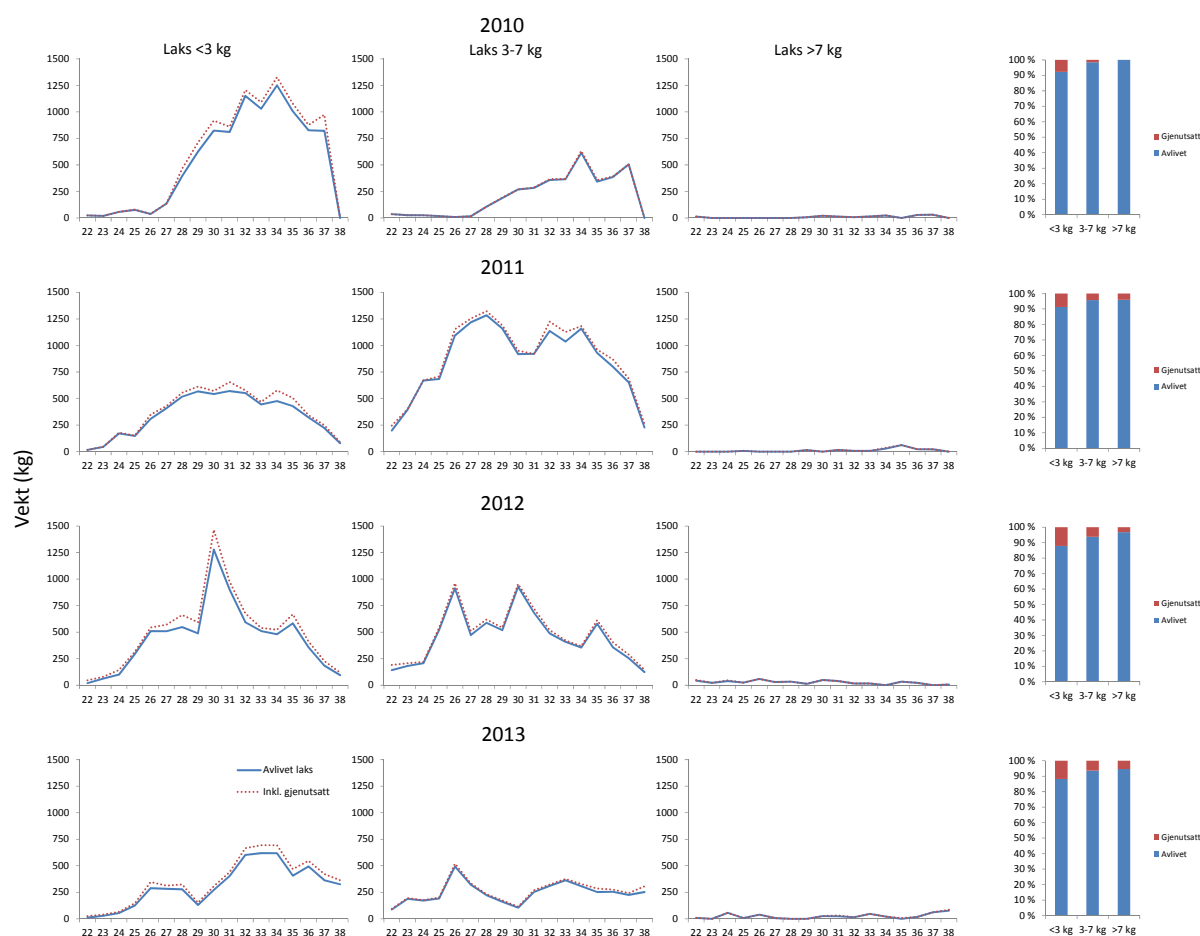
Figur 3. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Lygna, Vest-Agder, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Bjerkreimselva (Rogaland)

Bjerkreimselva er et stort laksevasdrag som ligger i Rogaland. Vassdraget har status som nasjonalt laksevasdrag. Det er et eksempel på en elv som er kvoteregulert med høye kvoter som sannsynligvis har liten effekt på fangsteffektivitet. Døgnkvoten er 2 laks per fisker i juni og 3 laks per fisker i juli-september.

Gjenutsettingen i Bjerkreimselva er lav. I gjennomsnitt ble 7 % av laksen (basert på vekt) gjenutsatt i årene 2010-2013. Laks <3 kg hadde høyest andel gjenutsetting med 10 % (8-12 %), mens andelene for laks 3-7 kg og laks >7 kg var henholdsvis 5 og 4 %.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra årene er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.

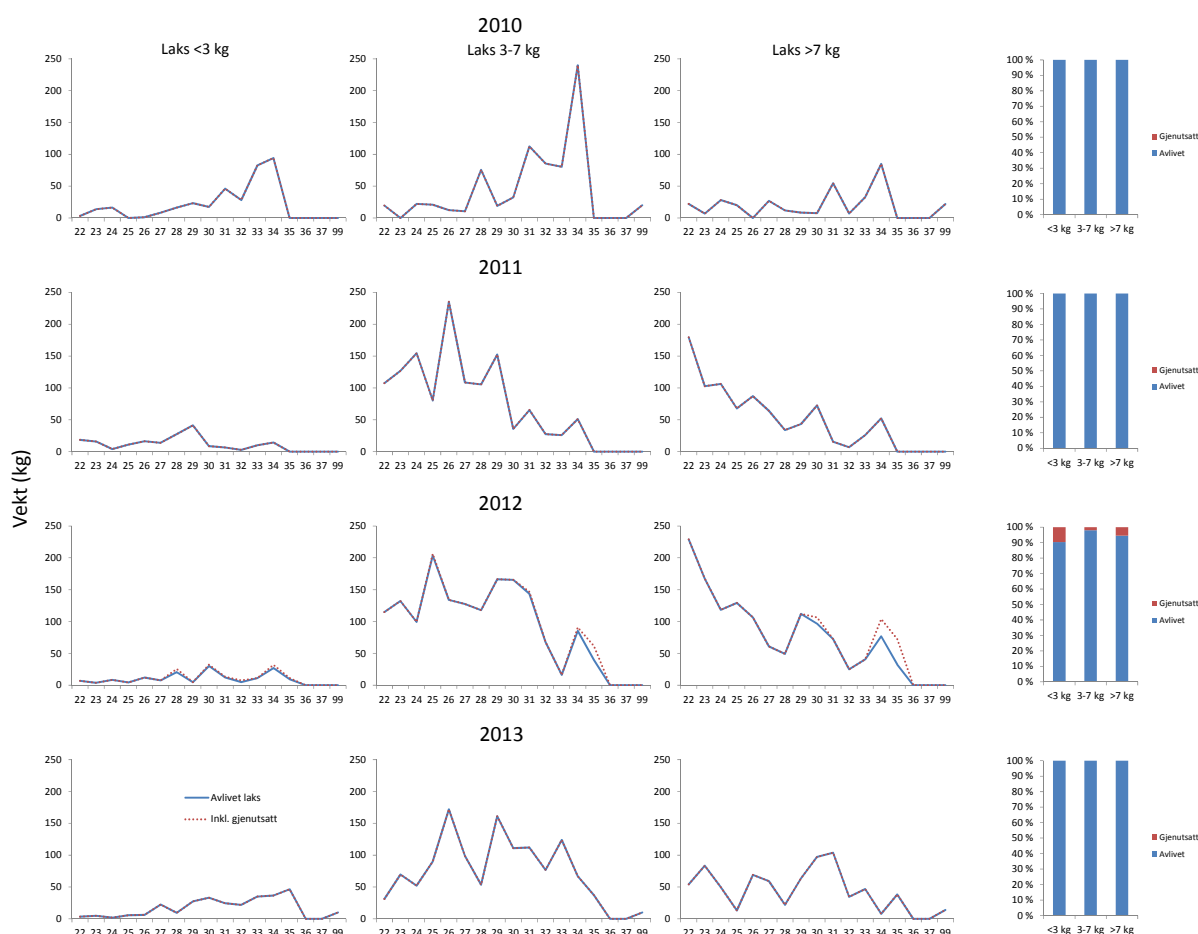


Figur 4. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Bjerkreimselva, Rogaland, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Espedalselva (Rogaland)

Espedalselva er et middels stort laksevasdrag som ligger i Rogaland. I likhet med flere andre vassdrag i Rogaland er dette et eksempel på en elv som er kvoteregulert med en kvote som har vært relativt høy. I 2010 og 2011 hadde vassdraget en døgnkvote på 3 laks per fisker, denne ble i 2011 redusert til 2 laks i midtveisevalueringen. I 2012 og 2013 var døgnkvoten 2 laks per fisker. Gjenutsettingen i Espedalselva har vært svært lav. Det var kun i 2012 det ble rapportert om gjenutsatt laks. I 2012 ble 4 % av total fangst gjenutsatt. Fordelt på størrelsesgrupper så ble 10 % av laksen under 3 kg, 2 % av laksen mellom 3 og 7 kg og 6 % av laksen over 7 kg satt ut.

Fraværet av gjenutsetting gjør at vi ikke kan vurdere eventuelle tidsmessige mønstre i gjenutsettingen.



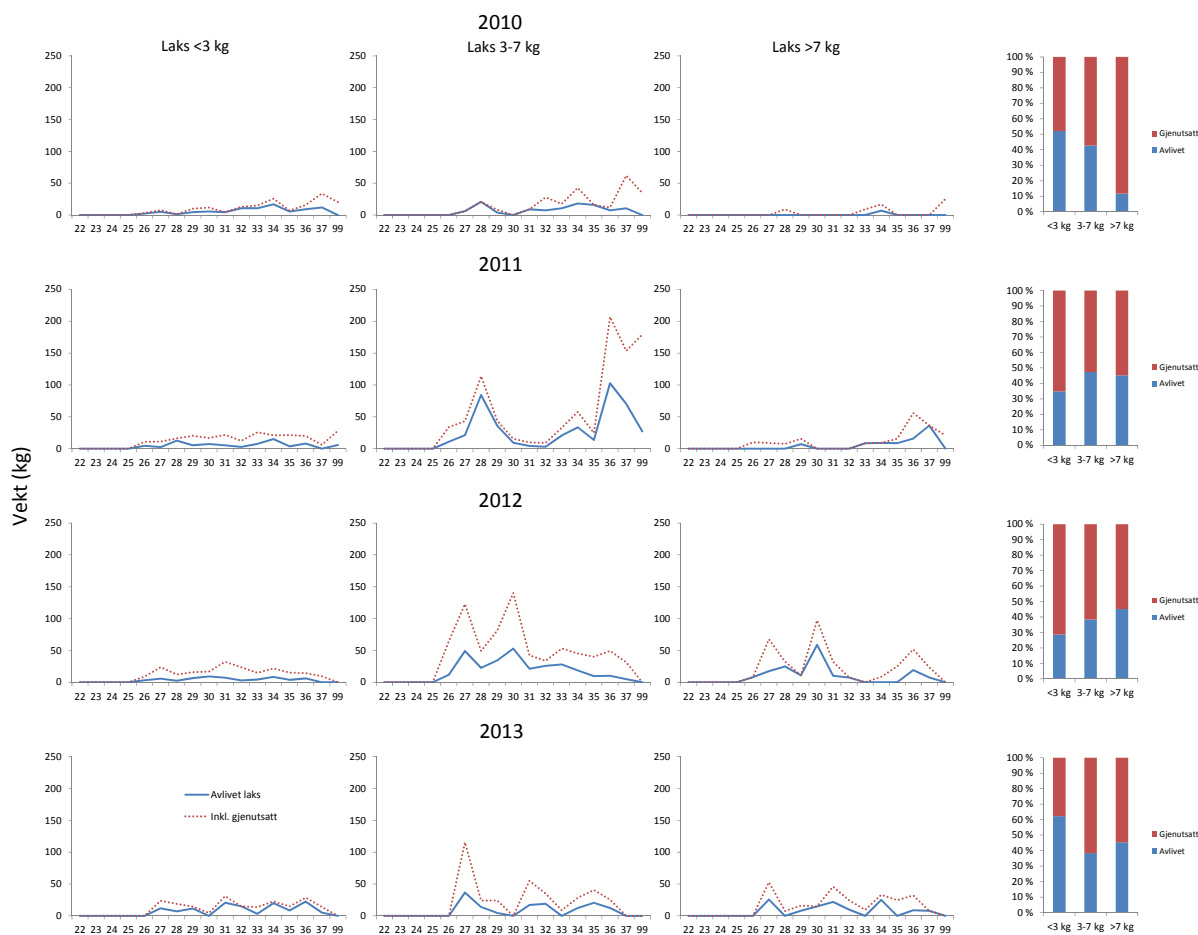
Figur 5. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Espedalselva, Rogaland, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Daleelva i Vaksdal (Hordaland)

Daleelva i Vaksdal (Hordaland) er et eksempel på et vassdrag med en fiskeregulering med spesifikke utsetningspålegg. I 2010 og 2011 skulle all laks >3 kg gjenutsettes i august og ut sesongen, mens i 2012 og 2013 skulle all umerket laks gjenutsettes (kun fettfinneklipt laks kunne avlives).

På vektbasis ble i gjennomsnitt 57 % (54-61 %) av laksen gjenutsatt i årene 2010-2013. Til tross for at utsetningspålegget i 2010 og 2011 var størrelsesbasert, så var andelen gjenutsatt laks i de ulike størrelsesgruppene i disse to årene relativt lik med 56 % for laks <3 kg og 55 % for laks >3 kg. Størrelsesfordelingen var relativt lik mellom størrelsesgruppene også i årene 2012 og 2013, med 55 % for laks <3 kg og 59 % for laks >3 kg.

I 2010 og 2011 gjaldt utsetningspålegget kun i august og ut fiskesesongen, og i disse to årene skjedde størstedelen av gjenutsettingen, uansett størrelsesklasse, i siste del av fiskesesongen. I 2012 og 2013 fordelte gjenutsettingen seg over hele fiskesesongen.



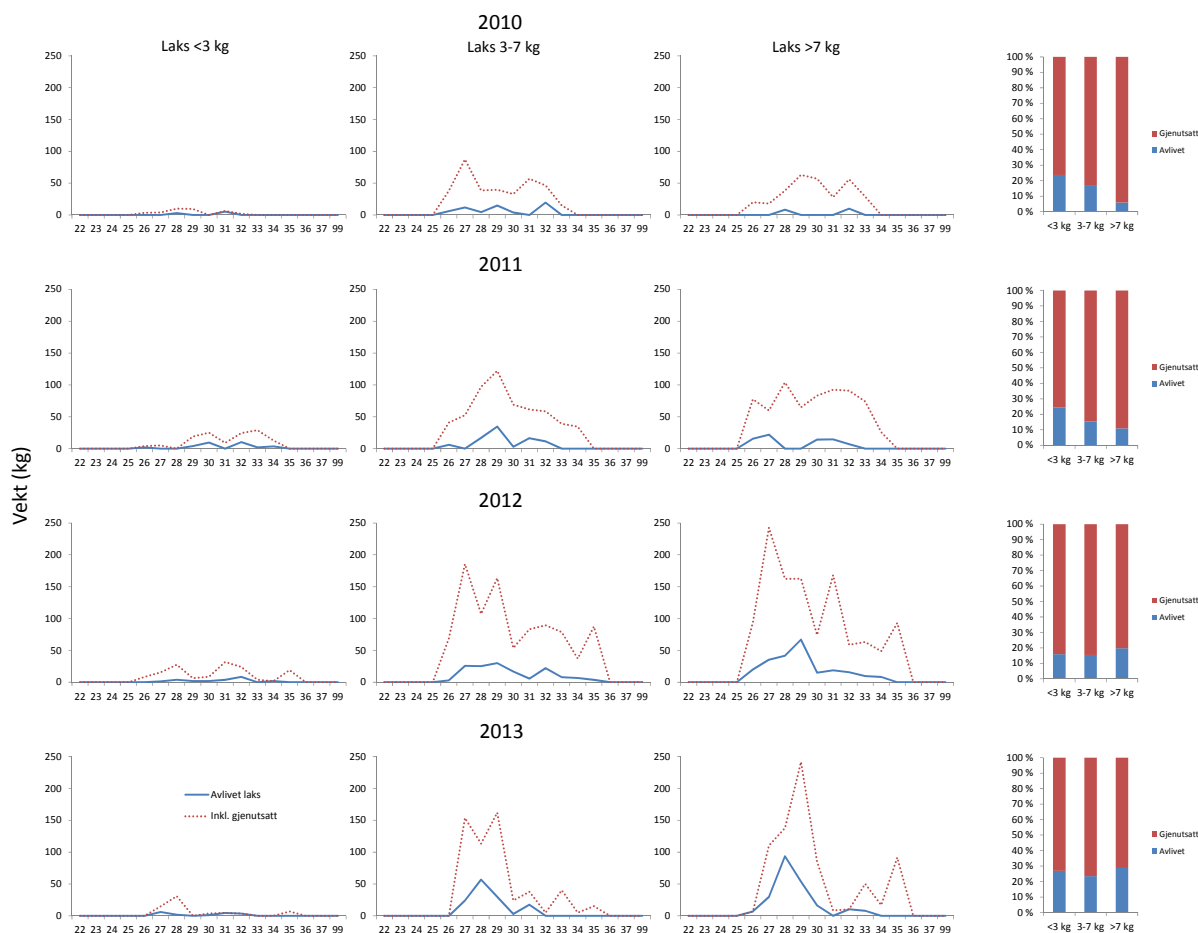
Figur 6. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Daleelva i Vaksdal, Hordaland, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Nærøydalselva (Sogn og Fjordane)

Nærøydalselva i Sogn og Fjordane har status som nasjonalt laksevasdrag. Vassdraget har en streng sesongkvote på 2 hannlaks per fisker og en ukekvote på 1 hannlaks per fisker. Det vil si at all hunnlaks skal gjenutsettes.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 82 % (73-88 %) av all laks fanget i årene 2010-2013 gjenutsatt. Graden av gjenutsettingen var relativt lik for alle størrelsesgruppene i disse årene, med 79 % for laks <3 kg, 82 % for laks 3-7 kg og 81 % for laks >7 kg.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



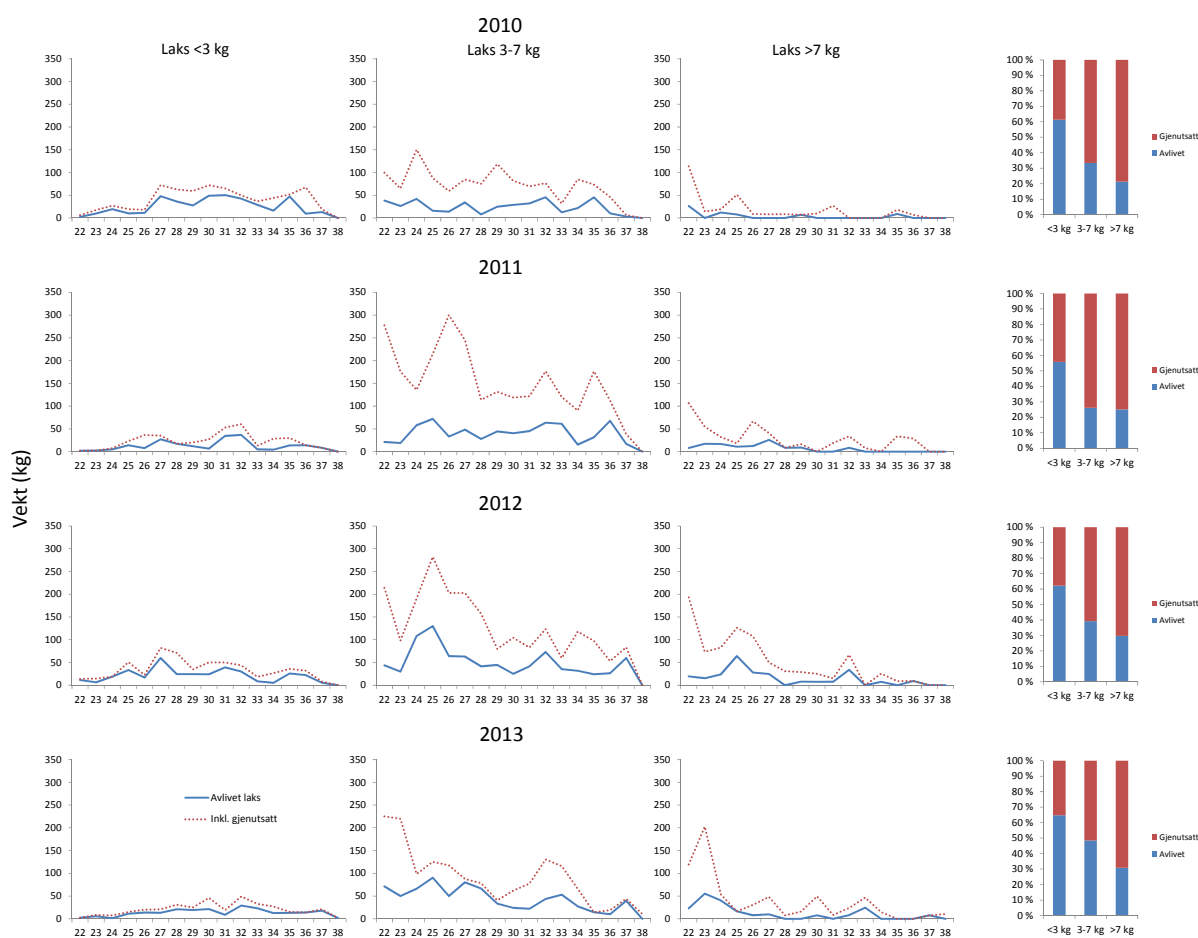
Figur 7. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Nærøydalselva, Sogn og Fjordane, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Gaula i Sunnfjord (Sogn og Fjordane)

Gaula i Sunnfjord (Sogn og Fjordane) har status som nasjonalt laksevasdrag. Vassdraget forvaltes med en samlet sesongkvote på laks >2.5 kg (som var på 100 laks i 2013) og en døgnkvote (1 laks per fisker) på laks <2.5 kg.

Graden av gjenutsettingen i vassdraget er høy. På vektbasis ble i gjennomsnitt 61 % (54-71 %) av den fangede laksen gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var klart størrelsesfordelt, med bare 39 % (35-44 %) gjenutsetting av laks <3 kg, 64 % (51-74 %) av laks 3-7 kg og 72 % (69-79 %) av laks >7 kg.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



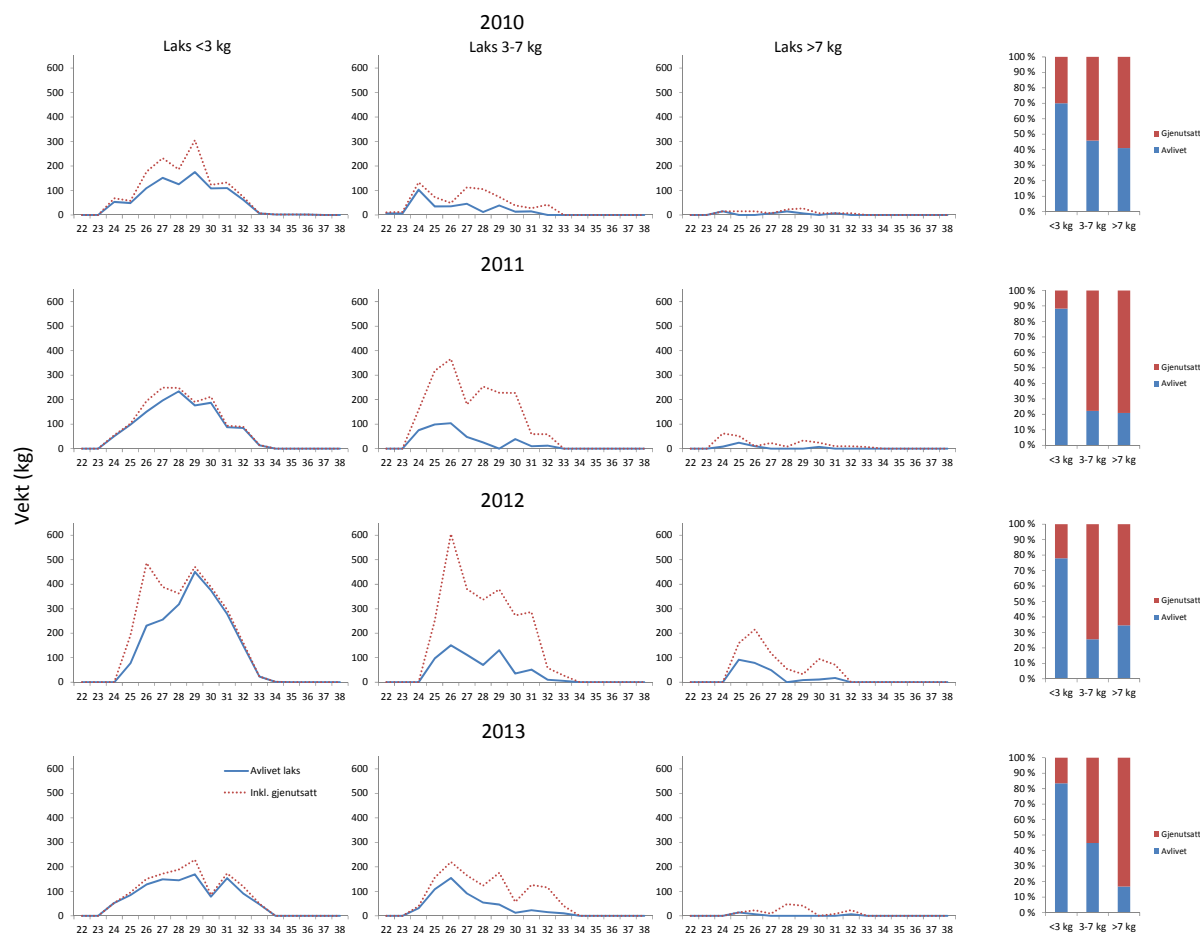
Figur 8. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Gaula i Sunnfjord, Sogn og Fjordane, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Nausta (Sogn og Fjordane)

Nausta (Sogn og Fjordane) har status som nasjonalt laksevassdrag. Vassdraget forvaltes med en samlet sesongkvote på laks >3 kg og en døgnkvote på 1 laks <3 kg per fisker. Den samlede sesongkvoten var 30 laks >3 kg i 2013.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 46 % (38-51 %) av laksen gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var klart størrelsesfordelt, med bare 20 % (12-30 %) gjenutsetting av laks <3 kg, 70 % (54-78 %) av laks 3-7 kg og 70 % (59-83 %) av laks >7 kg.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra årene er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



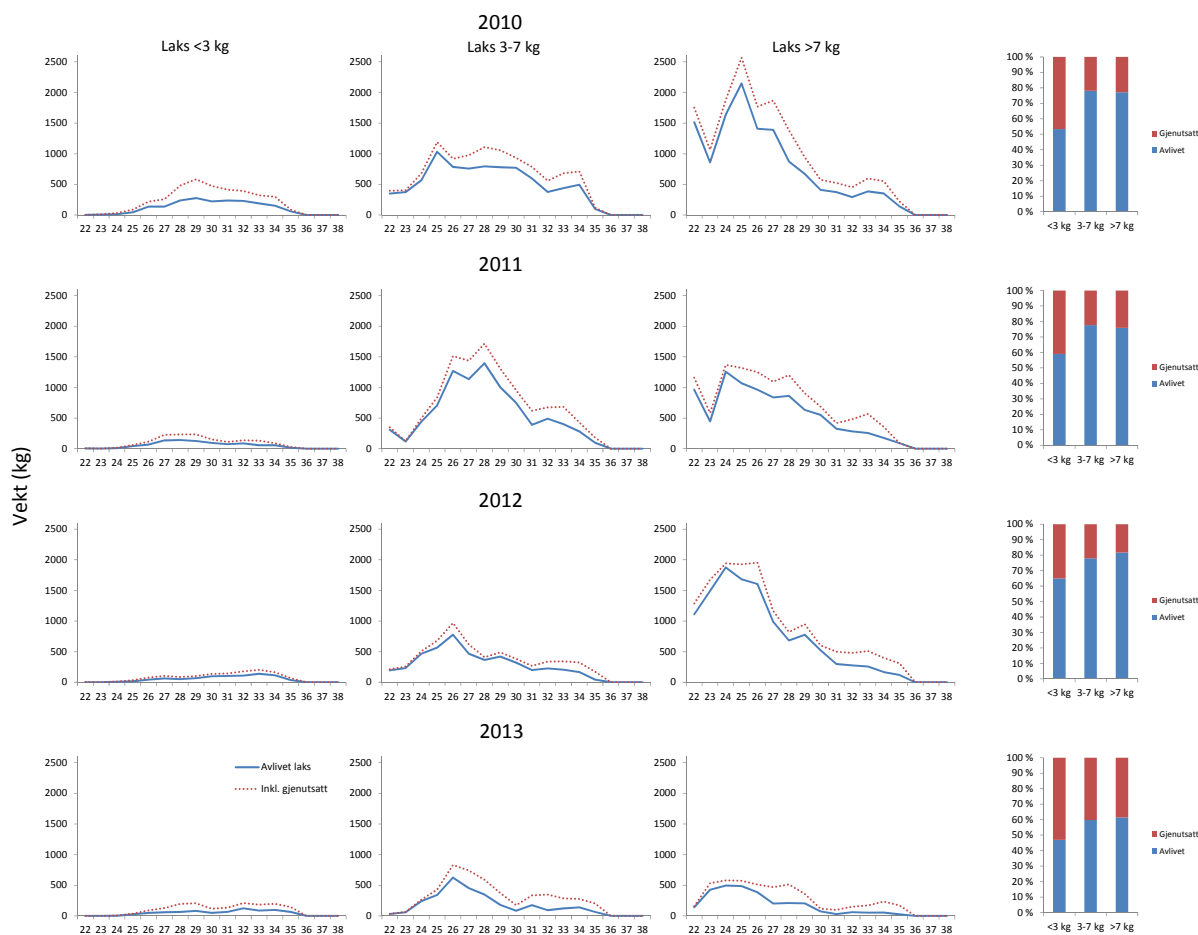
Figur 9. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Nausta, Sogn og Fjordane, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Orkla (Sør-Trøndelag)

Orkla (Sør-Trøndelag) har status som nasjonalt laksevasdrag. Vassdraget hadde relativt strenge kvoter i perioden 2010-2013, med en døgnkvote på 1 laks per fisker og sesongkvote på 8 laks per fisker (hvorav bare 4 kunne være større enn 80 cm). I tillegg var hunnlaks fredet i august fra 2011.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 26 % (20-41 %) av laksen gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var noe størrelsesfordelt. Den høyeste utsettingsandelen var for laks <3 kg, der gjennomsnittlig 45 % (35-53 %) av fanget laks ble gjenutsatt. For laks 3-7 kg var gjenutsettingen i gjennomsnitt 25 % (22-40 %), og for laks >7 kg i gjennomsnitt 23 % (18-39 %). Året med høyest gjenutsettingsandel for alle størrelsesgrupper laks var 2013.

På tross av utsettingspålegg for hunnlaks i august så var det ingen tidsmessige mønster i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i Orkla i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



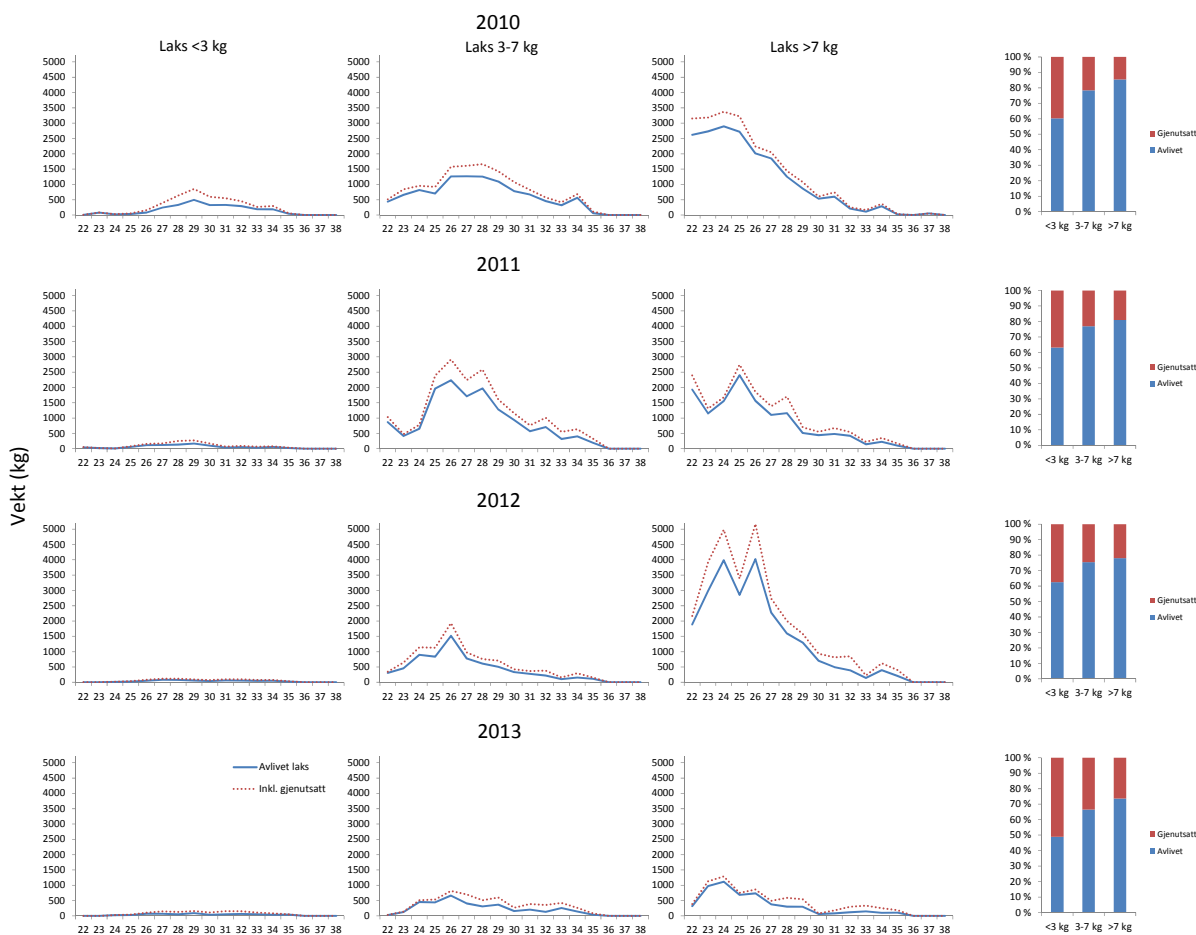
Figur 10. Ukefordelt anlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Orkla, Sør-Trøndelag, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Gaula (Sør-Trøndelag)

Gaula (Sør-Trøndelag) har status som nasjonalt laksevasdrag. Vassdraget hadde relativt strenge kvoter i perioden 2010-2013, med en døgnkvote på 1 laks per fisker og sesongkvote på 8 laks per fisker (hvorav bare 4 laks kunne være større enn 80 cm). I tillegg var hunnlaks fredet i august fra 2012.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 22 % (19-31 %) av laksen gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var noe størrelsesfordelt. Den høyeste utsettingsandelen var for laks <3 kg, der gjennomsnittlig 40 % (37-51 %) av fanget laks ble gjenutsatt. For laks 3-7 kg var andelen gjenutsatt laks i gjennomsnitt 24 % (21-33 %), og for laks >7 kg i gjennomsnitt 19 % (14-26 %). Året med høyest gjenutsettingsandel for alle størrelsesgrupper laks var 2013.

På tross av utsettingspålegg for hunnlaks i august så var det ingen tidsmessige mønster i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i Gaula i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



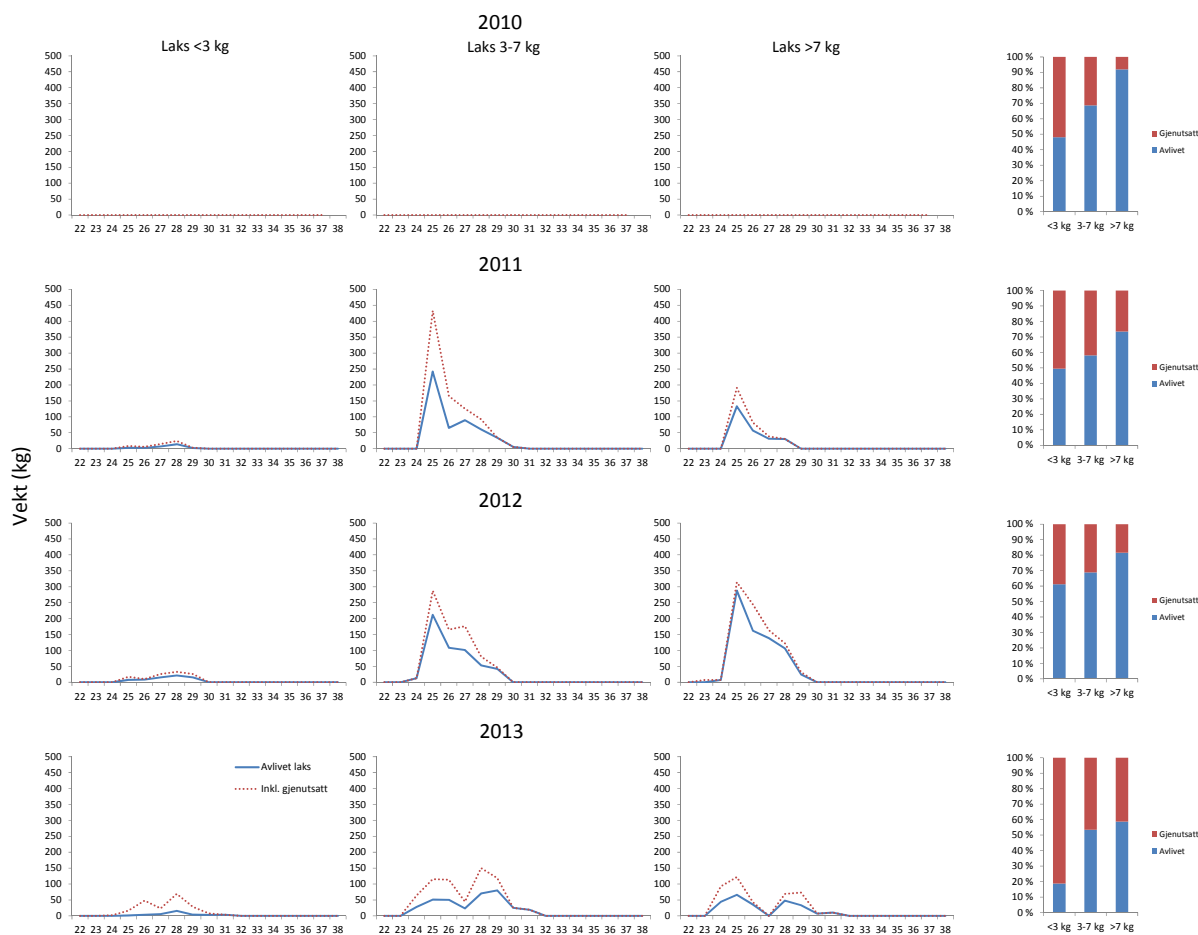
Figur 11. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Gaula, Sør-Trøndelag, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Verdalsvassdraget (Nord-Trøndelag)

Verdalsvassdraget (Nord-Trøndelag) har status som nasjonalt laksevassdrag. Vassdraget hadde strenge kvoter og kort fisketid i perioden 2010-2013, med en døgnkvote på 1 laks og sesongkvote på 2 laks per fisker. Hver fisker måtte avslutte fisket når enten døgn- eller sesongkvoten var fylt.

På vektbasis ble det gjenutsatt i gjennomsnitt 33 % (8-41 %) i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var størrelsesfordelt. Den høyeste gjenutsetningsandelen var for laks <3 kg, deri gjennomsnittlig 60 % (39-81 %) av den fangede laksen ble gjenutsatt. For laks 3-7 kg var andelen gjenutsatt i gjennomsnitt 37 % (31-46 %), og for laks >7 kg i gjennomsnitt 20 % (8-41 %). Året med høyest gjenutsetningsandel for alle størrelsesgrupper laks var 2013.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



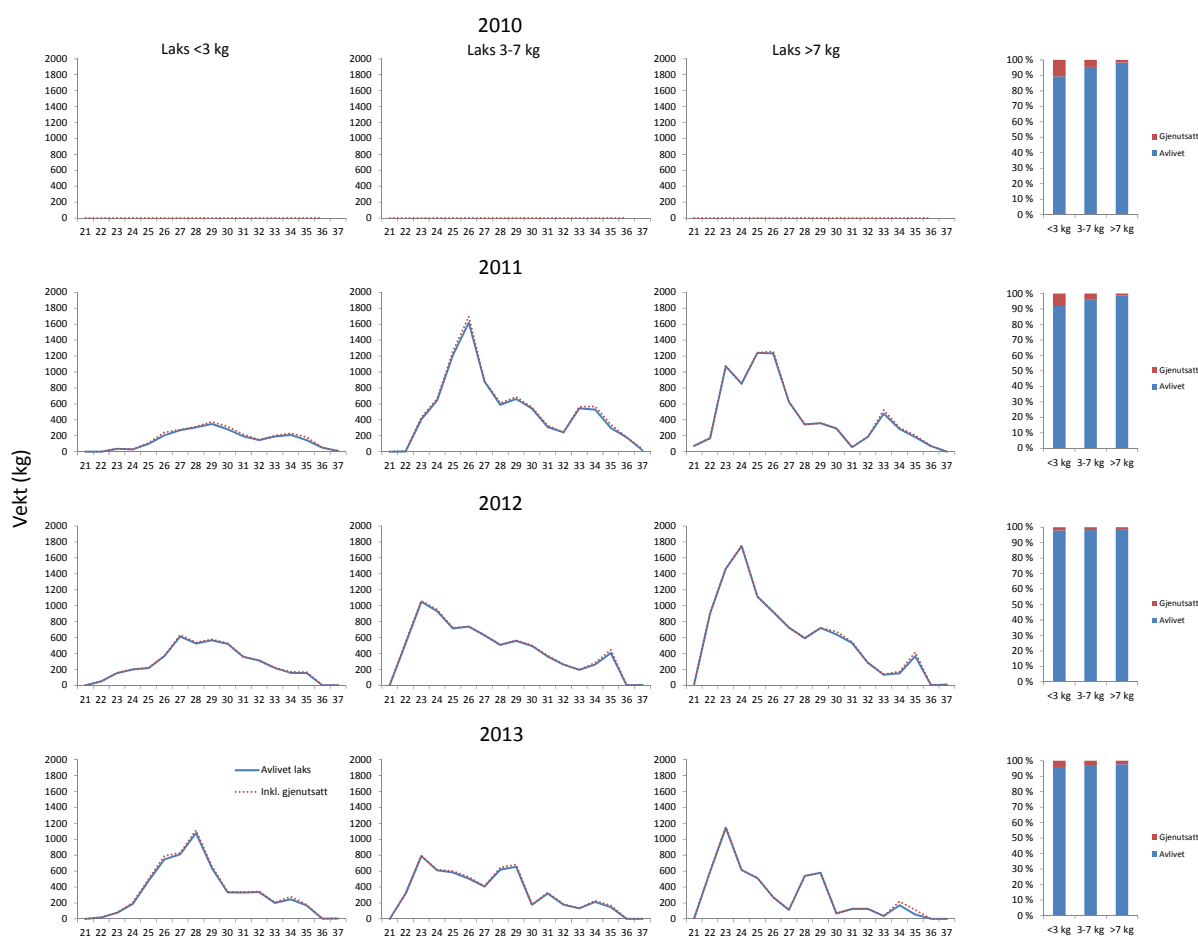
Figur 12. Ukefordelt anlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Verdalsvassdraget, Nord-Trøndelag, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av anlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Namsen (Nord-Trøndelag)

Namsen (Nord-Trøndelag) har status som nasjonalt laksevasdrag. Det var døgnkvote på 2 laks i vassdraget, hvorav 1 kunne være over 3 kg, i 2010 og 2011. I 2012 ble dette endret til døgnkvote på 2 laks uansett størrelse og ingen kvote på laks <1,5 kg.

Det rapporteres om lite gjenutsetting i Namsen. På vektbasis ble det gjenutsatt i gjennomsnitt 3 % (2-5 %) i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var noe størrelsesfordelt med høyest gjenutsetningsandel for laks <3 kg der i gjennomsnitt 6 % (2-11 %) av fanget laks ble gjenutsatt. For laks 3-7 kg var andelen gjenutsatt laks i gjennomsnitt 3 % (2-5 %) og for laks >7 kg i gjennomsnitt 2 % (1-2 %).

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



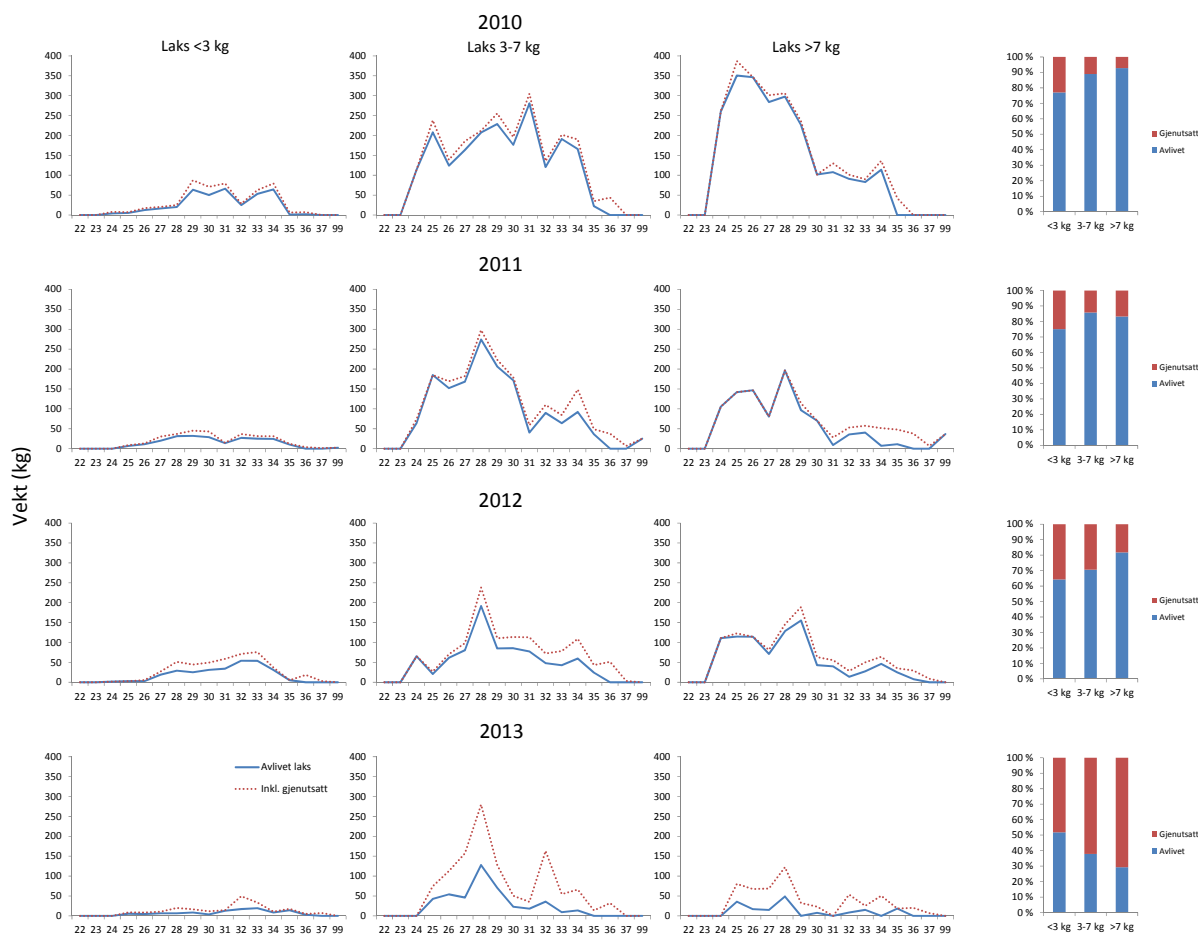
Figur 13. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Namsen, Nord-Trøndelag, i årene 2010-2013. Fangststatistikken var ikke ukefordelt i 2010. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Beiarvassdraget (Nordland)

Beiarvassdraget (Nordland) har status som nasjonalt laksevassdrag. Det var døgnkvote på 2 laks i vassdraget i 2010-2013. I tillegg var det sesongkvote på 5 laks i 2010 og 2011. I 2011 og 2012 var det gjenutsetting av all hunnlaks i august. Sesongkvoten ble redusert til 3 laks i 2012, hvorav én kunne være hunnlaks over 65 cm. I 2013 var det gjenutsetting av all hunnlaks over 65 cm hele sesongen, mens det i sesongkvoten bare kunne være én hannlaks over 65 cm.

På vektbasis ble det gjenutsatt i gjennomsnitt 23 % (10-63 %) i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var noe størrelsesfordelt, med høyest gjenutsettingsandel totalt i perioden for laks <3 kg, med et gjennomsnitt på 31 % (23-48 %). For laks 3-7 kg ble gjennomsnittlig 25 % (11-62 %) av fanget laks gjenutsatt og for laks >7 kg gjennomsnittlig 18 % (7-71 %). Året med høyest gjenutsetting var 2013, og i dette året var gjenutsettingen høyest for laks >3 kg.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



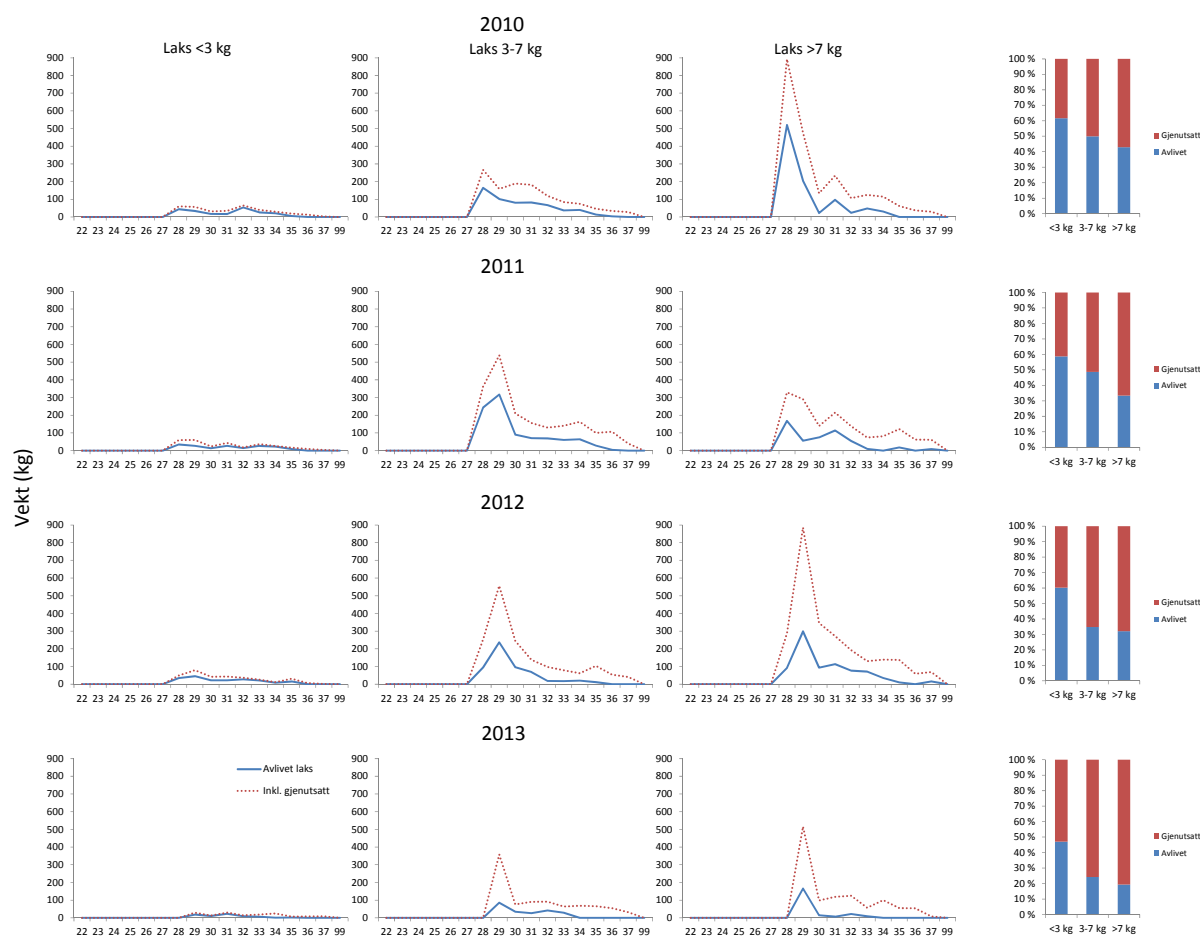
Figur 14. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Beiarvassdraget, Nordland, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Saltdalsvassdraget (Nordland)

Saltdalsvassdraget (Nordland) er et stort vassdrag. Det var ingen døgnkvote i vassdraget, men en sesongkvote på 3 laks per fisker. All hunnlaks over 65 cm skulle gjenutsettes.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 61 % (53-77 %) av fanget laks gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var klart størrelsesfordelt, med lavest utsettingsandel for laks <3 kg, der gjennomsnittet var på 41 % (38-53 %) i perioden. For laks 3-7 kg var andelen gjenutsatt laks i gjennomsnitt 59 % (50-76 %), og for laks >7 kg i gjennomsnitt 66 % (57-81 %). Året med høyest gjenutsettingsandel var 2013.

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



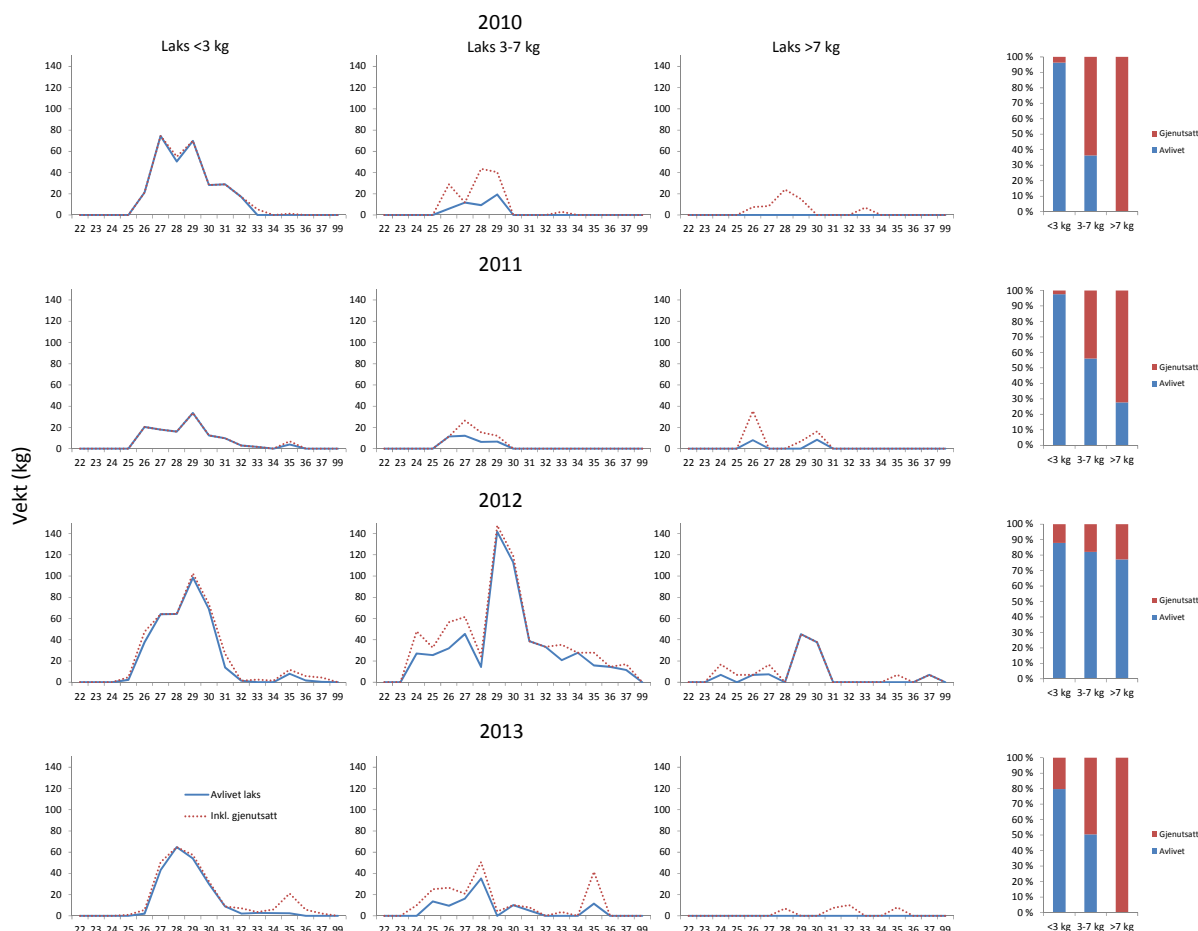
Figur 15. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Saltdalsvassdraget, Nordland, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Laukhelle (Troms)

Laukhelle er et middels stort vassdrag i Troms. All laks større enn 3 kg skulle gjenutsettes i 2010-2013, og i tillegg var det en døgnkvote på 2 laks mindre enn 3 kg.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 25 % (17-37 %) av all fanget gjenutsatt laks i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var klart størrelsesfordelt. Lavest gjenutsettingsandel var for laks <3 kg, med et gjennomsnitt på 11 % (2-20 %) i perioden. For laks 3-7 kg var andelen gjenutsatt laks i gjennomsnitt 31 % (18-64 %) og for laks >7 kg i gjennomsnitt 57 % (23-100 %).

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



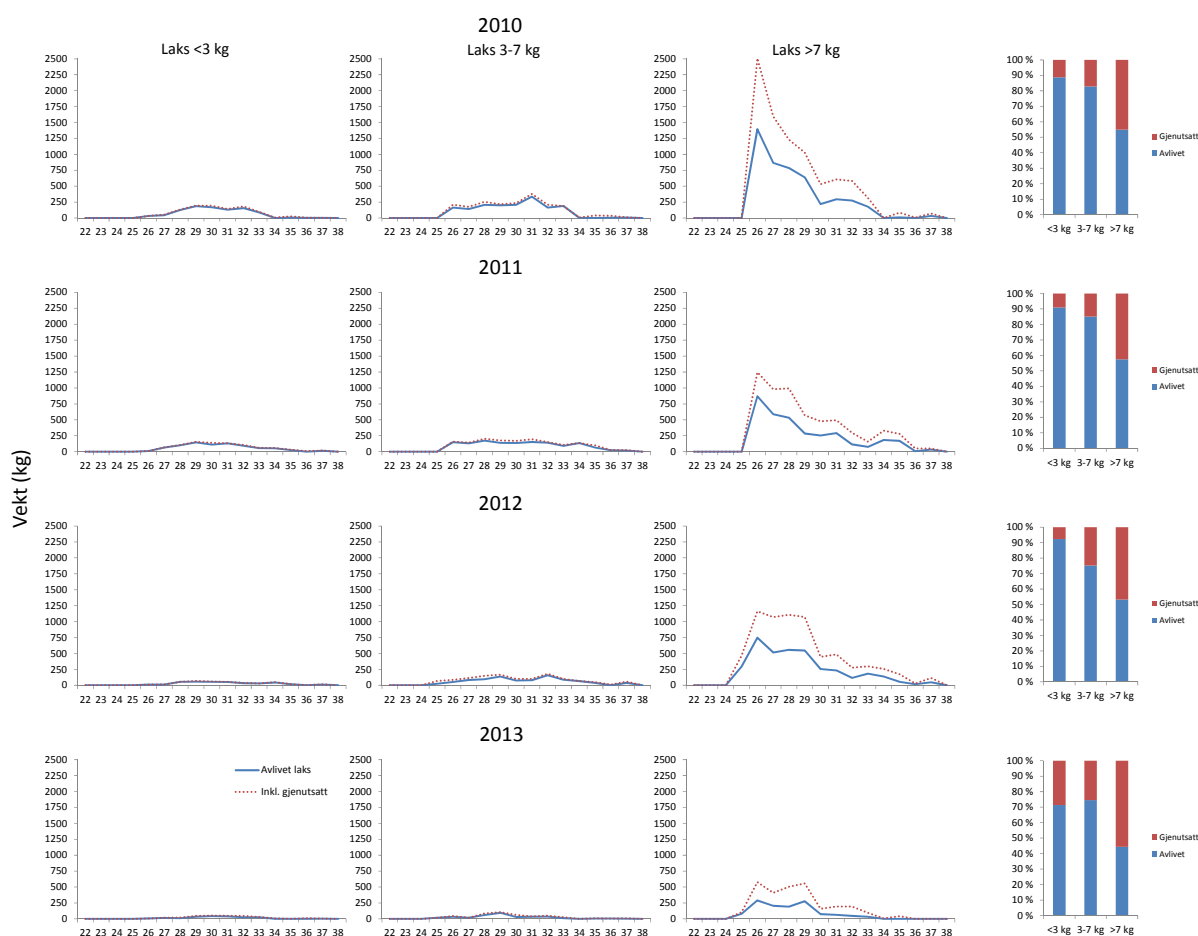
Figur 16. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Laukhelle, Troms, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Reisa (Troms)

Reisavassdraget (Troms) har status som nasjonalt laksevasdrag. I 2010 og 2011 var det en døgnkvote på 3 laks per fisker, denne ble redusert til 1 laks i 2012. I 2012 ble det også innført en sesongkvote på 3 laks per fisker. I tillegg til kvotene har det i hele perioden vært påbudt gjenutsetting av hunnlaks over 5 kg.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 39 % (34-49 %) av fanget laks gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var størrelsesfordelt, med klart høyest utsettingsandel for laks >7 kg, med et gjennomsnitt på 46 % (43-56 %) i perioden. For laks <3 kg var gjenutsettingsandelen i gjennomsnitt 13 % (8-29 %), og for laks 3-7 kg i gjennomsnitt 19 % (15-25 %).

Det var ingen konsistente tidsmessige mønstre i gjenutsettingen gjennom fiskesesongen i årene 2010-2013. Det samlede inntrykket fra perioden er at gjenutsettingen var jevnt fordelt gjennom hele fiskesesongen.



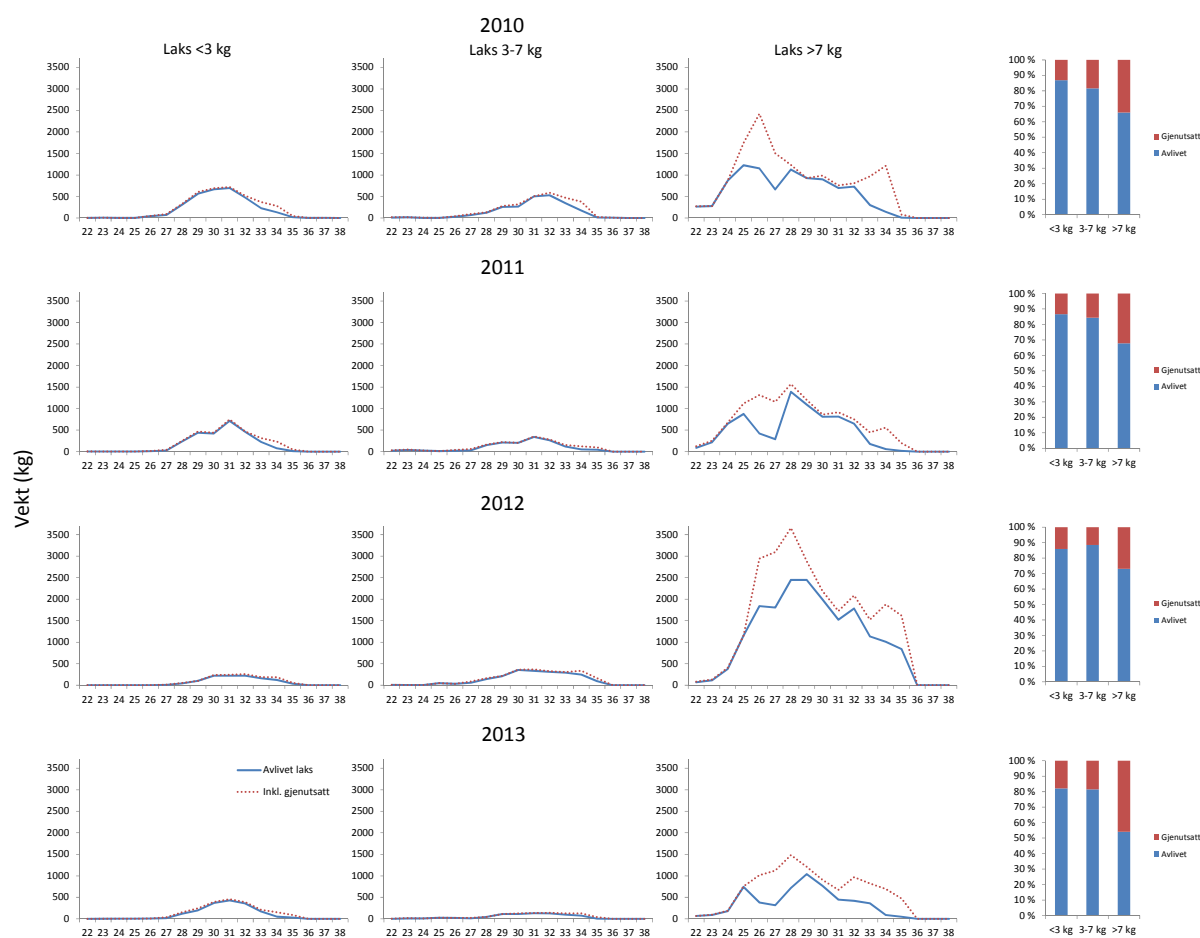
Figur 17. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Reisa, Troms, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Altaelva (Finnmark)

Altaelva (Finnmark) har status som nasjonalt laksevassdrag. Vassdraget har et eksklusivt fiske med få stenger i juli og august, og det har vært høy grad av frivillig gjenutsetting i mange år. I tillegg er det utsetningspåbud i den øverste delen av elva. I 2013 ble det innført ekstraordinær utsetting av all hunnlaks fra slutten av juli og ut sesongen.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 31 % (26-39 %) av fanget laks gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var størrelsesfordelt, med høyest utsetningsandel for laks >7 kg, med et gjennomsnitt på 37 % (32-46 %) i perioden. For laks <3 kg var gjenutsettingen i gjennomsnitt 14 % (12-17 %), og for laks 3-7 kg i gjennomsnitt 16 % (13-19 %).

For laks >7 kg var det høyest gjenutsetting i deler av fiskesesongen: to-tre uker rundt månedsskiftet juni-juli og i de siste ukene i august.



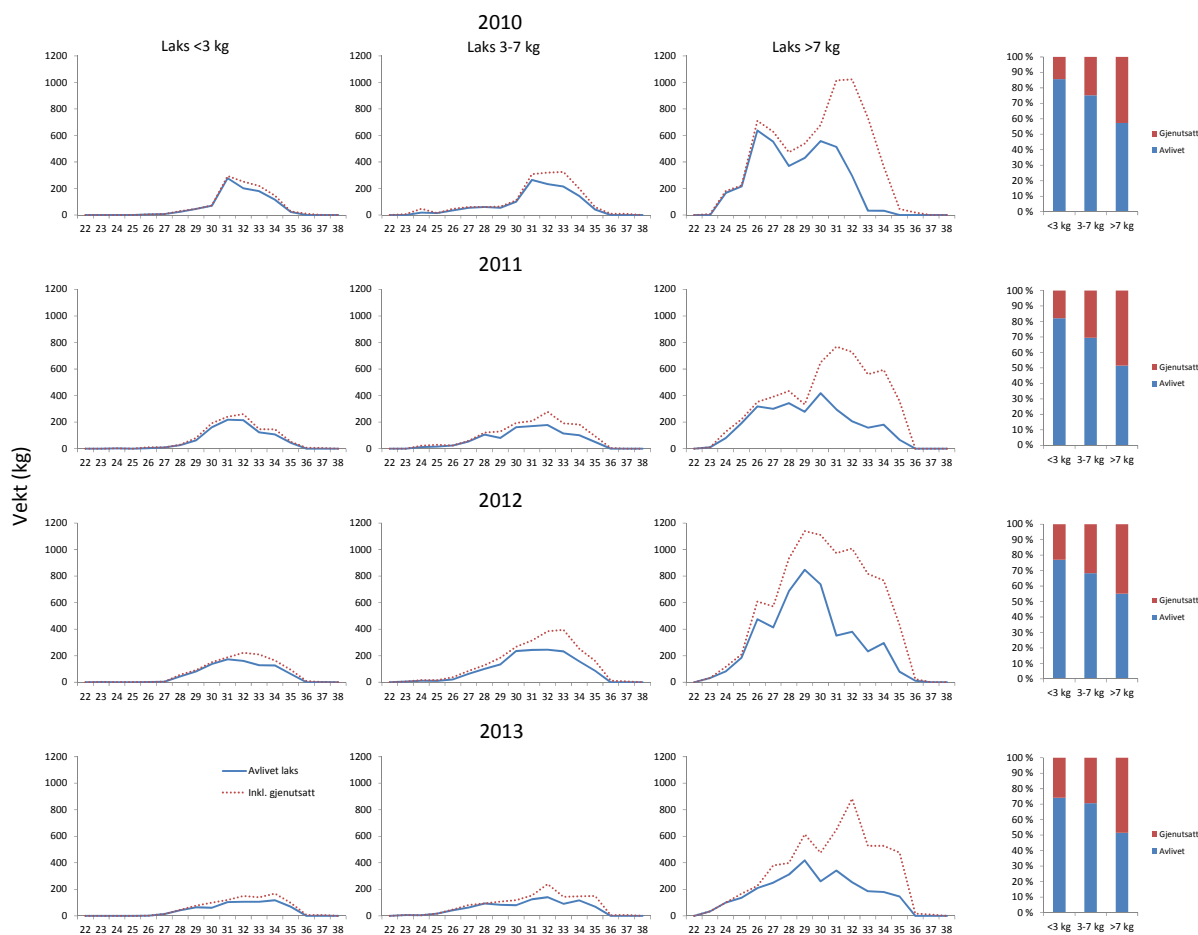
Figur 18. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Altaelva, Finnmark, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Lakselva i Porsanger (Finnmark)

Lakselva i Porsanger (Finnmark) har status som nasjonalt laksevasdrag. Vassdraget var regulert med en kombinasjon av kvoter og utsettingspåbud i 2010-2013. Det var en døgnkvote på 2 laks (uavhengig av størrelse), og en sesongkvote på maksimalt 3 laks større enn 80 cm hvorav 2 kunne være hunnlaks. Maksimalt 1 hunnlaks kunne være avlivet av hver fisker før 15. juli. I august var all hunnlaks fredet i deler av elva. Det har vært en utbredt frivillig gjenutsetting under laksefiske i vassdraget.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 40 % (36-42 %) av fanget laks gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var størrelsesfordelt med høyest utsettingsandel for laks >7 kg, med et gjennomsnitt på 46 % (43-48 %) i perioden. For laks <3 kg var andelen gjenutsatt i gjennomsnitt 20 % (14-26 %), og for laks 3-7 kg i gjennomsnitt 29 % (25-32 %).

Det var en økende grad av gjenutsetting av laks >7 kg utover fiskesesongen i årene 2010-2013 i Lakselva i Porsanger. Gjenutsettingen var høyest fra uke 30 og utover.



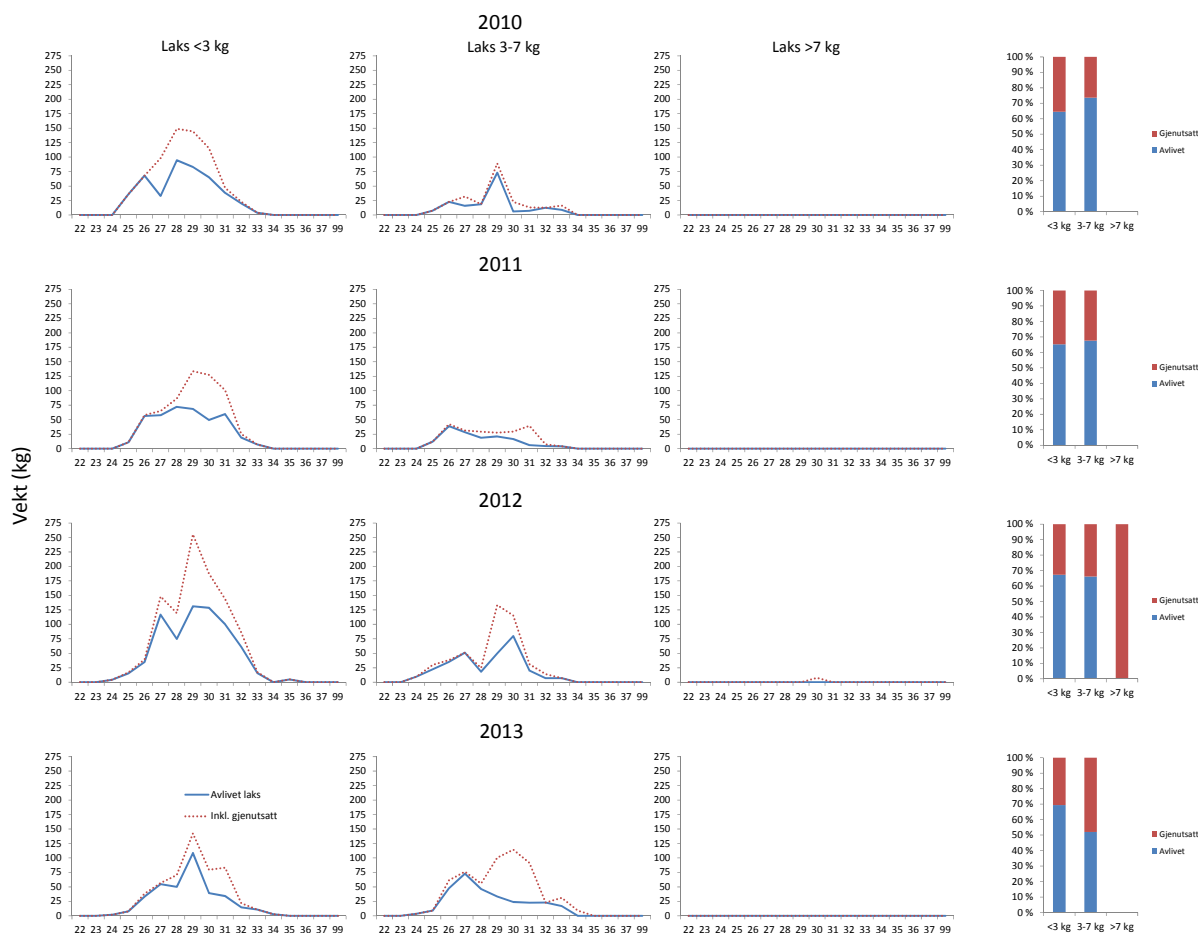
Figur 19. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Lakselva i Porsanger, Finnmark, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Sandfjordelva i Gamvik (Finnmark)

Sandfjordelva i Gamvik ligger ytterst på Finnmarkskysten og er et lite vassdrag med mye smålaks. Det var utsetningspåbud av laks >3 kg i august, i tillegg døgnkvote på 2 laks og sesongkvote på 10 laks per fisker i 2010-2013.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 35 % (33-40 %) av laksen gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen er i beskjeden grad størrelsesfordelt med høyest utsetningsandel totalt i perioden for laks 3-7 kg, med et gjennomsnitt på 38 % (26-48 %). For laks <3 kg var andelen gjenutsatt i gjennomsnitt 33 % (31-35 %). Det fanges nesten ikke laks >7 kg i vassdraget.

Tidsmessig foregikk det meste av utsettingen av både laks <3 kg og laks 3-7 kg rundt uke 29-30 i alle årene i perioden 2010-2013.



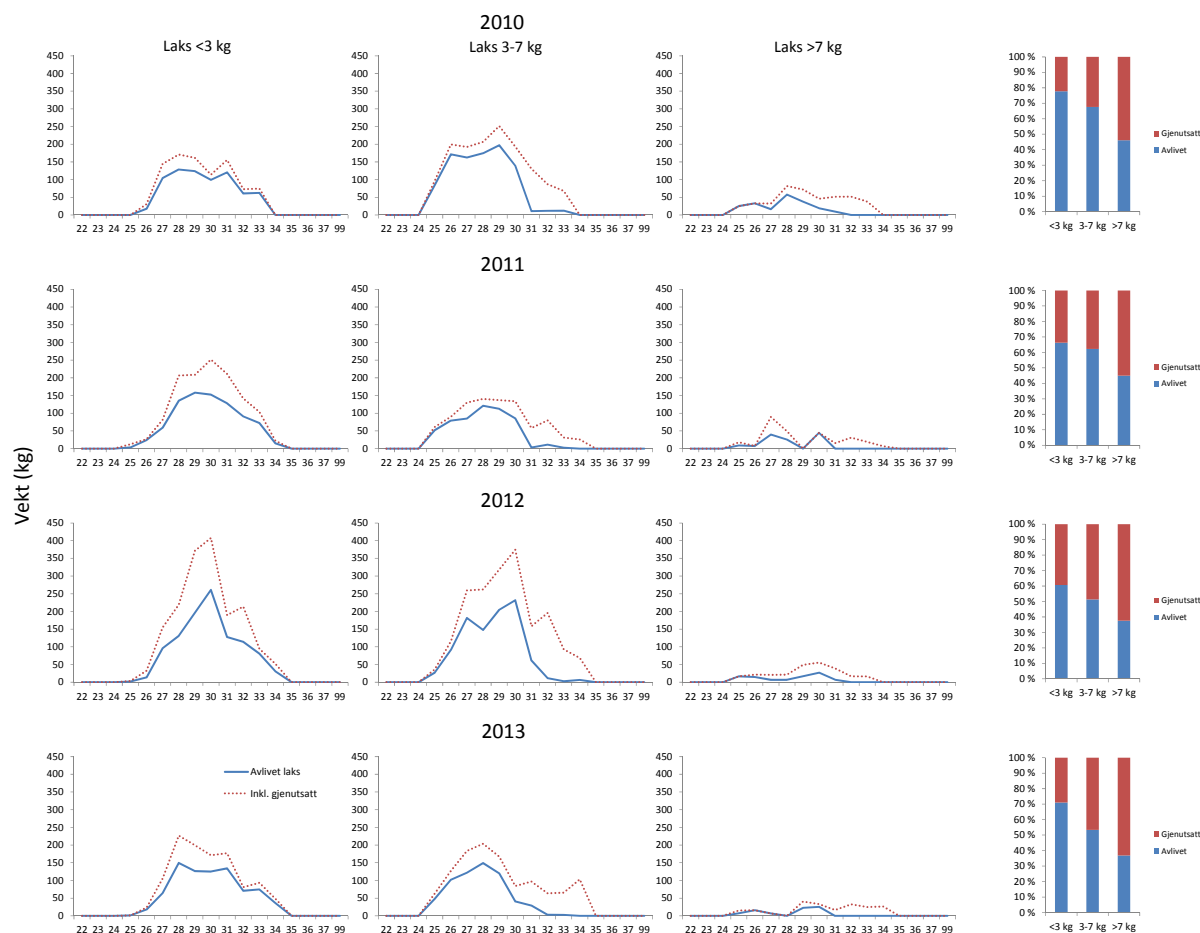
Figur 20. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Sandfjordelva i Gamvik, Finnmark, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Kongsfjordelva (Finnmark)

Kongsfjordelva (Finnmark) har status som nasjonalt laksevassdrag. Vassdraget var regulert med kvoter og utsetningspåbud i 2010-2013. Det var døgnkvote på 2 laks per fisker og fisket skulle avsluttes når kvoten var fylt. Sesongkvote per fisker var 15 laks. I august skulle all laks større enn 3 kg settes ut igjen. Det foregår mye frivillig gjenutsetting av laks i vassdraget.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 40 % (32-45 %) av fanget laks gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var størrelsesfordelt med høyest utsetningsandel for laks >7 kg, med et gjennomsnitt på 58 % (54-63 %) i perioden. For laks <3 kg var andelen gjenutsatt i gjennomsnitt 33 % (22-39 %), og for laks 3-7 kg i gjennomsnitt 42 % (32-49 %).

Tidsmessig var det høyest gjenutsetting av laks >3 kg i august i alle årene i perioden 2010-2013.



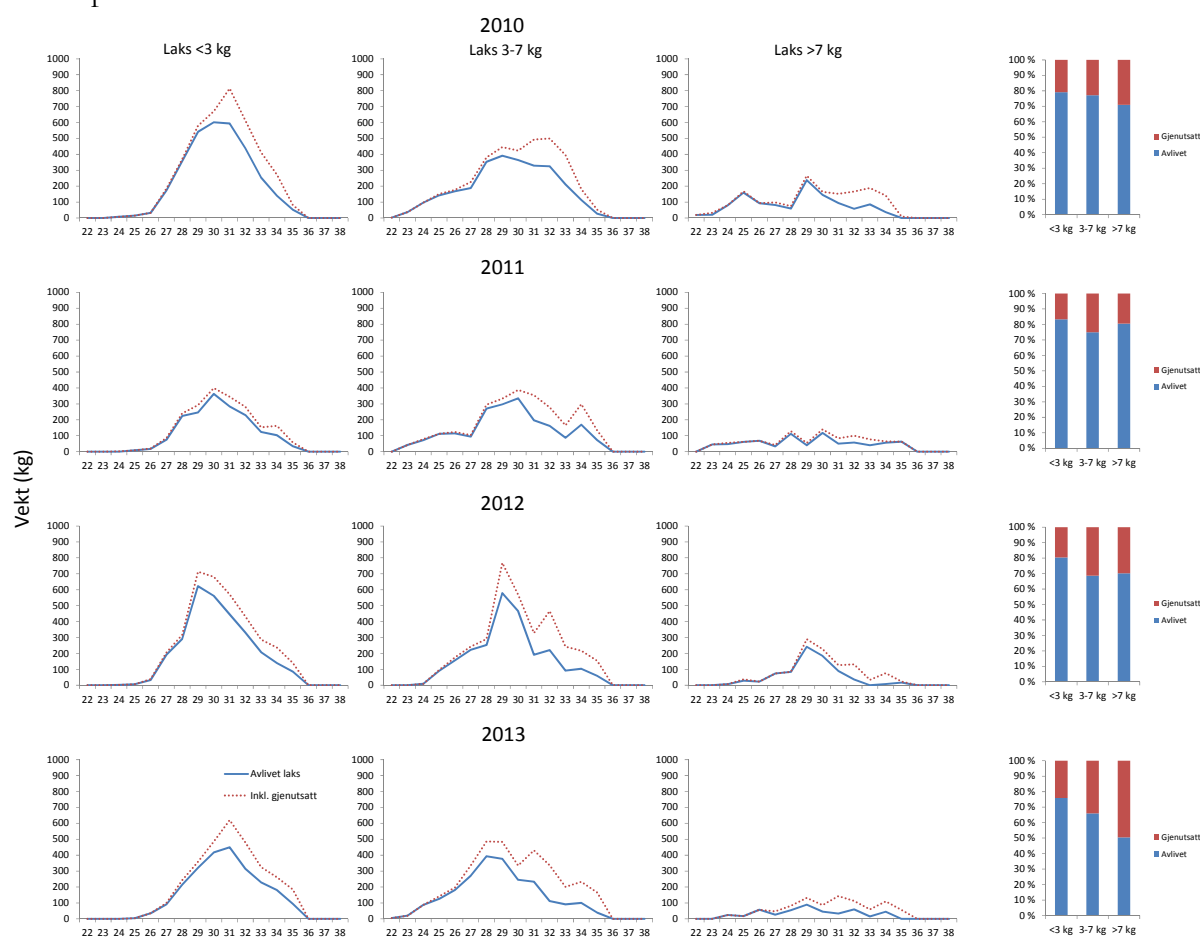
Figur 21. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Kongsfjordelva, Finnmark, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.

Vestre Jakobselv (Finnmark)

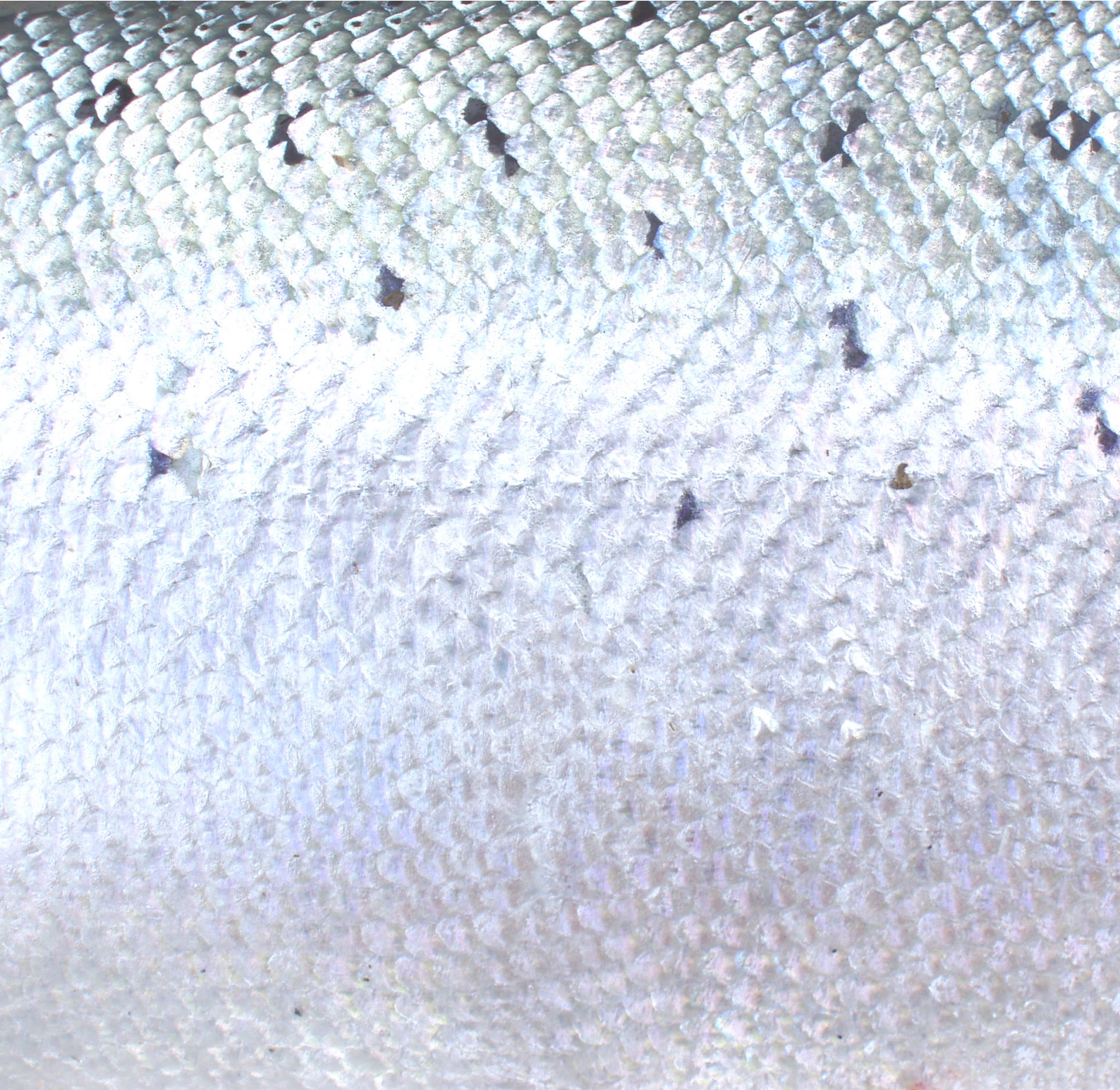
Vestre Jakobselva (Finnmark) har status som nasjonalt laksevasdrag. Vassdraget var regulert med kvoter og gjenutsetningspåbud i 2010-2013. Det var døgnkvote på 3 laks per fisker etter 15. juli og fisket skulle avsluttes når kvoten var fylt. Det var en anbefalt sesongkvote per fisker på 20 laks. Fram til og med 2012 var det gjenutsetting av all laks over 5 kg i august, fra og med 2013 ble dette endret til gjenutsetting av all hunnlaks i august. Det er mye frivillig utsetting i vassdraget.

På vektbasis ble i gjennomsnitt 26 % (21-32 %) av fanget laks gjenutsatt i årene 2010-2013. Gjenutsettingen var størrelsesfordelt med høyest utsettingsandel for laks >7 kg, med et gjennomsnitt på 31 % (19-49 %) i perioden. For laks <3 kg var gjenutsettingen i gjennomsnitt 21 % (17-24 %), og for laks 3-7 kg i gjennomsnitt 28 % (23-34 %).

Tidsmessig var det høyest gjenutsetting av all laks fra slutten av juli og ut fiskesesongen i alle årene i perioden 2010-2013.



Figur 22. Ukefordelt avlivet og gjenutsatt fangst av laks (vekt kg) i Vestre Jakobselv, Finnmark, i årene 2010-2013. Til høyre vises prosentfordeling av avlivet og gjenutsatt laks i de ulike størrelsesklassene i fangststatistikken.



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: 978-82-93038-13-9

