

# Risikorapport norsk fiskeoppdrett

2018



**FISKEN OG  
HAVET**  
SÆRNUMMER  
1-2018

# Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2018

## REDAKTØRER:

Ellen Sofie Grefsrud, Kevin Glover, Bjørn Einar Grøsvik, Vivian Husa, Ørjan Karlsen, Tore Kristiansen, Bjørn Olav Kvamme, Stein Mortensen, Ole B. Samuelsen, Lars Helge Stien, Terje Svåsand

## MEDFORFATTERE (I ALFABETISK REKKEFØLGE):

Ann-Lisbeth Agnalt<sup>1</sup>, Jon Albretsen<sup>1</sup>, Lars Asplin<sup>1</sup>, Raymond Bannister<sup>1</sup>, Marius Berg<sup>2</sup>, Pål Arne Bjørn<sup>1</sup>, Geir Bolstad<sup>2</sup>, Ola Diserud<sup>2</sup>, Bengt Finstad<sup>2</sup>, Kristine Gismervik<sup>4</sup>, Kevin A. Glover<sup>1</sup>, Ellen Sofie Grefsrud<sup>1</sup>, Bjørn Einar Grøsvik<sup>1</sup>, Pia Kupka Hansen<sup>1</sup>, Mikko Heino<sup>1,3</sup>, Kjetil Hindar<sup>2</sup>, Vivian Husa<sup>1</sup>, Ingrid Askeland Johnsen<sup>1</sup>, Egil Karlsbakk<sup>1,3</sup>, Ørjan Karlsen<sup>1</sup>, Sten Karlsson<sup>2</sup>, Tore S Kristiansen<sup>1</sup>, Tina Kutti<sup>1</sup>, Bjørn Olav Kvamme<sup>1</sup>, Abdullah Madhun<sup>1</sup>, Stein Mortensen<sup>1</sup>, Mari S. Myksvoll<sup>1</sup>, Rune Nilsen<sup>1</sup>, Kathy Thi Quynh Overton<sup>1</sup>, Sonal Jayesh Patel<sup>1</sup>, Mark Powell<sup>1</sup>, Ole B. Samuelsen<sup>1</sup>, Nina Sandlund<sup>1</sup>, Anne Sandvik<sup>1</sup>, Jofrid Skarðhamar<sup>1</sup>, Anne Berit Skiftesvik<sup>1</sup>, Rosa Maria Serra-Llinares<sup>1</sup>, Øystein Skaala<sup>1</sup>, Monica F. Sølberg<sup>1</sup>, Lars Helge Stien<sup>1</sup>, Terje Svåsand<sup>1</sup>, Brit Tørud<sup>4</sup>, Vidar Wennevik<sup>1</sup>

1) HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, 2) NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING,  
3) UNIVERSITETET I BERGEN, 4) VETERINÆRINSTITUTTET



**DENNE RAPPORTEN REFERERES SLIK:**

Grefsrud ES, Glover K, Grøsvik BE, Husa, V, Karlsen Ø, Kristiansen T, Kvamme BO, Mortensen S, Samuelsen OB, Stien LH, Svåsand T (red.) 2018. Risikoreport norsk fiskeoppdrett 2018. Fisken og havet, særnr. 1-2018.

# Innhold

<b>Kapittel 1. Status for norsk fiskeoppdrett</b>	<b>13</b>
<b>Kapittel 2. Metoder for vurdering av risiko</b>	<b>17</b>
2.1 Kontekst for risikovurdering av norsk oppdrett	18
2.2 Risikovurdering	19
2.3 Referanser	20
<b>Kapittel 3. Lakselus</b>	<b>21</b>
3.1 Bakgrunn	22
3.2 Risikovurdering av lakselus på villfisk	23
3.2.1 Utslipp og fordeling av lakselus	23
3.2.2 Eksponering for vill laksefisk for lakselus i tid og rom	23
3.2.3 Effekt av infestasjon på individ og populasjon	24
3.2.4 Risikoestimering av lakselusinfestasjon på vill laksefisk	25
3.3 Estimert risiko for dødelighet på vill laksefisk i 2017	26
3.3.1 PO 1 Svenskegrensen til Jæren	26
3.3.2 PO 2 Ryfylke	27
3.3.3 PO 3 Karmøy til Sotra	30
3.3.4 PO 4 Nordhordland til Stadt	33
3.3.5 PO 5 Stadt til Hustadvika	36
3.3.6 PO 6 Nordmøre og Sør-Trøndelag	38
3.3.7 PO 7 Nord-Trøndelag med Bindal	40
3.3.8 PO 8 Helgeland til Bodø	42
3.3.9 PO 9 Vestfjorden og Vesterålen	43
3.3.10 PO10 Andøya til Senja	44
3.3.11 PO 11 Kvaløya til Loppa	45
3.3.12 PO 12 Vest-Finnmark	46
3.3.13 PO 13 Øst-Finnmark	48
3.4 Oppsummering	49
3.5 Begrensinger i datagrunnlaget og usikkerhet	55
3.6 Kunnskapsstatus	56
3.6.1 Effekt av lakselus på populasjoner av vill laksefisk	56
3.6.2 Utslipp og fordeling av infeksjose stadier av lakselus	58
3.7 Referanser	60
<b>Kapittel 4. Patogener</b>	<b>63</b>
4.1 Bakgrunn	64
4.1.1 Fokus på laksefisk	64
4.1.2 Patogenenes egenskaper	64
4.1.3 Påvirkning fra miljøet	65
4.1.4 Introduerte patogener	65
4.1.5 Kilder til informasjon	66
4.2 Risikovurdering	67
4.2.1 Identifisering av risiko – utslipp og eksponering	67
4.2.2 Beregning av sannsynlighet – innsamling av data og modellering	67
4.2.3 Konsekvenser av smitte	68
4.2.4 Usikkerhet	68
4.2.5 Kunnskapsbehov	69
4.3 Risikovurdering av patogener i oppdrett	69
4.3.1 Virus	69
4.3.2 Bakterier	72
4.3.3 Parasitter	74
4.4 Kunnskapsstatus	74
4.4.1 Kartlegging av smittestatus	75
4.4.2 Laboratorieundersøkelser	80
4.5 Referanser	81



<b>Kapittel 5. Rømming og genetisk påvirkning</b>	<b>83</b>
5.1 Bakgrunn	84
5.1.1 Overvåking av rømt oppdrettslaks	84
5.1.2 Genetiske interaksjoner	84
5.1.3 Forvaltningstiltak	85
5.2 Risikoidentifisering og usikkerhet	85
5.2.1 Rømming fra oppdrettsanlegg	85
5.2.2 Kilder til usikkerhet i dataene	88
5.3 Risikoanalyse	88
5.3.1 Konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks	88
5.3.2 Sannsynlighet for genetisk påvirkning	88
5.4 Risikoevaluering	89
5.4.1 Risiko for genetisk påvirkning	89
5.4.2 Risikotrend	94
5.4.3 Konklusjoner, tiltak og videre arbeid	94
5.5 Kunnskapsstatus	95
5.5.1 Atlantisk laks, en art med genetisk forskjellige bestander	95
5.5.2 Hvor ulik er villaks og oppdrettslaks?	95
5.5.3 Atferden til rømt oppdrettslaks	97
5.5.4 Genetisk innblanding av rømt oppdrettslaks i norske vassdrag	98
5.5.5 Sammenheng mellom forekomst av rømt oppdrettslaks og innkryssing	99
5.5.6 Grenseverdier	99
5.5.7 Genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks – hva forteller empiriske data oss?	100
5.5.8 Modellering	104
5.6 Utvidet beskrivelse av innslag av rømt oppdrettslaks 2016	105
5.7 Referanser	107
<b>Kapittel 6. Utslipp av partikulære og løste næringsalter fra matfiskanlegg</b>	<b>111</b>
6.1 Bakgrunn	112
6.2 Risikovurdering	113
6.2.1 Effekt av utslipp av næringsalter og organisk materiale i regional sone	113
6.2.2 Risikovurdering av organiske utslipp på en lokal skala	116
6.3 Kunnskapsstatus	120
6.3.1 Utslipp og eksponering	120
6.3.2 Spredning av løste forbindelser - næringsalter	122
6.3.3 Spredning av partikulært materiale	122
6.3.4 Vurdering av konsekvenser	124
6.3.5 Regionale effekter av utslipp av næringsalter og organiske partikler	124
6.3.6 Lokal effekt av næringsalter i grunne områder (0–30 meters dyp)	125
6.3.7 Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn	125
6.3.8 Rehabilitering av lokaliteter	126
6.3.9 Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder	126
6.3.10 Lokale effekter på spesielle naturtyper	126
6.4 Referanser	128
<b>Kapittel 7. Fremmedstoff</b>	<b>131</b>
7.1 Bakgrunn	132
7.2 Risikoidentifisering	133
7.3 Nivåer av utvalgte fremmedstoff i fôr	133
7.4 Nivå av organiske fremmedstoff i sei og torsk som beiter ved oppdrettsanlegg	134
7.5 Nivå av organiske fremmedstoff i sediment	135
7.6 Kobber (Cu)	136
7.6.1 Brukt som antibegroingsmiddel	136
7.6.2 Nivå i sediment ved oppdrettsanlegg	137
7.7 Kadmium (Cd)	137
7.8 Konklusjon	138
7.9 Referanser	138

<b>Kapittel 8. Legemidler</b>	<b>139</b>
8.1 Bakgrunn	140
8.2 Desinfeksjonsmidler	140
8.3 Antibakterielle midler	140
8.4 Midler mot innvollsorm	140
8.5 Midler mot lakselus	141
8.5.1 Forbruk	141
8.5.2 Giftighet, fortynning og transport ved strøm og vind	142
8.5.3 Effekt av bademidler	143
8.5.4 Oppsummering badebehandling og kunnskapsbehov	147
8.5.5 Effekt av forbaserte lusemidler	148
8.6 Referanser	151
<b>Kapittel 9. Dødelighet og fiskevelferd i laks- og regnbueørretproduksjon i sjø</b>	<b>153</b>
9.1 Fiskevelferd i oppdrettsanlegg	154
9.1.1 Vårt viktigste produksjonsdyr	154
9.1.2 Dødelighet som velferdsindikator	155
9.1.3 Velferdsnivå basert på akkumulert dødelighet	155
9.2 Dødelighetsanalyse	156
9.2.1 Dødelighet over tid	156
9.2.2 Dødelighet i forhold til sjøtemperatur og fiskestørrelse	157
9.2.3 Dødelighet i de ulike produksjonsområdene	157
9.2.4 Dødelighet i ulike utsettår for laks og regnbueørret	158
9.2.5 Dødelighetsmønster hos ulike oppdrettselskap	158
9.2.6 Håndtering	158
9.2.7 Triploid laks	160
9.3 Risikoevaluering	161
9.3.1 Overgang fra ferskvann til sjøvann	161
9.3.2 Sykdom	161
9.3.3 Håndtering	163
9.3.4 Triploid laks	163
9.4 Kunnskapsbehov	163
9.5 Referanser	164
<b>Kapittel 10. Miljøpåvirkninger knyttet til bruk av rensefisk i opprett av laksefisk</b>	<b>165</b>
10.1 Bakgrunn	166
10.1.1 Fangst av leppefisk	166
10.1.2 Utsett i merd og svinn	167
10.1.3 Biologi og velferd	167
10.1.4 Dødelighet	168
10.2 Risikovurdering	168
10.2.1 Risikoidentifisering	168
10.2.2 Risikoanalyse	171
10.2.3 Risikoevaluering	171
10.3 Kunnskapsbehov	173
10.4 Referanser	173
<b>Vedlegg I.</b>	<b>176</b>



# Forord

Etter ønske fra forvaltningen gis årets Risikorapport norsk fiskeoppdrett ut tidligere enn de siste års rapporter. Siden en del av datagrunnlaget for 2017 ikke foreligger før etter februar, er ikke alle kapitlene oppdatert med nye data. Det er likevel lagt ned betydelig arbeid i årets rapport gjennom et økt fokus på metodikk for risikoanalyse. Terminologi og definisjoner er nå standardisert etter ISO-standarden NS-ISO 31000:2009.

Det er stor variasjon i kunnskapsgrunnlaget for vurdering av de ulike miljøeffektene av fiskeoppdrett. Myndighetene har derfor ikke grunnlag til å sette klare grenseverdier for alle risikofaktorene. Det finnes likevel en rekke ulike metoder for risikoanalyse som er tilpasset graden av kunnskap. Med bakgrunn i dette har vi valgt å gå bort fra den tidligere todelingen av rapporten i «Risikovurderinger» og «Kunnskapsoppdateringer». For de temaene hvor det ennå ikke er utarbeidet indikatorer og terskelverdier har det blitt gjort en første tilnærming til en risikovurdering i form av en ekspertvurdering.

I år har tidligere kapitler «Risiko for dødelighet og dårlig fiskevelferd i laks- og regnbueørretproduksjon i sjø» og «Effekter av lakselus og lusebehandling på laksens velferd» blitt slått sammen. Det nye kapitlet har ikke fått sin endelige form ennå, og prosessen med å utvikle kapitlet vil fortsette til neste års rapport. Videre har kapittel «Legemidler og fremmedstoffer» blitt delt i to, mens kapittel «Interaksjon mellom fiskeoppdrett og fiskeressurser på kysten» ikke er med i årets rapport. Sistnevnte kapittel vil være tilbake i 2019, men for interesserte lesere henvises det til fjorårets rapport.

Risikorapporten er en bestilling fra Nærings- og fiskeridepartementet og er utarbeidet i dialog med Fiskeridirektoratet, Mattilsynet og med innspill fra Miljødirektoratet og andre. Arbeidet med rapporten har vært ledet av en redaktørgruppe fra Havforskningsinstituttet. I tillegg til en rekke forskere fra Havforskningsinstituttet har forskere fra Norsk institutt for naturforskning, Veterinærinstituttet og Universitetet i Bergen bidratt til årets risikorapport.

Bergen, 20. februar 2017

Ellen Sofie Grefsrud  
prosjektleder



# Sammendrag

Risikorapporten omhandler både miljøpåvirkninger av havbruk og fiskevelferd, og legger vekt på overordnede problemstillinger som myndighetene vil ha råd om. Metodene som brukes for å risikovurdere er under stadig utvikling, og er oppdatert i årets rapport. På sikt er det ønskelig å kunne utføre regionale risikovurderinger hvor de ulike risikofaktorene sees i sammenheng. Rapporten er bestilt av Nærings- og fiskeridepartementet og utarbeidet i dialog med Fiskeridirektoratet og Mattilsynet, med innspill fra Miljødirektoratet.

Etter ønske fra forvaltningen har ferdigstillingen av risikorapporten i år blitt flyttet fra mai til februar. Det medfører at en del tema ikke har de store endringene i forhold til fjorårets utgave. I sammendraget har vi derfor lagt vekt på det som er nytt.

*Lakselus* – I 2017 var det en betydelig økt innsamling av data i overvåkingsprogrammet for lakselus. Det ble fanget sjørørret og sjørøye med ruse og garn langs hele kysten og det ble trålt etter utvandrende postsmolt (laks) i seks fjordssystemer fra Boknafjorden i Rogaland til Altafjorden i Vest-Finnmark. Det ble også satt ut vaktbur for å vurdere smittepresset i de samme systemene, samt i Namsen-/Viknaområdet i Nord-Trøndelag. I tillegg bruker Havforskningsinstituttet modellverktøy basert på strømm modeller. Modellen, som viser spredning av lakselus fra oppdrettsanleggene, er et viktig hjelpemiddel for å identifisere områder for feltundersøkelser. I 2017 ble modellen brukt i enda større utstrekning enn tidligere, og det var en veldig god overensstemmelse mellom modellresultater og observasjoner på villfisk. Modellen brukes både til å styre feltinnsatsen og til å bekrefte situasjonen på villfisk i de ulike områdene.

Resultatene for 2017 viser at det er risiko for lakselusrelatert dødelighet på postsmolt, spesielt på Vestlandet fra Hordaland til Trøndelag. En samlet vurdering av data og modeller indikerer lav risiko i produksjonsområde 2 (Ryfylke), høy i 3 og 4 (fra Karmøy til Stadt), og moderat i 5-7 (fra Stadt til Bindal i Nordland). For de øvrige er risikoen liten (områdene nord

for Bindal til Øst-Finnmark). For sjørørret og sjørøye er risikoen oftest høyere enn for laks. Estimert risiko er moderat sør i Boknafjorden, men høy stort sett på alle stasjonene derfra og nord til Trøndelag, med noen unntak spesielt inne i fjorder. Lenger nord er risikoen lavere, men med noen stasjoner med høyere risiko for lakselusrelatert dødelighet.

*Patogener* - Virussykdommer dominerer fremdeles sykdomsbildet i oppdrett av laks, men også andre sykdommer bidrar til risikobildet. Heller ikke i 2017 ble det gjennom Havforskningsinstituttets kartlegging gjort funn av betydning i vill laksefisk i sjøfasen. Med unntak av høy forekomst av Piscint myocardittvirus (PMCV) i parr i Uskedalselva, er det heller ikke funnet indikasjoner på omfattende smitte av ungfisk i ferskvann. Smitteforsøk gjennomført ved Havforskningsinstituttet i 2017 indikerte at sjørørret er mindre mottakelig for Salmonid alphavirus (SAV) og Piscine orthoreovirus (PRV) enn laks. Det er ikke tilkommet informasjon som tilsier en vesentlig endring i de generelle vurderingene av risikoen knyttet til ulike agens i oppdrett. Risiko for bestandsreducerende effekter som følge av spredning av patogener fra oppdrett til vill laks og sjørørret er vurdert som lav. Usikkerheten i vurderingene er derimot oftest moderat eller høy som følge av manglende datagrunnlag og kunnskapshull.

*Rømming og genetisk påvirkning* – I 2017 var det rekordlave rapporteringstall for rømt laksefisk med 10 000 rømte laks og 5800 rømte regnbueørret, det er en reduksjon på over 90 % sammenlignet med 2016. Men allerede før denne rapporten går i trykken har over 50 000 laks rømt i 2018. Historisk sett har det rømt et betydelig antall oppdrettslaks fra norske oppdrettsanlegg. Mesteparten av den rømte laksen ser en ikke igjen, men noen overlever og returnerer til ferskvann som kjønnsmoden gytefisk, hvorpå noen gyter sammen med villfisk. Det faktum at avkom av oppdrettslaks har lavere overlevelse enn avkom av villaks i naturen, gir klare indikasjoner på at innkrysning av oppdrettslaks vil ha negativ påvirkning på ville populasjoner i forhold til deres genetiske integritet, tilpasning og produktivitet.

Effekten av gjentatt genetisk innkrysning av rømt oppdrettslaks i ville bestander vil bygge seg opp over tid. Å estimere risiko for genetisk innkrysning basert på årlig innslag av rømt laks, uten å ta hensyn til innslag i tidligere år, er derfor en noe forenklet tilnærming. Mens naturlig seleksjon kontinuerlig vil prøve å gjenopprette en populasjons naturlige tilstand, er det vanskelig å tallfeste styrken på naturlig seleksjon. Dermed er det også vanskelig å si i hvilken grad det er mulig og hvor lang tid det eventuelt vil ta å gjenopprette den naturlige tilstanden dersom innblanding av rømt oppdrettslaks opphører.

Basert på nåværende kunnskap er det vanskelig å sette en kritisk grense for sannsynlighet for innkrysning per vassdrag i forhold til andelen rømt oppdrettslaks. Videre forskning vil bidra til å kartlegge disse faktorene, og dagens grenser vil bli revidert når ny kunnskap tilsier at det er nødvendig. Det er igangsatt en rekke risikoreducerende tiltak både av næring og forvaltning for å redusere rømming fra oppdrettsanlegg og for å øke uttak av rømt fisk i elver. I tillegg gjøres det storskala forsøk med steril fisk som vil hindre innkrysning av rømt oppdrettsfisk.

Resultatene for overvåking av rømt fisk i 2017 er ikke ferdig bearbeidet, så resultatene i årets rapport baserer seg på overvåkningen som ble gjennomført i 2016.

*Utslipp av partikulære og løste nærings-salter fra matfiskanlegg* – Også i 2017 er Hordaland og Rogaland de fylkene som har høyest produksjon av laks og ørret per sjøareal. Følgelig har de også den største risikoen for regional påvirkning på grunn av utslipp av nærings-salter og organisk materiale. Overvåking i disse fylkene viser meget god og god miljøtilstand, også i områder som har høy produksjon av matfisk. Risikoen for regional påvirkning i disse to fylkene med dagens produksjonsnivå vurderes derfor som lav. Dette indikerer at det også er lav risiko for regional påvirkning i andre fylker der produksjonen er lavere per sjøareal, selv om man ikke har tilstrekkelig miljødata til å foreta en risikovurdering. Resultatene

fra overvåkning av lokal påvirkning viser at de fleste matfiskanlegg driver innenfor rammen av miljømålene og at få lokaliteter overskrider grensen for akseptabel påvirkning. Mange anlegg er i dag lokalisert på lokaliteter med hardbunn eller blandingsbunn, og disse er vanskelige å overvåke med dagens metoder, hvilket fører til noe usikkerhet i resultatene.

*Fremmedstoffer* – Med fremmedstoff mener vi i denne sammenhengen miljøgifter fra fiskefôret eller forbindelser som blir brukt som antibegroingsmiddel på nøter eller anlegg, for eksempel kobber (Cu). Miljøgifter i fôret kan bli sluppet ut fra et oppdrettsanlegg som fôrspill eller gjennom fekalier fra fisken. Fokus på disse stoffgruppene har først og fremst vært forbundet med matvaretrygghet, der grenseverdier for ukentlig inntak av stoffene er satt gjennom Verdens helseorganisasjon (WHO). I Norge er det Vitenskapskomiteen for mattrygghet, på oppdrag fra Mattilsynet, som utfører risikoanalyser i forbindelse med ikke-nedbrytbare miljøgifter i mat. Fremmedstoff i fiskefôr overvåkes årlig på oppdrag fra Mattilsynet. Fullfôr, fiskemjøl og fiskeoljer blir analysert for nivå av organiske og uorganiske forbindelser og vurdert i forhold til fastsatte grenseverdier. Målinger av organiske miljøgifter i lever av fisk som beiter under oppdrettsanlegg, har vist lavere nivå enn i fisk fra referanseområdet i samme fjordsystem (Masfjorden og Haugsværffjorden, Hordaland). Resultatene tyder på at det er de generelle bakgrunnsnivåene av tungt nedbrytbare organiske fremmedstoff i disse to fjordsystemene som er den viktigste årsaken til nivåene av organiske miljøgifter i villfisk.

Resultatene fra overvåkingen i 2017 foreligger ennå ikke, så risikovurderingen av fremmedstoff baserer seg på data fra 2016.

*Legemidler* – Også i 2017 fortsatte arbeidet med å måle effekter av avlusningsmidler på andre arter enn lakselus, såkalte non-target-organismer. Resultater fra forskningen viser at avledemidlene er det azametiphos som er det minst giftige lusemidlet, med lav risiko for påvirkning

på non-target-organismer. Gitt i kombinasjon med deltamethrin øker toksisiteten, og sannsynligheten for at non-target-organismer blir påvirket er betydelig større. Cypermethrin har noe lavere risiko for påvirkning av non-target-organismer enn deltamethrin. Når det gjelder hydrogenperoksid er det store artsforskjeller i følsomheten. Hydrogenperoksid gir liten effekt på torskeegg, strandreke, pungreke og rognkjeks ved kort eksponeringstid. Risikoen øker imidlertid for arter som hoppekreps, hummerlarver og sukkertere. Vi har observert at sensitiviteten kan variere med ulike livsstadier som for eksempel larver kontra voksne individer.

I 2017 ble det innført nye regler som innebærer at det blir forbud mot tømning av vann tilsatt legemidler mot lakselus fra brønnbåt i og i nærheten av rekefelt og gytefelt (forbudssoner). Tømning skal foregå minst 500 meter fra feltene. Det ble også innført begrensninger i bruken av kitinsyntesehemmere (flubenzuron) som gis gjennom fôret til fisken. Flubenzuron omfatter diflubenzuron og teflubenzuron. Det skal nå gå minimum 6 måneder mellom behandlinger med flubenzuron, og slike stoffer kan ikke brukes på lokaliteter som ligger nærmere enn 1000 meter fra rekefelt.

*Dødelighet og fiskevelferd i laks- og regnbueørretproduksjon i sjø* – De siste årene har det vært en stor endring i oppdrettslaksens dødelighetsmønster i sjøfasen. Dødeligheten de første månedene i sjø, som tidligere har vært den mest kritiske perioden, har blitt mer enn halvert for smolt satt i sjø 2016 i forhold til smolt satt i sjø 2009. Dessverre har risikoen økt betydelig for dødelighet og redusert fiskevelferd utover i produksjonen. Bedre overlevelse de første månedene etter utsett i sjøen kan skyldes at størrelsen på smolten har økt og at de derfor tåler overgangen fra ferskvann til sjøvann bedre. Mulig årsak til den økte dødeligheten seinere i produksjonen er stadig avlusing og bruk av nye avlusingsmetoder.

Ved å analysere dødelighetsdata har vi fått et estimat på hvor stor risiko som er forbundet med de ulike avlusingsmetodene. Både mekanisk og termisk avlusing gir

høy risiko for dødelighet, og ved sjøtemperaturer over 10 °C er det også forbundet høy risiko med badebehandling med hydrogenperoksid. Akkumulert dødelighet etter 15 måneder i sjø har halvert seg for regnbueørret satt ut 2016 i forhold til regnbueørret satt ut 2009, mens akkumulert dødelighet for oppdrettslaks har forblitt stabil når en ser landet under ett.

Dødeligheten for laks i produksjonsområdene 7 til 10 (Nord-Trøndelag til Senja) har hatt en markant nedgang de siste årene, men samtidig har dødeligheten gått opp for laks produsert i produksjonsområde 6 til 2 (Sør-Trøndelag til Ryfylke). Risiko for dødelighet varierer også mellom oppdrettselskap. Dette indikerer at det er mulig å forbedre velferden til oppdrettsfisken betydelig hvis beste praksis tas i bruk av alle. Spesielt er det viktig å gjøre metodene og teknologien for lusebehandling mer skånsomme og å bruke ulike preventive metoder som reduserer påslaget av lakselus og reduserer behovet for behandling.

*Miljøpåvirkninger knyttet til bruk av rensefisk i opprett av laksefisk* – I 2017 ble det omsatt i underkant av 28 millioner villfangede leppefisk til bruk for bekjempelse av lakselus hos laksefisk i oppdrett. Offisielle tall for hvor mye oppdrettet leppefisk og rognkjeks som ble satt ut i 2017, foreligger ennå ikke. For 2016 var tallet i overkant av 17 millioner, hvorav rognkjeks utgjorde 16,2 millioner. Store mengder leppefisk flyttes mellom regioner i Norge, og importeres også fra Sverige. Brukt på rett måte regnes rensefisk for en miljøvennlig form for lusekontroll, men det er likevel risiko knyttet til fiske og bruk av rensefisk, fra økologiske effekter på de ville bestandene til dårlig velferd og smittespredning. Bruken av rensefisk representerer en polykultur (flere arter i ett oppdrettssystem), hvor det kan oppstå endringer i egenskapene til virus og bakterier og det kan også overføres sykdomsfremkallende organismer mellom de ulike artene. Kunnskapsgrunnlaget er imidlertid begrenset, og risikovurderingen kan endre seg med ny kunnskap.

## Summary

This risk assessment report covers both the environmental impacts of aquaculture and fish welfare, and emphasizes overall issues that the authorities need advice about. The methods used for risk assessment are constantly evolving, and are updated in this year's report. In the future, it is desirable to be able to perform regional risk assessments where the different risk factors are seen in context of each other. This report is commissioned by the Ministry of Trade, Industry and Fisheries and prepared in dialogue with the Directorate of Fisheries and the Norwegian Food Safety Authority, with input from the Norwegian Environment Agency.

As requested by the Directorate of Fisheries and the Norwegian Food Safety Authority, the release of the report has been moved from May to February this year. This means that some topics are similar compared with last year's edition.

*Salmon lice* - In 2017 there was a significant increase in data collection in the monitoring program. Sea trout and char were captured with traps and nets along the coast. Salmon post-smolts were captured by trawling in six fjords from Boknafjorden in Rogaland, to Altafjorden in Western Finnmark. Sentinel cages were used to estimate infection pressure in the same fjords and in addition in the Namsen/Vikna area in Nord-Trøndelag. In addition, the Institute of Marine Research has modelled the dispersion of salmon lice from fish farms, which is an important aid for identifying areas for field investigations. In 2017 there was a good match between model results and observations of lice on wild fish. The model is used both to guide field-sampling efforts and to confirm the situation on wild fish in the different areas.

The results for 2017 show that there is a risk of salmon lice related mortality on post-smolts, especially in Western Norway from Hordaland to Trøndelag. A total assessment of data and models indicates low risk in production area 2 (Ryfylke), high in 3 and 4 (from Karmøy to Stadt), and moderate in 5-7 (from Stadt to Bindal in Nordland). For the remaining areas, the risk is low (areas north of Bindal to East Finnmark). For sea trout and char the risk

is usually higher. Estimated risk is moderate in southern part of Boknafjorden, but usually high on nearly all stations up to Trøndelag, with some exceptions in the inner part of fjords. The estimated risk is lower in the north, although a few stations displayed higher risk of salmon lice induced mortality.

*Pathogens* - Viral diseases continue to represent major risks to the industry, but other non-viral pathogens also contribute to the risk profile and should be monitored. The 2017 surveys on wild salmonids caught at sea showed low prevalence of infection with various pathogens known to cause significant losses in fish farming. However, these surveys revealed that parr from Uskedalselva had a high prevalence of Piscine myocarditis virus (PMCV). No other pathogens were found in juvenile salmonids from freshwater. Disease challenge trials carried out at the Institute of Marine Research in 2017 indicate that sea trout post-smolts are less susceptible to Salmonid alphavirus (SAV) and Piscine orthoreovirus (PRV) than salmon. Furthermore, there is no new information suggesting any major change in the risks to wild fish from the pathogens associated with fish farming. Where risk is assessed, it is in all cases regarded as low. However, the uncertainty of the assessments is usually moderate or high due to lack of data and gaps in current knowledge.

*Escapes and genetic interaction* - In 2017 there were record low reports of escaped salmonids with 10,000 escaped salmon and 5800 escaped rainbow trout, a decrease of over 90% compared to 2016. However, over 50,000 salmon escapees have already been reported by February 2018. Through the years, significant numbers of farmed salmon have escaped from Norwegian aquaculture installations into the wild. Some of these escapees migrate into rivers containing wild populations, and some manage to interbreed. Farmed salmon are domesticated, display a wide variety of genetic differences to wild salmon, and their offspring display reduced survival in the wild. Thus, it follows that interbreeding between farmed escaped and wild salmon is negative for the genetic integrity, productivity and fitness of wild populations.

Genetic introgression of farmed salmon in wild populations is cumulative. Therefore, it is not entirely correct to estimate risk of genetic changes by looking at the frequency of escaped salmon in wild populations in a single year alone. While natural selection continuously works to restore fitness in natural populations that have been subject to genetic changes, such as introgression of domesticated escapees, the strength of this force to restore fitness is difficult to quantify. Thus, it is also difficult to say to what extent it is possible and how long it will take to restore the natural state if the mixing of escaped farmed salmon ceases.

Based on current knowledge, it is difficult to set a critical limit for the proportion of escaped farmed salmon for each river with a direct associated probability for genetic impact. Further research will help to clarify these factors, and today's boundaries will be revised when new knowledge indicates that it is necessary. There are a number of risk-reducing measures in place to reduce escapes from fish farms, and remove escapees from rivers. In addition, large-scale attempts are being made to rear sterile fish that could prevent further genetic interactions.

The results for the monitoring of escaped fish in 2017 have not been processed so the results of this year's report are based on the monitoring that was carried out in 2016.

*Emissions of nutrient and organic waste* - The counties of Hordaland and Rogaland have the highest production of salmonid fish per sea surface area, and therefore, the highest risk for regional impact due to emissions of nutrient and organic waste. Monitoring of water quality in these counties shows good or very good status even in areas with high production. The risk for negative regional impact is therefore considered to be low with the current production level of fish. This indicates that the risk is low also in other counties, even if there is not sufficient environmental data to perform a complete risk assessment. The results from local monitoring of Norwegian fish farms shows that most farms keep within the environmental quality standards set by the authorities and that



few farms exceed the threshold for acceptable impact. However, an increasing number of farms are located over hard bottom, where the current monitoring is inadequate. There is work in progress to develop monitoring for hardbottom sites.

*Contaminants* - In this context, we mean environmental pollutants from the fish feed or compounds used as antifouling agent in nets or farms, such as copper (Cu). Contaminants in the feed may be released from a fish farm as a feed excess or through fish feces. Focus on these compounds has primarily been associated with food safety, where critical limits for weekly intake of organic and inorganic pollutants are set through the World Health Organization (WHO). In Norway, the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment, commissioned by the Norwegian Food Safety Authority, is conducting risk assessments regarding non-degradable environmental pollutants in food. Contaminants in fish feed is monitored annually on behalf of the Norwegian Food Safety Authority. Full feed, fishmeal and fish oils are analyzed for levels of organic and inorganic compounds and evaluated in relation to established limits. Measurements of persistent organic pollutants (POPs) in live fish grazing under aquaculture farms have shown lower levels than in fish from the reference area in the same fjord system (Masfjorden and Haugsværfjorden, Hordaland). These results indicate that the overall background levels of POPs may be the main cause of levels of organic pollutants in wild fish, at least in these two fjord systems.

The results of the monitoring in 2017 are not yet available, so the risk assessment of contaminants is based on data from 2016.

*Drugs* - In 2017 there was ongoing work to measure effects of anti-sea lice drugs on species other than salmon lice, so-called non-target organisms. Results shows that of the bath treatments azametiphos is the least toxic, with low risk of exposure to non-target organisms. On the other hand, in combination with deltamethrin, the toxicity and probability to affect non-target organisms increases significantly. Cypermethrin is slightly less toxic to non-target organisms

than deltamethrin, and thus a lower risk. Experiments have shown that hydrogen peroxide induces different responses. The risk to cause an effect on cod eggs, chameleon shrimp, rockpool shrimp, and lump sucker when exposed over a short period of time is estimated as low. However, risks are higher for copepods, lobster larvae and sugar kelp. We have observed that sensitivity varies with life-stages, e.g. larvae contra adults.

New regulations were introduced in 2017 which imply the banning of the discharge of water with anti-sea lice drugs from well-boats in and near shrimp grounds and spawning grounds (prohibition zones). Well-boat drainage is not permitted within 500 meters from these zones. Restrictions were also introduced in the use of chitin synthesis inhibitors (flubenzurons) administered through the feed to the fish. Flubenzurons include diflubenzuron and teflubenzuron. There should now be a minimum of 6 months between treatments with flubenzurons, and such substances cannot be used at locations closer to 1000 meters from a shrimp field.

*Mortality and fish welfare in salmon and rainbow trout production in the sea* - In recent years there has been a major change in the mortality pattern of Atlantic salmon during the seawater phase. Mortality during the first months in the sea, which has previously been the most critical period, has been more than halved for smolt in sea 2016 compared to smolt in the sea in 2009. However, this was counter balanced by increased risk of mortality and poor fish welfare detected later in the production cycle. Improved survival during the first few months at sea could be due to increased smolt size and that they therefore tolerate the transition from freshwater to seawater better. The increased mortality observed later in the production cycle could be due to increased use of traditional and newly-developed often mechanical delousing treatments.

By analysing mortality data, we have been given an estimate of the risk associated with the different methods of delousing treatments on salmon mortality. Both mechanical and thermal treatment caused

high risks of mortality. At temperatures above 10 °C, hydrogen peroxide bath also had a high risk of mortality associated with treatment. The accumulated mortality after 15 months at sea has halved for rainbow trout put to sea in 2016 relative to rainbow trout in 2009, while cumulative mortality for farmed salmon has remained stable at the country-wide level.

Accumulated mortality in the production zones 7 to 10 (Nord-Trøndelag to Senja) had a marked decrease in accumulated mortality. However, salmon mortality in the production zones 2 to 6 (Sør-Trøndelag southwards) has increased. Risk of mortality also varies between companies. This indicates that salmon welfare could be substantially improved if all companies adopted the best husbandry practices. It is especially important to improve current delousing procedures to minimise the risk of mortality. Preventive methods and technologies that reduce salmon lice infestations in the first place should also be developed and used during production to reduce the need for delousing treatments.

*Environmental impacts related to the use of cleaner fish in salmonid aquaculture* - In 2017, almost 28 million wild caught wrasses were delivered to Norwegian fish farms. Official numbers of farmed wrasses and lump fish used in aquaculture in 2017 are not yet available. In 2016, the number was just over 17 million, of which lumpfish amounted to 16.2 million. Several million wrasses are moved between different coastal regions in Norway, and there is also an import from Sweden. Cleaner fish are considered an environmentally friendly type of lice control, but there is still risks associated with fishing and the use of cleaner fish, from ecological and genetic effects on the wild stocks to poor welfare and spread of "new" diseases. The use of cleaner fish represents a polyculture (several species in one farming unit), where pathogens may develop and change their virulence and where pathogens may be transmitted between species. However, there is still a need for further knowledge.





# Status oppdrett

Ellen Sofie Grefsrud, Terje Svåsand

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

1



FOTO: ESKEN BIRUD



Foto: Pia Kupka Hansen

Norge eksporterte i 2017 oppdrettslaks og regnbueørret til en verdi på 67,5 milliarder norske kroner, og det utgjorde 71,3 % av den samlede eksportverdien av sjømat på 94,5 milliarder kroner (kilde: Norges sjømatråd). Foreløpige tall fra Fiskeridirektoratet for 2017 (mengde uttak til slakt, pr 18.01.2018) viser at

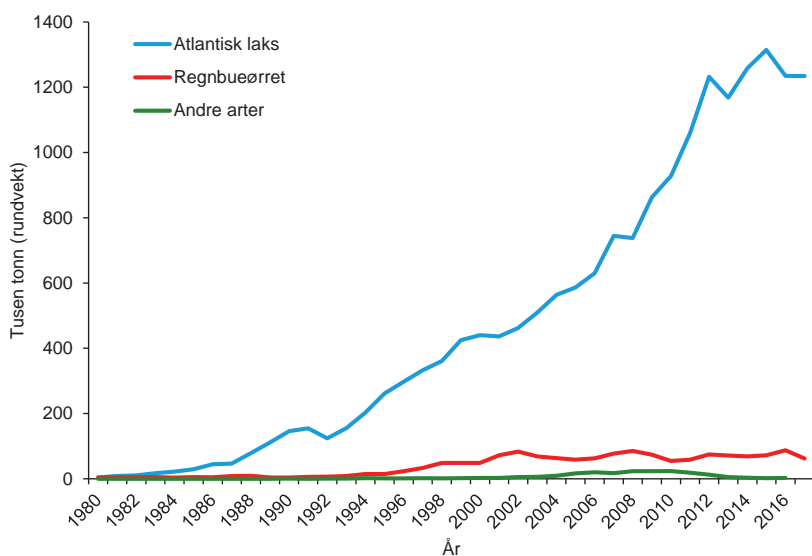
oppdrettsproduksjonen var på 1 234 326 tonn laks, som er en svak økning fra 2016. Produksjon av regnbueørret var på 61 844 tonn, som er en nedgang fra 2016.

Produksjonen av atlantisk laks har vært jevnt stigende siden midten av 1980-tallet, men har flatet ut på rundt 1,2-1,3 millioner

tonn siden 2012 (figur 1.1). Selv om det arbeides aktivt med andre arter og nye produksjonsformer, vil sannsynligvis laks fortsette å være den viktigste oppdrettsarten i mange år.

Antallet laks og regnbueørret som står i sjø varierer gjennom året i forhold til utsett og slakting. Det høyeste antallet individer og den høyeste biomassen normalt er i perioden oktober til desember, landet sett under ett. Vedlegg 1 viser gjennomsnittlig stående biomasse av laks og regnbueørret per måned i forhold til sjøarealet (tonn/km<sup>2</sup>) i hver vannforekomst i norske fylker i perioden 2015-2017.

Betydningen av akvakultur øker både i Norge og globalt. Videre vekst av lakseoppdrett i Norge er i dag først og fremst begrenset av lakselus, selv om det også er andre miljøutfordringer som rømming, bruk av legemidler og krav til god fiskevelferd. I Meld. St. 16 «Forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i norsk lakse- og ørretoppdrett» ble det foreslått handlingsregler som skal styre utviklingen på en forutsigbar måte ved å legge til rette for bærekraftig vekst i områder som tåler økt produksjon, ingen produksjonsvekst i områder som har nådd grensen for bærekraftig vekst - og en reduksjon i områder der bærekraften er overskredet. Handlingsregelen vil i første omgang være basert på påvirkning fra lus på villfisk i hvert område.



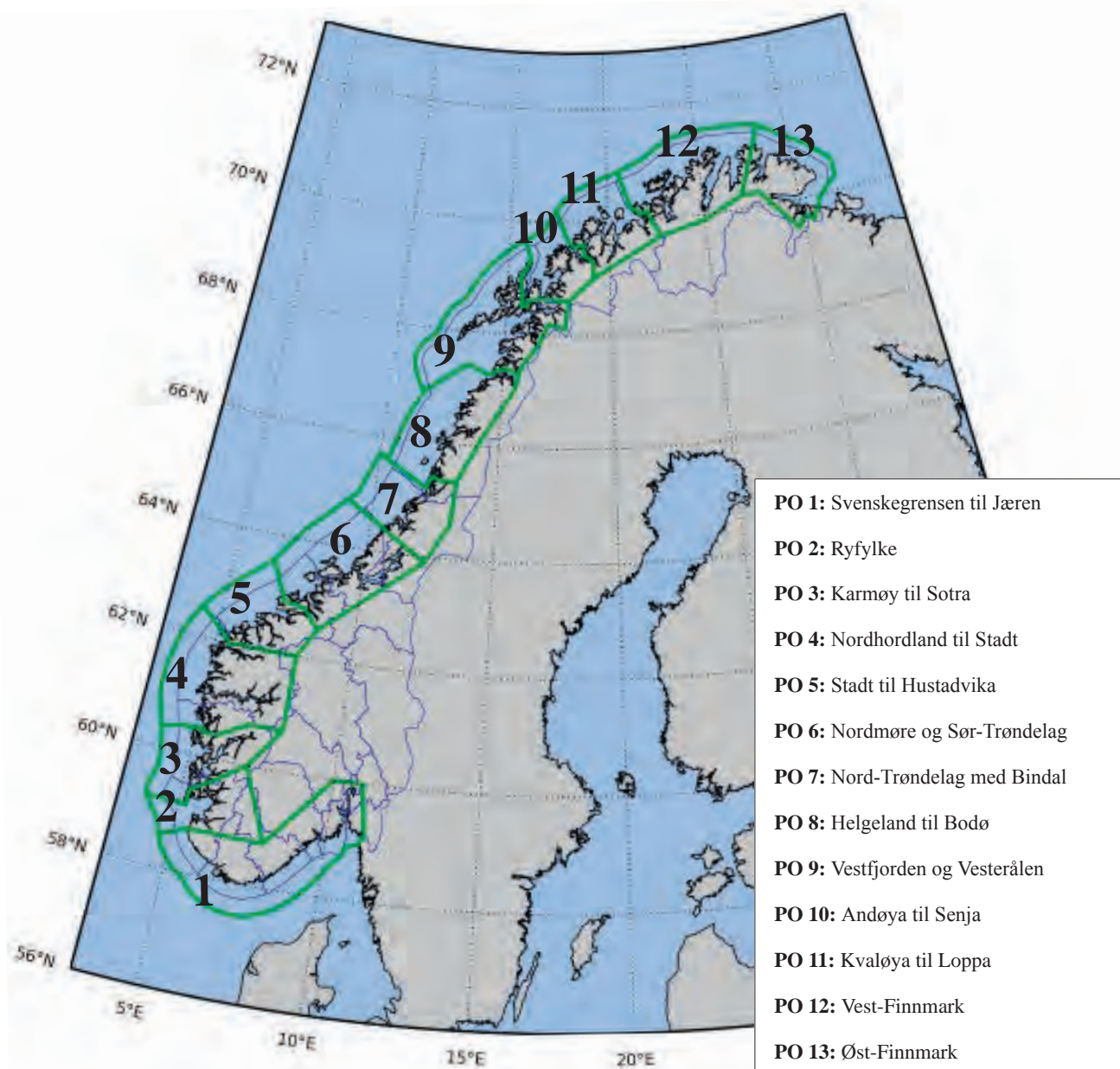
Figur 1.1.

Mengde produsert atlantisk laks, regnbueørret og andre marine fiskearter i Norge i perioden 1980–2016. Tall for 2017 er foreløpige og basert på mengde laks og regnbueørret rapportert til slakt. Kilde: Fiskeridirektoratet.

Figure 1.1.

Production of Atlantic salmon, rainbow trout and other marine fish species in Norway in the period 1980–2016 (metric tons round weight). Data for 2017 are preliminary and based on tons of salmon and rainbow trout reported for slaughter. Source: Directorate of Fisheries.





**Figur 1.2.**

Den geografiske avgrensingen av de 13 produksjonsområdene. Kilde: Lovdata.

**Figure 1.2.**

The geographical division of the 13 production areas. Source: Lovdata.

Nærings- og fiskeridepartementet har vedtatt å dele inn kysten i produksjonsområder og Havforskningsinstituttet har i samarbeid med en rekke andre kunnskapsmiljø utarbeidet det faglige grunnlaget for implementering av et "trafikklyssystem" for regulering av produksjonen innen produksjonsområdene. I «Forskrift om produksjonsområder for akvakultur av matfisk i sjø av laks, ørret og regnbueørret» (FOR-2017-07-20-1210) som trådte i kraft 16. januar 2017, ble norskekysten delt opp i 13 produksjonsområder (PO) fra sør til nord (figur 1.2).

Forskrift om kapasitetsøkning for tillatelser til akvakultur med matfisk i sjø av laks, ørret og regnbueørret i 2017/2018 ble vedtatt 22.12.2017, og det vil bli mulig å søke om økt vekst i PO 1 og PO 7-13.

Siden kapasiteten i produksjonsområdene vil bli regulert etter hvor mye lakselus påvirker villfisk, vil det være viktige insitamenter for næringen å redusere utslippene av lakselus. Spesielt er det viktig å utvikle effektive ikke-medikamentelle metoder, da legemidler kan ha uønskede effekter på arter som lever nær

oppdrettslokalitetene. Havforskningsinstituttet har blant annet bidratt med kunnskap om utvikling av snorkelmerder, effektiv bruk av rensefisk og er deltager i arbeidet med utvikling av en vaksine mot lakselus, som alle er metoder som kan bidra til mer effektiv og miljøvennlig lusebekjempelse.

Siden 2015 har «Oppdrettsnæringens sammenslutning for utfisking av rømt oppdrettsfisk» (OURO) hatt ansvar for planlegging og gjennomføring av tiltak for å redusere forekomsten av rømt oppdrettsfisk.



tet laksefisk i elver der innslaget av rømt fisk er uakseptabelt ([www.utfisking.no](http://www.utfisking.no)). I 2017 var det rekordlave rapporteringstall for rømt laksefisk med 10 000 rømte laks og 5800 rømte regnbueørret, som er en reduksjon på mer enn 90 % sammenlignet med 2016 (kilde: Fiskeridirektoratet). For kveiteoppdrett var det derimot et rekordår med rundt 50 000 rømte fisk fra ett enkelt anlegg i Hordaland i oktober. Så lenge oppdrett foregår i åpne systemer i sjø vil rømming alltid være en risikofaktor, og det er viktig at arbeidet for å redusere rømming videreføres.

Havbruksnæringen arbeider målrettet i samarbeid med forskningsinstitusjoner som gir råd om hvordan miljøpåvirkningene kan reduseres, og det er under utvikling en rekke nye teknologier som lukkede merder, steril fisk, ulike metoder for å hindre lusepåslag, bruk av rensefisk med mer. Det er gjort store fremskritt, men det er spesielt viktig å få klarlagt om nye produksjonsformer gir akseptabel fiskevelferd.

Ifølge regjeringens nye havstrategi skal det legges til rette for oppdrett av også andre arter enn laks og ørret. I tillegg til andre fiskearter synes arter som lever på et

lavere nivå i næringskjeden å ha det største potensialet. Dette omfatter arter som lever av plankton, som filtrerer ut ulike typer næringspartikler eller som lever av næringspartikler som er oppløst i sjøvannet. Det er et globalt behov for å produsere mer mat fra havet, men en økt diversitet innen havbruksnæringen vil også kunne levere råvarer til annen type industri som for eksempel fôrproduksjon, farmasøyt- og kosmetikkindustrien og produksjon av biodrivstoff. Ved oppstart av nye arter i oppdrett vil det være viktig å følge opp med forskning rettet mot miljøeffekter for å sikre en bærekraftig utvikling av næringen.



Foto: HI



# Metoder for vurdering av risiko

Ellen Sofie Grefsrud, Kevin Glover, Bjørn Einar Grøsvik, Vivian Husa,  
Ørjan Karlsen, Tore Kristiansen, Bjørn Olav Kvamme, Stein Mortensen,  
Ole B. Samuelsen, Lars Helge Stien, Terje Svåsand.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

# 2

FOTO: SONAL JAYESH PATEL



## 2.1

## KONTEKST FOR RISIKOVURDERING AV NORSK OPPDRETT

Vurdering av risiko er i dag blitt en integrert del både i næringsvirksomhet og forvaltning. Der risiko inngår som en faktor er det nødvendig å ta en beslutning på hvordan risiko skal håndteres. Risikovurderinger inngår som et element i risikostyringen og skal gi støtte ved beslutninger. Det kan være mange interesser som berøres av beslutningen og det er derfor viktig å kommunisere den bakenforliggende prosessen hensiktsmessig. For risikovurdering av marine økosystemer og akvakulturvirksomhet er det foreslått ulike metoder (ICES 2006; Nash 2007; GESAMP 2008; ICES 2010; Samuel-Fitwi mfl. 2012; Gibbs & Browman 2015) og lignende tilnæringer for dyrevelferd, inkludert velferd hos oppdrettsfisk (for eksempel EFSA 2012), og for smittespredning ved bruk av rensefisk i oppdrett (VKM 2017). I «Risikoreport norsk fiskeoppdrett» har vi støttet oss til GESAMP (2008) sin vurdering av risikofaktorer for miljøpåvirkning av akvakultur i kystsonen, mens risikoterminologien og definisjonene er fra NS-ISO 31000:2009. I tillegg til å risikovurdere miljøpåvirkninger, vurderes også risiko for dårlig fiskevelferd basert på dødelighetsstatistikk i dagens akvakulturanlegg.

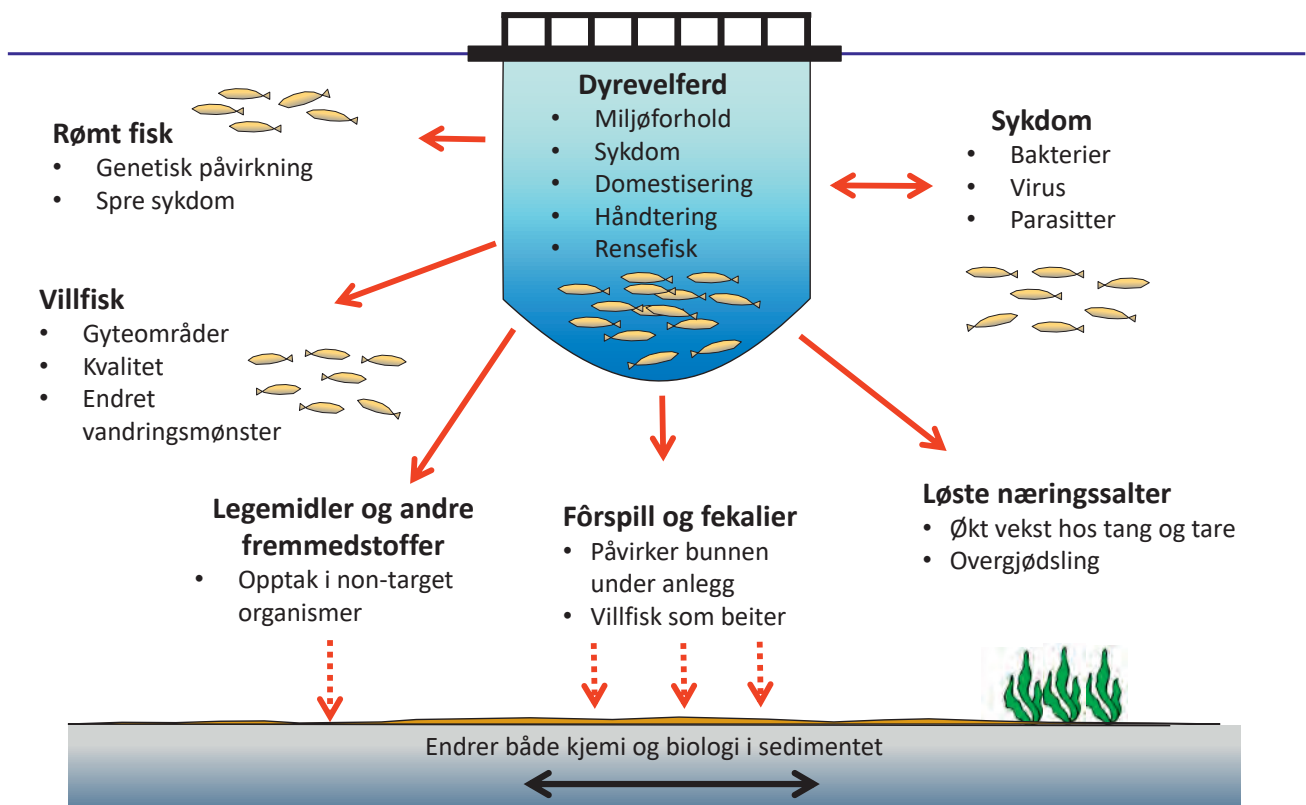
Havforskningsinstituttet har siden 2011 gitt ut årlige risikovurderinger av norsk fiskeoppdrett (Taranger mfl. 2011; Svåsand mfl. 2017). En kortversjon av 2013-rapporten er også publisert internasjonalt (Taranger mfl. 2015). Gjennom prosessen med internasjonal publisering er begrepsapparatet strammet opp og er nå mer i tråd med internasjonale retningslinjer. De årlige risikoreportene utvikles kontinuerlig etter hvert som kunnskapen blir bedre og i videre dialog med forvaltning og andre brukere.

Kriterier for identifisering av risikofaktorer for miljøpåvirkning av akvakultur ble foreslått i GESAMP (2008), og inkluderer en analyse av potensielle farer som er knyttet til uønskede endringer i miljøet. Risikofaktorene vurderes utfra alvorlighetsgrad, omfang og varighet av endringen, enten basert på tidligere erfaringer, tilsvarende situasjoner eller modeller. For lakseoppdrett i åpne merder inngår en rekke potensielle skadelige påvirkninger på miljøet utenfor merden som overføring av parasitter, bakterier og virus til ville populasjoner; genetisk påvirkning av ville laksebestander; effekter av utslipp av næringsstoffer og organiske partikler; effekter av legemidler og andre

fremmedstoffer på andre organismer; økologisk interaksjoner med andre arter (figur 2.1.).

Viktige risikofaktorer er identifisert og beskrevet i St. meld. St. 16 (2014-2015) (2016), og det er etablert eller under etablering indikatorer, grenseverdier og handlingsregler for påvirkning av lus fra oppdrett på ville bestander (Produksjonsområdeforskriften 2017), rømming og genetisk påvirkning (Kvalitetsnorm for ville bestander av Atlantisk laks 2013; Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk 2015) samt utslipp og organisk påvirkning (Forskrift om rammer for vannforvaltningen 2006, Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg 2016).

For de andre identifiserte risikofaktorene trenger en mer kunnskap om omfang og alvorlighetsgrad før myndighetene har tilstrekkelig grunnlag til å bestemme beskyttelsesnivå med tilhørende indikatorer og terskelnivå. I tilfeller hvor en har lite empirisk kunnskap er det viktig å definere og synliggjøre usikkerhetsnivå, og en vil her ofte måtte benytte en ekspertvurdering basert på beste tilgjengelige kunnskap.



Figur 2.1.  
Miljøpåvirkning fra fiskeoppdrett i åpne merder.

Figure 2.1.  
Environmental impact of fish aquaculture in open net pens.



Vi benytter data for rapportert dødelighet av atlantisk laks og regnbueørret som indikator på risiko for dårlig fiskevelferd i oppdrett, siden det er rimelig å anta at årsakene til dødelighet, som stress, skader, parasitter og sykdom har medført kortere

eller lengre perioder med dårlig velferd. Selv om dødelighet er en forholdvis unyansert indikator på dyrevelferd, veies ulempene delvis opp av at en har oversikt over alle oppdrettslokaliteter på merdnivå og data for flere år bakover i tid. Dermed

kan vi både sammenligne geografiske områder og om velferden blir bedre eller dårlige ettersom næringen utvikler seg. Vi kan også bruke dataene til å sammenligne risiko knyttet til ulike avlusingsmetoder og produksjonsformer.

## 2.2

## RISIKOVURDERING

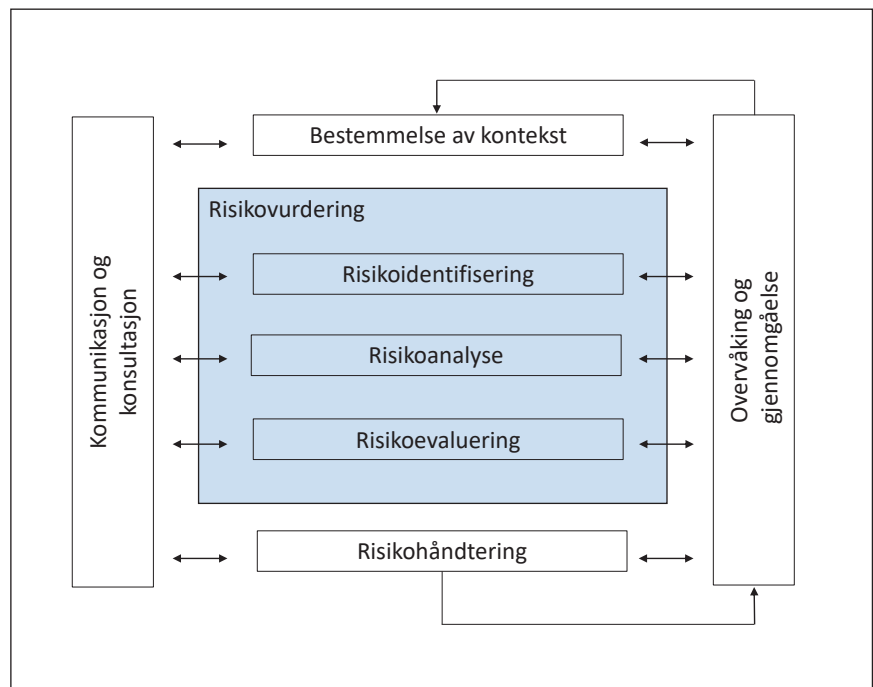
Risikovurdering har som formål å gi beslutningstakere og ansvarlige parter bedre forståelse av risiko og legge et grunnlag for beslutninger. Risikovurderingen er en del av en risikostyringsprosess og består av risikoidentifisering, risikoanalyse og risikoevaluering (figur 2.2.).

En risikovurdering starter vanligvis med å identifisere potensielle risikofaktorer (fareidentifisering). Det gjennomføres deretter en risikoanalyse som innbefatter konsekvensene av risikohendelsen og dens tilknyttede sannsynlighet, for deretter å bestemme risikonivå. Det finnes en rekke ulike metoder for risikoanalyse, både kvantitative, semikvantitative og kvalitative. Valg av metode bør gjenspeile risikotypen og kan utføres med varierende detaljgrad. På kompliserte områder kan det være nødvendig å bruke mer enn en metode. Usikkerhet og motstridende meninger blant eksperter, samt kvalitet og kvantitet på tilgjengelige data må kommuniseres til beslutningstakere og kan, avhengig av informasjonens aktualitetsgrad, utheves. Når risikonivå er bestemt sammenlignes det med gitte risikokriterier som er satt i samspill med fagmiljø, næring og forvaltning for å få klarhet i ønsket beskyttelsesnivå (ofte politisk bestemt). Videre risikohåndtering er forvaltningens ansvar.

Selve risikovurderingen er i størst mulig grad en vitenskapelig prosess der en først identifiserer hva hver risikofaktor (fare) består av (f.eks. utslipp og eksponering) for deretter å vurdere hvilke konsekvenser hver risikofaktor kan ha samt sannsynligheten for at den vil oppstå. Til slutt evalueres risiko for hver risikofaktor som eksemplifisert i figur 2.3. for lakselus. Vi kjenner til at lakselus som spres fra oppdrettsanlegg kan gi økt dødelighet på vill laksefisk. For å kunne vurdere denne risikoen, trenger vi kunnskap om hvor mye nauplier (lakseluslarver) som slippes ut, hvordan naupliene spres og utvikler seg til smittsomme stadier (koepepoditter) i tid og rom, og hvordan vill fisk smittes (identifisere risiko). For å kunne estimere risikonivå, trenger en også data på konsekvenser av at vill laksefisk infiseres av lakselus fra oppdrett og sannsynligheten

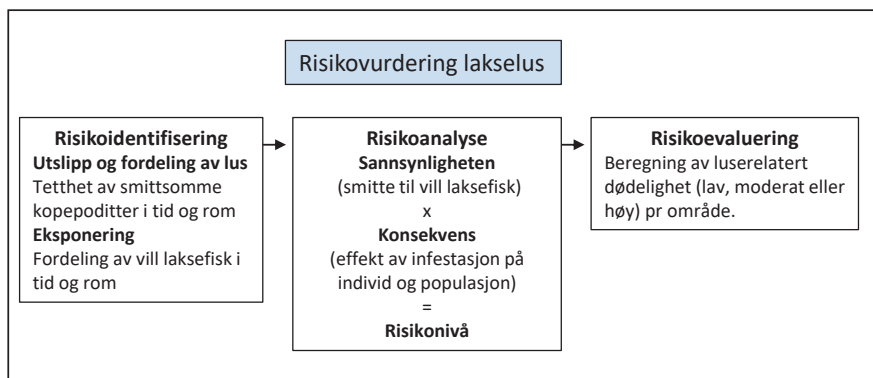
for at dette skal skje. Når så risikonivået er bestemt sammenlignes det med de gitte risikokriteriene (risikoevaluering), i dette tilfellet antall lakselus per gram fiskevekt, som legger grunnlaget for videre håndtering av risikoen.

Det er mange identifiserte farer (risikofaktorer) ved oppdrett i åpne merder som illustrert i figur 2.1., men kunnskapsnivået for de ulike risikofaktorene er også svært varierende. For noen av temaene i risikorapporten er det tilstrekkelig kunnskap til å gjennomføre en risikovurdering;



**Figur 2.2.** Risikostyringsprosessen (NS-ISO 31000:2009).

**Figure 2.2.** The risk management process (Norwegian Standard NS-ISO 31000:2009).



**Figur 2.3.** Risikovurderingsprosessen (modifisert fra GESAMP 2008), med eksempler fra risikovurdering av smitte av lakselus fra oppdrett til vill laksefisk.

**Figure 2.3.** The risk assessment process (modified from GESAMP 2008), with an example of risk assessment of sea lice infection from farmed salmon to wild populations.



indikatorer er definert, terskelverdier er enten utarbeidet eller er under utarbeiding og det er tilgang til overvåkingsdata som grunnlag for eksponering. Dette omfatter kapitlene Lakselus (kap. 3), Patogener (kap. 4), Rømming og genetisk påvirkning

(kap. 5), Utslipp av partikulære og løste næringssalter fra matfiskanlegg (kap. 6) og Dødelighet og fiskevelferd i laks- og regnbueørretproduksjon i sjø (kap. 9). For de temaene hvor det enda ikke er utarbeidet indikatorer og terskelverdier har

det blitt gjort en første tilnærming til en risikovurdering i form av en ekspertvurdering. Dette gjelder kapitlene Fremmedstoff (kap. 7), Legemidler (kap. 8) og Miljøpåvirkninger knyttet til bruk av rensefisk i opprett av laksefisk (kap. 10).

## 2.3

## REFERANSER

EFSA (2012). *EFSA Panel on Animal Health and Welfare: Guidance on risk assessment for animal welfare*. EFSA Journal 2012 10, 2513. 30 s.

Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk (2015). Lovdata: FOR-2015-02-05-89. Hentet fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-02-05-89>.

Forskrift om rammer for vannforvaltningen (2006). Lovdata: FOR-2006-12-15-1446. Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>.

GESAMP (2008). *Assessment and communication of environmental risks in coastal aquaculture*. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Reports and Studies GESAMP No. 76. FAO, Rome. 198 s.

Gibbs MT, Browman HI (2015). Risk assessment and risk management: a primer for marine scientists. ICES J Mar Sci 72, 992-996.

ICES (2006). Report of the study group on risk assessment and management Advice (SGRAMA). ICES Resource Management Committee, ICES CM 2006/RMC: 04, Ref LRC ACFM ,ACE ACME ICES, Copenhagen. 71 s.

ICES (2010) Report of the Working Group on Environmental Interactions of Mariculture (WGEIM). ICES CM 2010SSGHIE:08. 58 s.

Kvalitetsnorm for ville bestander av Atlantisk laks (2013). Lovdata: FOR-2013-09-20-1109. Hentet fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2013-09-20-1109>.

Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg (2016). Norsk Standard: NS 9410. Standard Norge. 23 s.

Nash C. (2007). Guidelines for ecological risk assessment of marine aquaculture. Aquaculture Europe 32, 5-11.

NS-ISO 31000:2009. Risikostyring – Prinsipper og retningslinjer.

Produksjonsområdeforskriften (2017). Forskrift om produksjonsområder for akvakultur av matfisk i sjø av laks, ørret og regnbueørret. FOR-2017-01-16-61. Hentet fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2017-01-16-61>.

Samuel-Fitwi B, Wuertz S, Schroeder JP, Schulz C (2012). Sustainability assessment tools to

support aquaculture development. Journal of Cleaner Production 32, 183-192.

St. meld. St. 16 (2014-2015). (2016). Forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i norsk lakse- og ørretoppdrett. Oslo: Nærings- og fiskeridepartementet.

Svåsand T, Grefsrud ES, Karlsen Ø, Kvamme BO, Glover K, Husa V, Kristiansen T (red.) (2017) Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2017. Fisken og havet, særnummer 2-2017. 179 s.

Taranger GL, Svåsand T, Madhun AS, Boxaspen, KK (red.) (2011). Risikovurdering miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett 2010, Fisken og Havet, særnummer 2-2011, 101 s.

Taranger GL, Karlsen Ø, Bannister RJ, Glover KA, Husa V, Karlsbakk E, Kvamme BO, Boxaspen, KK, Bjørn PA, Finstad B, Madhun AS, Morton HC, Svåsand T (2015). Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. ICES J Mar Sci 72, 997-1021.

VKM (2017). Risk assessment of fish health associated with the use of cleaner fish in aquaculture. Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2017:32, Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway (<https://vkm.no/risikovurderinger/alle-vurderinger/resefiskogrisikoforeroverforingavsmittetiloppdrettslaks.4d44969415d027c43cf6562a.html>).

# Lakselus

Ørjan Karlsen<sup>1</sup>, Lars Asplin<sup>1</sup>, Ingrid Askeland Johnsen<sup>1</sup>, Rosa Maria Serra-Llinares<sup>1</sup>, Anne Sandvik<sup>1</sup>, Mari S. Myksvoll<sup>1</sup>, Jofrid Skarðhamar<sup>1</sup>, Jon Albretsen<sup>1</sup>, Rune Nilsen<sup>1</sup>, Bengt Finstad<sup>2</sup>, Marius Berg<sup>2</sup>, og Pål Arne Bjørn<sup>1</sup>

1) HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, 2)NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

# 3



FOTO: KJARTAN HESTAD

## 3.1

## BAKGRUNN



Foto: HI

Lakselus er en naturlig parasitt som har utviklet seg til å bli et betydelig problem for oppdrettsnæringen, dette fordi lakselus lever av slim, hud, muskel og blod, og kan påføre skader direkte samt åpne opp for sekundærinfeksjoner. Kjønnsmodne lakselus på oppdrettet laksefisk slipper planktoniske lusearver som spres med vannstrømmene, og disse kan infestere laks, sjørret og sjørøye som oppholder seg langs kysten. Med økningen i antall verter i oppdrett, ca. 500 ganger så mye oppdrettsfisk som villfisk, er det en økologisk ubalanse mellom antall lakselus og antall vill laksefisk.

Reguleringen av norsk oppdrettsnæring er fra 2017 inndelt i 13 produksjonsområder, hvor dødelighet på vill laksefisk innen hvert av disse er styrende for

produksjonsveksten. På oppdrag fra NFD ble det nedsatt en ekspertgruppe som høsten 2017 leverte en rapport hvor status i alle de 13 produksjonsområdene ble vurdert, og ut ifra dette ga en styringsgruppe råd, og NFD besluttet status. Status var da basert på risiko for dødeligheten på vill utvandrende laksesmolt forårsaket av lakselus sluppet fra norsk oppdrettsanlegg. I årets risikoevaluering av lakselus har vi fulgt samme inndeling som ble gjort i ekspertgruppens rapport, hvor landet er delt inn i de 13 produksjonsområdene.

Et framtidig mål bør være at rapporterte luseverdier og biomassetall fra oppdrett kan benyttes som pålitelige indikatorer for risiko for luseinfestasjon hos vill laksefisk i henhold til ”førstegenerasjons målemetoder for miljøeffekt”, inkludert i

en endelig evaluering av alle våre nasjonale laksefjorder. For at dette skal bli mulig kreves det utvidete feltstudier av villfisk (populasjonseffekter) og smittedynamikk (lusepåslag på laksefisk) i utvalgte modellsystemer, slik at effekten på villfisk kan modelleres ut fra smitte fra oppdrett og andre miljøvariabler.

Våre områdemessige vurderinger på vill laksefisk i 2017 inkluderer derfor landsdekkende modeller som indikerer risiko samt mulighet for detaljerte risikovurderinger gjennom både feltundersøkelser og detaljerte modeller i våre modellfjorder. Til sammen gir dette en akseptabel metodisk overvåkning for risikovurdering av lakselusinfestasjonen på ville bestander av laksefisk langs norskekysten.



## 3.2

## RISIKOVURDERING AV LAKSELUS PÅ VILLFISK

Risikovurderingen er basert på at sannsynlighet for at vill laksefisk skal smittes av lakselus er kombinasjonen av hvor mye lus som slippes fra oppdrettsanlegg, hvor de spres som smittsomme kopepoditter, og hvor fisken er. Konsekvensen av lakselus er vurdert ut ifra hvilke effekter lakselus har på individ, mens risikoevalueringen av lakselus er basert på effekten av lakselus på ville laksefiskpopulasjoner.

Det er de siste årene utviklet nye metoder for å beregne risiko for effekt av lakselus på utvandrende laksesmolt (smoltmodell) og for å estimere risiko for effekt

på beitende sjørret og sjørøye (smittepresskart). I årets risikorapport er disse metodene implementert sammen med risikoanalysen basert på undersøkelser av lakselus på vill laksefisk fanget med ruse, garn eller i trål. Metodene som ligger til grunn inkluderer informasjon om fiskens utvandringstid, utvandningsrute og svømmehastighet. For sjørret og sjørøye inkluderer det også utvandringstid og leveområde. I denne rapporten vil vi ikke beskrive metodene i detalj, men henviser til egne rapporter som er brukt i Trafikklyssystemet (Nilsen mfl. 2017a).

Vi overvåker infestasjonen på vill laksefisk ved hjelp av prøvafiske med garn og ruser, samt at det tråles etter utvandrende postsmolt laks. Risiko for at disse dør på grunn av infestasjon av lakselus er beregnet ut ifra forholdet mellom antall lus fisken har og fiskens vekt. I tillegg benytter vi modeller for å estimere infestasjon på vill laksefisk. Disse er basert på at utslippet av lakselus beregnes fra rapporterte verdier av voksne hunnlus på oppdrettsfisk, antall fisk og temperatur, og fordelingen av disse beregnes med koblete biologisk-hydrodynamiske modeller.

## 3.2.1 Utslipp og fordeling av lakselus

Hovedkilden til lakselus anser vi er utslipp av larver fra oppdrettsanlegg. Det vil i tillegg være et mindre bidrag fra vill sjørret, tilbakevandrende laks og fra rømt oppdrettsfisk. Vi kjenner ikke andelen hver av disse gjør for ulike deler av landet, og skiller derfor ikke i overvåkingen på kilde. Dette betyr at det vi omtaler som dødelighet på grunn av lakselus omfatter lakselus fra alle kildene. For modellene er det annerledes. Her brukes bare lus sluppet fra oppdrettsanlegg som kilde.

Det arbeides kontinuerlig med i større grad å kunne bruke modeller for å varsle om kommende problemer med lus på oppdrettsfisk (Sandvik mfl. 2016). Modellene baserer seg på innrapportert mengde lakselus per lokalitet (normalt ukentlig) og spredning av smittsomme stadier av lakselus med vannstrømmene i en hydrodynamisk strømmodell. Ukentlige resultater som viser konsentrasjon av smittsomme kopepoditter i hele landet presenteres nå på <http://www.lakselus.no>.

Risikoen for at vill laksefisk infesteres av lakselus påvirkes av i hvilken grad fiskens leveområde i tid og rom sammenfaller med fordelingen av lakselus som slippes fra norske oppdrettsanlegg. I små

nasjonale laksefjorder er infestasjonen ofte avhengig av produksjonsintensiteten i omkringliggende oppdrettsanlegg, og har enkelte år og på enkelte lokaliteter høy antatt negativ bestandseffekt (Bjørn mfl. 2011, 2013; Serra-Llinares mfl. 2014, 2016). Oppsummert viser de ulike analysene at tetthet og størrelse av oppdrettsverter i området samt høy saltholdighet og temperatur er de viktigste faktorene for smittepress på både oppdrettet og vill laksefisk (Bjørn & Finstad 2002; Helland mfl. 2012, 2015; Jansen mfl. 2012; Aldrin mfl. 2013; Bjørn mfl. 2013; Kristoffersen mfl. 2014).

For å beregne fordelingen av lakselus langs kysten bruker Havforskningsinstituttet koblete biologisk og hydrodynamiske modeller. Horisontalt driver lakseluslarvene passivt med strømmen, men vertikalt er lakseluslarvene i stand til å posisjonere seg basert på miljøfaktorer som lys og saltholdighet. Vi har valgt å spre planktonisk lakselus som partikler og beregne spredningsprosessen, vekst, atferd og dødelighet basert på informasjon fra litteraturen og fra sensitivitetsstudier med modell. Lakselusene er i modellen gitt evnen til å plassere seg nær overflaten, når eksponert for lys, og å synke lenger

ned i vannsøylen ved lave saltholdigheter. I tillegg vil den vertikale forflytningen inneholde småskala turbulent bevegelse.

Lakselusa vil vokse og utvikle seg som en funksjon av temperatur, og vi modellerer dette ved å bruke døgngader som omgivelsestemperatur integrert over tid. Grensene for når lakselusa er i de to første nauplie-stadiene og når det er i det smittsomme kopepodittstadiet angis i døgngader og er basert på laboratoriestudier. Det smittsomme kopepodittstadiet er antatt å være mellom 40 og 170 døgngader. Ved høyere vanntemperatur vil altså lakselusa raskere bli kopepoditt samtidig som levetiden som kopepoditt er kortere.

I forhold til kvantitative mål for lakseluskonsentrasjon vil dette hovedsakelig være avhengig av hvor mange nauplier som klekkes (lus på oppdrettsfisk) og hvor stor dødeligheten er. Begge ledd inneholder usikkerheter, og selv om vi benytter best tilgjengelig kunnskap forventer vi at det er et potensiale for å forbedre denne framover. Manglende kilder som f.eks. fisk i slaktemerder vil i enkelte områder kunne være av betydning.

## 3.2.2 Eksponering for vill laksefisk for lakselus i tid og rom

Eksponeringen av lakselus på vill laksefisk avhenger ikke bare av fordelingen av smittsomme stadier av lakselus, men også av hvor og når villfiskene er i områder med lakselus (Karlsen mfl. 2016). Laks vandrer direkte ut til det åpne havet fra elva for å returnere etter ett eller flere år mens sjørret og sjørøye blir i fjordene og kystområdene under hele sitt sjøopphold. Både sjørret og sjørøye har mulighet til

å avluse seg ved å oppholde seg i områder med fersk- eller brakkevann. En antar at laks ikke oppsøker ferskvann for avlusing, men det er mulig at laksen følger vannstrømmene fra elvene utover, og således vil oppholde seg i lavere saltholdigheter (Plantalech Manel-La mfl. 2009).

Tiden fisken vandrer fra elvene og ut i sjø er viktig da en ofte ser at infestasjons-

presset øker betydelig utover våren. Smoltutvandringen foregår ofte over 3–7 uker fra april til juli, tidligst hos sørlige populasjoner (Orell mfl. 2007; Nilsen mfl. 2017a). Smoltutvandring foregår stort sett gruppevis eller i stimer (Hvidsten mfl. 1995; Davidsen mfl. 2005). En del av smolten i en populasjon kan vandre ut i sjøen i løpet av en relativt kort periode (1–2 uker), men vanligvis fore-

går utvandringen over en lengre periode (Nilsen mfl. 2017a). Nylig er det publisert sammenstillinger av utvandringsdata for smolt fra vassdrag over hele utbredelsesområdet for atlantisk laks (Otero mfl. 2014), og av norske data (Karlsen mfl. 2016; Nilsen mfl. 2017a). Mai er hovedmåned for utvandring av laksesmolt i Norge nord til sørlige deler av Nordland. Variasjonen mellom vassdrag i tidspunkt

for utvandring av smolt er stor. Det kan være ganske store forskjeller i utvandringstidspunkt mellom vassdrag i samme fjordsystem. I Sognefjorden skjer ofte utvandringen av laksesmolt de fleste år vesentlig tidligere i Vikja enn i Flåmselva og Aurlandselva. Dette betyr at i mange år vandrer en stor del av smolten ut i slutten av april i vassdrag i Sør-Norge med tidlig smoltutgang, mens det i vassdrag med sen

smoltutgang vil det kunne være betydelig utvandring i Sør-Norge også i første halvdel av juni. Fra midten av Nordland og nordover synes utvandringen å skje senere, med juni som hovedmåned for utvandringen de fleste år. I Troms og Finnmark skjer mesteparten av utvandringen fra midten av juni til et godt stykke ut i juli.

### 3.2.3 Effekt av infestasjon på individ og populasjon

For å beregne konsekvensen av lakselus på vill laksefisk tas det hensyn både til antall lus fisken har, hvor stor den er, og infestasjonen beregnes som lus/g fiskevekt. Vi antar at toleransen for lakselus er ulik for utvandrende smolt av laks og førstegangsutvandrende smolt av sjørørret og sjørøye og for veteranvandrende sjørørret/sjørøye.

Den økte dødeligheten estimeres som en prosentandel av populasjonen, basert på fiskens størrelse og antall lus (tabell 3.1 og 3.2). Infestasjonsgrad er basert på telling av lus på garn, trål- eller rusefanget sjørørret og laksesmolt i aktuelle perioder. Modellene er presentert og debattert i rapporten «Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på villlevende laksefiskbestander» (Taranger mfl. 2012).

For laksesmolt har laboratoriestudier vist at ca. 30 lakseluslarver kan ta livet av en 40 g kultivert laksesmolt (Grimnes & Jakobsen 1996; Finstad mfl. 2000). Dette betyr at 0,75 lus/g, eller ca. 11 larver, sannsynligvis kan drepe en nylig utvandret villsmolt på rundt 15 g om alle

larvene utvikler seg til mobile preadulte og adulte stadier (oppsummert i Heuch mfl. 2005; Finstad mfl. 2011). Se også (Wagner mfl. 2008) for diskusjon rundt dette. Dette støttes også av undersøkelser av naturlig infestert vill postsmolt laks hvor kun de med mindre enn 10 lus overlevde infestasjonen (Holst mfl. 2003). Dette stemmer også overens med feltstudier av lakselusinfestasjonen hos postsmolt i Norskehavet. Over en tiårsperiode ble det ikke funnet postsmolt med mer enn 10 lakselus (Holst mfl. 2003) og fisk med opptil 10 mobile lus ble observert å være i dårlig kondisjon med lav blodprosent og dårlig vekst. Det er vist at fra 0,04–0,15 bevegelige (dvs. preadulte og adulte) lus per gram fiskevekt kan øke stressnivået, redusere svømmeevnen og skape forstyrrelser i vann- og saltbalansen hos laks og sjørøye (Nolan mfl. 1999; Wagner mfl. 2003, 2004; Tveiten mfl. 2010). Det er derfor også mulig at bare 1–3 lus kan påvirke en nylig utvandret vill (10–15 g) laksesmolt negativt.

Hos postsmolt av kultivert sjørørret (60 g i gjennomsnitt) vil infestasjoner på rundt 50 bevegelige lus sannsynligvis resultere i direkte dødelighet (Bjørn & Finstad 1997). Nyere undersøkelser viser

imidlertid at kun 13 bevegelige lus, eller ca. 0,35 lus per g fiskevekt, forårsaker fysiologiske forstyrrelser i en rekke stressparametre hos postsmolt av sjørørret i vektområdet 19–70 g (Wells mfl. 2006, 2007). I tillegg er det vist at kjønnsmoden sjørøye rundt 700 g får betydelige forstyrrelser i fiskens evne til å regulere vann og saltbalansen i kroppen (osmoregulering) selv ved svært lave infestasjonsintensiteter (rundt 0,05–0,15 lus/g) (Tveiten mfl. 2010).

Basert på eksisterende kunnskap, er det lagt til grunn at laksesmolt har høy sannsynlighet for dødelighet ved mer enn 0,3 lus per gram fiskevekt (lus/g) hvis disse utvikler seg til mobile lus. En tenker seg en gradvis reduksjon i risiko for dødelighet når infestasjonstrykket synker fra 0,3 lus/g. Summen av økt dødelighet for de ulike infestasjonsgruppene gir estimert bestandsreduksjon (tabell 3.1).

For å skille mellom utvandrende laksesmolt og førstegangsutvandrende sjørørret og sjørøye og større veteranvandrende sjørørret og sjørøye er det foreslått ulike grenseverdier for henholdsvis liten laksefisk under 150 g som representerer utvandrende laksesmolt og

**Tabell 3.1**

Tabell benyttet for beregning av luseindeks for antatte effekter av lakselus på utvandrende laksesmolt og første gangs utvandrende sjørørret og sjørøye < 150 g: Materialet deles prosentvis inn i infestasjonsgrupper basert på antall lus/fiskevekt (g). Summen av alle gruppene gir estimert bestandsreduksjon (%), og klassifiseres som liten (< 10 %, grønn), moderat (10-30 %, gul) eller stor (> 30 %, rød).

**Table 3.1.**

The table used for calculating estimated effects of salmon lice on migrating salmon smolts and first time out-migrating sea trout and char < 150 g: The material is divided into infestation groups based on the ratio lice/fish weight (g). Estimated population reduction is based on sum of all groups, and is classified as small (< 10%, green), moderate (10-30%, yellow) or large (> 30%, red).

Infestasjonsgruppe (antall lus/fiskevekt, g)	Andel av populasjon (%)	Ventet dødelighet	Indeks
< 0,1		0 %	
0,1 - 0,2		20 %	
0,2 - 0,3		50 %	
> 0,3		100 %	
Estimert bestandsreduksjon (%)			

**Tabell 3.2.**

Skjema for beregning av luseindeks for antatte effekter av lakselus på veteranvandrere og modnende individer av sjørøret og sjørøye: se tabell 3.1 for forklaringer.

Infestasjonsgruppe (antall lus/fiskevekt, g)	Andel av populasjon (%)	Ventet dødelighet	Indeks
< 0,025		0 %	
0,025 – 0,05		20 %	
0,05 – 0,10		50 %	
0,10 – 0,15		75 %	
> 0,15		100 %	
Estimert bestandsreduksjon (%)			

**Table 3.2.**

Table for calculating estimated population effects of salmon lice on veteran migrating and maturing specimens of sea trout and char. See table 3.1 for details.

førstegangsutvandrende sjørøret og sjørøye, og et annet sett grenseverdier for laksefisk over 150 g som da skal representere veteranvandrere av sjørøret og sjørøye (Taranger mfl. 2012).

Konsekvensene er antatt å være mer alvorlige for modnende individer av sjørøret og sjørøye fordi fisken mister evne til osmoregulering og akutt dødelighet er observert allerede ved 0,1 lus/g. Store osmoregulatoriske problemer og avbrutt modning (ca. 50 % av individene i eksperimentet, men merk at antallet er lavt) er observert ved 0,07 lus/g (Tveiten mfl. 2010). Dette kan

i tillegg ha store økologiske konsekvenser fordi utgytte hunner, som ofte har svært lav kondisjon ved utvandring, virker spesielt utsatt for økt dødelighet og avbrutt reproduksjon ved luseinfestasjon (Tveiten mfl. 2010). Økt dødelighet grunnet lakselusinfestasjon for veteranvandrere og modnende individer av sjørøret og sjørøye blir da summen av de ulike infestasjonsgruppene (tabell 3.2).

Oppsummert gir dette en førstegenerasjons beregningsmetode for å kvantifisere effektene på populasjonsnivå for både førstegangsutvandrende laks, sjørøye og

sjørøret, og for veteranvandrere sjørøret og sjørøye gjennom en luseindeks. Dersom estimert bestandsreduksjon beregnet ut fra luseindeksen blir lavere enn 10, tilsvarer dette en antatt reduksjon på mindre enn 10 % i bestand og en liten (grønn) påvirkning. Dersom luseindeksen blir mellom 10 og 30, tilsvarer dette en antatt reduksjon på 10–30 % i bestanden og en moderat (gul) påvirkning. Dersom luseindeksen blir > 30, tilsvarer dette en antatt reduksjon på mer enn 30 % i bestand og en stor (rød) påvirkning.

### 3.2.4 Risikoestimering av lakselusinfestasjon på vill laksefisk

For hver av de 13 produksjonsområdene har vi i tillegg til metoden beskrevet ovenfor tatt ut 3 ulike modellprodukter som indikerer risiko for sjørøret/sjørøye og laks.

For å beregne risikoen for dødelighet for sjørøret har vi tatt utgangspunkt i tettheten av lakselus. For å estimere effekten av ulike tettheter av lakselus har vi benyttet sammenhengene som er funnet mellom modell og påslag på fisk i vaktbur (Sandvik mfl. 2016). Definisjonen på om en posisjon har høyt smittepress eller ikke er om mer enn 80 % av arealet i nærområdet til smoltburet (3x3 gridceller) har mer enn 1,5 lus per kvadratmeter. Middels smittepress er definert som at mer enn 40 % av arealet i nærområdet har mer enn 0,3 lus per kvadratmeter. Resten av områdene har lavt smittepress. Dette er altså en kalibrering av kopepodtittettheten, der høyt smittepress tilsvarer mer enn 10 lus i gjennomsnitt på smoltburfisk, lavt smittepress

tilsvarende mindre enn 1 lus i gjennomsnitt på smoltburfisk og midlere smittepress tilsvarer mellom 1 og 10 lus i gjennomsnitt per fisk. Ut ifra den geografiske fordelingen av smittsomme lakselus i tid, kan vi telle opp antall lakselus som har vært på ett sted i en tidsperiode. Her har vi presentert smittepresskart akkumulert over 30 dager i måneden (eks. figur 3.3.4) med forventet smoltutvandring, samt måneden derpå.

Ut fra disse kartene, og med antagelsen av om området er rødt medfører det 100 % dødelighet, om området er gult 50 % dødelighet og grønt ingen dødelighet, har vi beregnet risiko for dødelighet gitt at fisken står i området fra en dato og de neste 30 dagene. Dødeligheten er beregnet som prosentandel av areal. Figurene (eks. figur 3.4) skal leses slik at for enhver dato kan en se hvilken risiko fisken som er i området som går ut, har for lakselusrelatert dødelighet.

Med formål å tolke hva lakseluskonsentrasjonen fra lusemodellen utgjør i smitte på utvandrende postsmolt fra laks, er det utviklet en utvandringsmodell. Utvandringsmodellen følger virtuell fisk i vandringen fra elv til hav, og er koblet til konsentrasjonen av lakselus fra lakselusmodellen. Ved å beregne sannsynlig påslag av lakselus hver time under utvandringen, gir modellen et estimat over hvor mange lakselus fisk fra hver lakseførende elv vil ha fått på seg. Ved å bruke dødelighetsestimater fra Taranger mfl. (2012) har vi angitt en beregnet dødelighet for den utvandrende laksen. Metoden er ny, og under utvikling. Vurdering av hvor realistisk modellen gjenspeiler den observerte dødeligheten pågår, og resultatene vil kunne endres noe i de kommende år. Vi har vurdert det som at disse modellresultatene likevel kan gi informasjon om den relative forskjellen i dødelighet for fisk fra de ulike elvene, og har valgt å inkludere resultatene.



## 3.3

## ESTIMERT RISIKO FOR DØDELIGHET PÅ VILL LAKSEFISK I 2017

Vurderingen av risiko for effekter av lakselusinfestasjoner grunnet produksjon og utslipp fra oppdrettsanlegg er basert på metoden gitt i Taranger mfl. (2015). Siden reguleringen av norsk oppdrettsnæring nå er inndelt i 13 produksjonsområder (PO), hvor dødelighet på vill laksefisk innen

hvert av disse er styrende for produksjonen, har vi valgt å presentere resultatene for hver av disse, fra sør til nord.

Mer detaljerte beskrivelser av metodene som er brukt i overvåkingen, samt data-grunnlaget er beskrevet i «Sluttrapport til

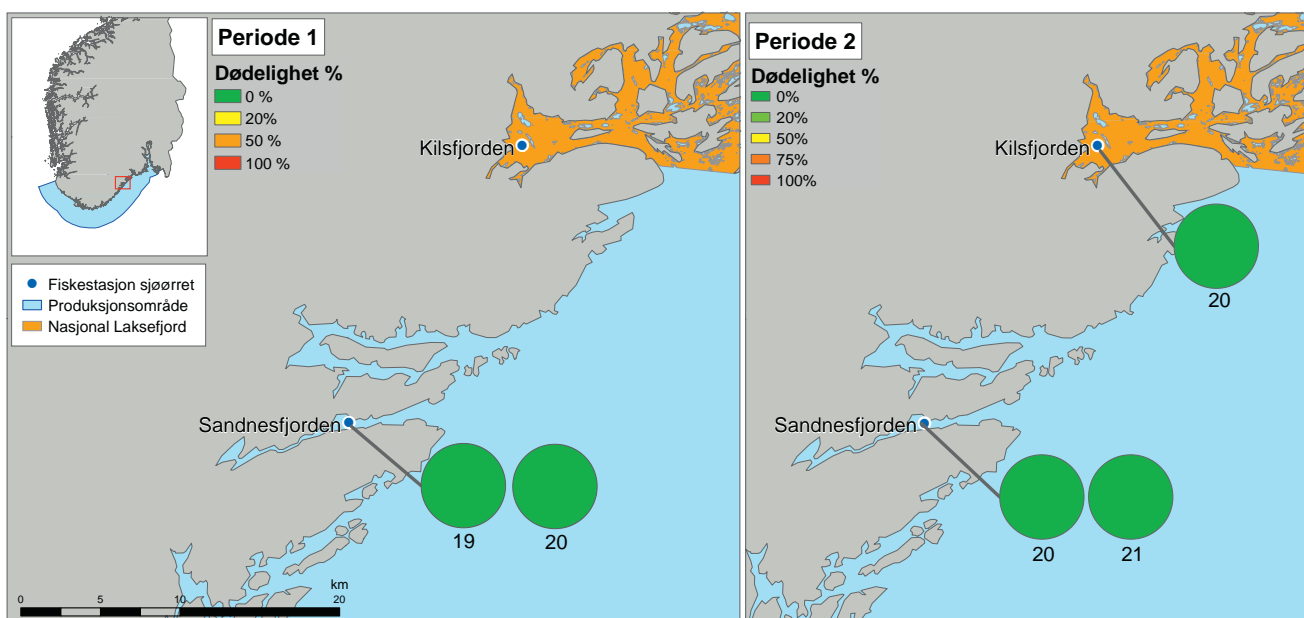
Mattilsynet – Lakselusinfestasjonen på vill laksefisk langs norskekysten i 2017» (Nilsen mfl. 2017b). En oppsummering av vurderingen av lakselusinfestasjonen på vill laks og sjørret er presentert i tabellene på slutten av dette delkapittelet.

## 3.3.1 PO I Svenskegrensen - Jæren

I dette området er Sandnesfjord undersøkt i ukene 19-21 (figur 3.1). I begge periodene var det lite lus på sjørretten fanget, og det estimeres derfor ingen lakselusrelatert dødelighet i noen av periodene.

Dette er et område hvor vi har en lengre tidsserie, og med unntak av i 2016 er det ikke observert effekt av lakselus på vill sjørret herfra (figur 3.2). I hele dette området er det ganske få oppdrettsanlegg. Smittekartene indikerer at det ikke

akkumuleres så mye lus at det medfører risiko for dødelighet for sjørretten i området. Smoltmodellen indikerer liten/ingen dødelighet på elvene i dette området.

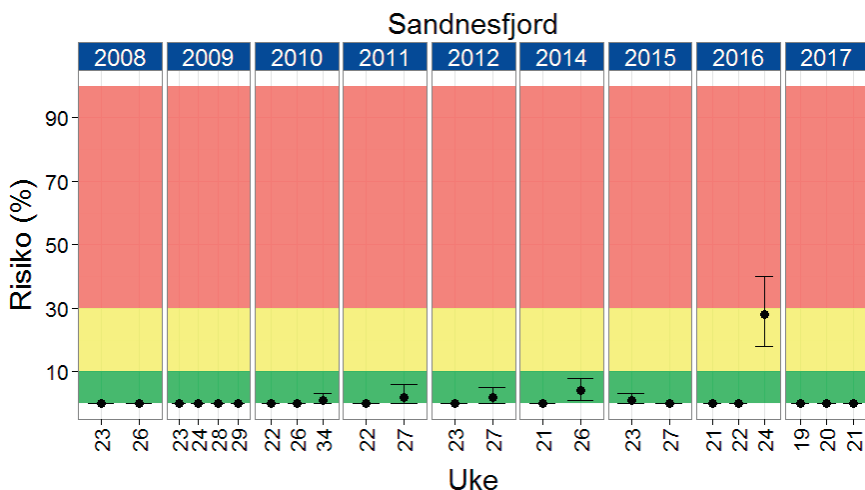


Figur 3.1.

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

Figure 3.1.

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts show the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



Figur 3.2.

Risiko for dødelighet (%) grunnet lakselus for sjørretten fanget i Sandnesfjord 2008-2017.

Figure 3.2.

Risk of mortality caused by salmon lice for sea trout caught in Sandnesfjord 2008-2017.

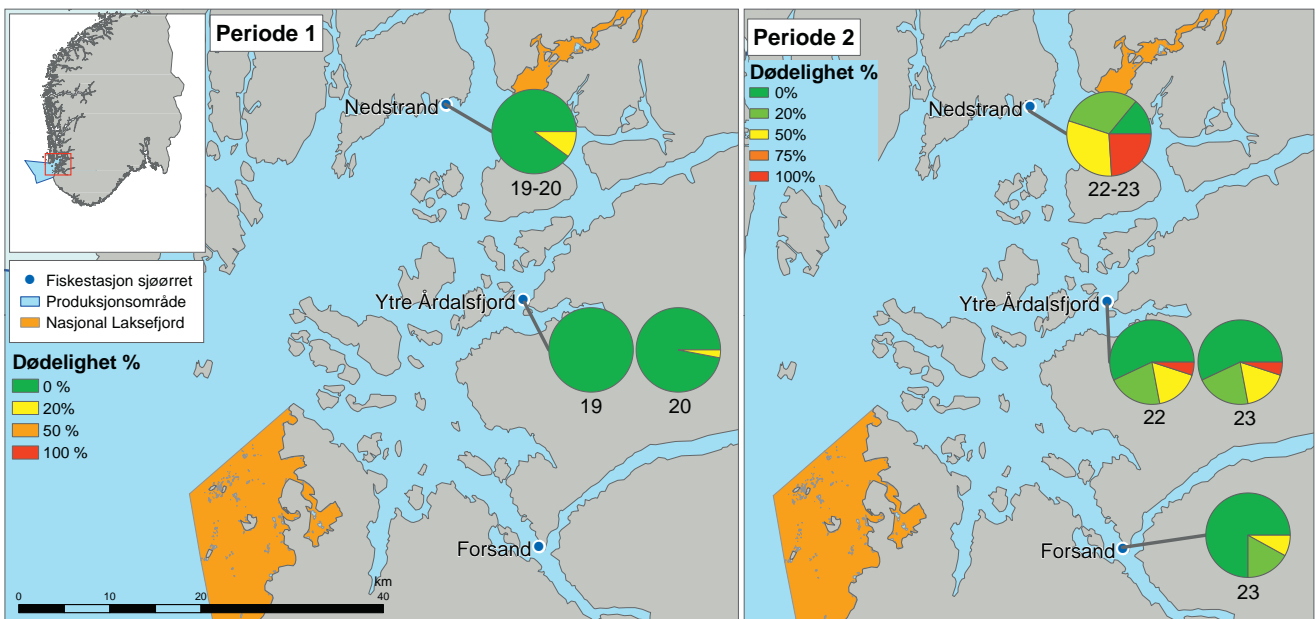
### 3.3.2 PO 2 Ryfylke

I Ryfylke er Boknafjorden et relativt oppdrettsintensivt område. I periode 1 var andelen av fisk i de høyere risikokategoriene relativt liten på alle stasjonene undersøkt (figur 3.3). I 2017 ble det i periode 1 estimert 2 % lakselusrelatert dødelighet i Nedstrand, og 0-1 % i Ytre Årdalsfjord. Tilsvarende verdier ble observert i tidsperioden 2011-2015, mens i 2016 ble det estimert betydelig høyere lakselusrelatert dødelighet (tabell 3.3). I periode 2 ble lakselusrelatert dødelighet estimert til 2-18 % i ukene 22-23 i Ytre Årdalsfjord, 7 % i Forsand og 45% i Nedstrand. Verdiene på sørsiden er noe lavere enn i årene 2014-

2016, mens på nordsiden er dette omtrent tilsvarende som i 2014 og 2016. Jevnt over ble det observert lavere verdier 2011-2013 enn 2014-2016 (tabell 3.3).

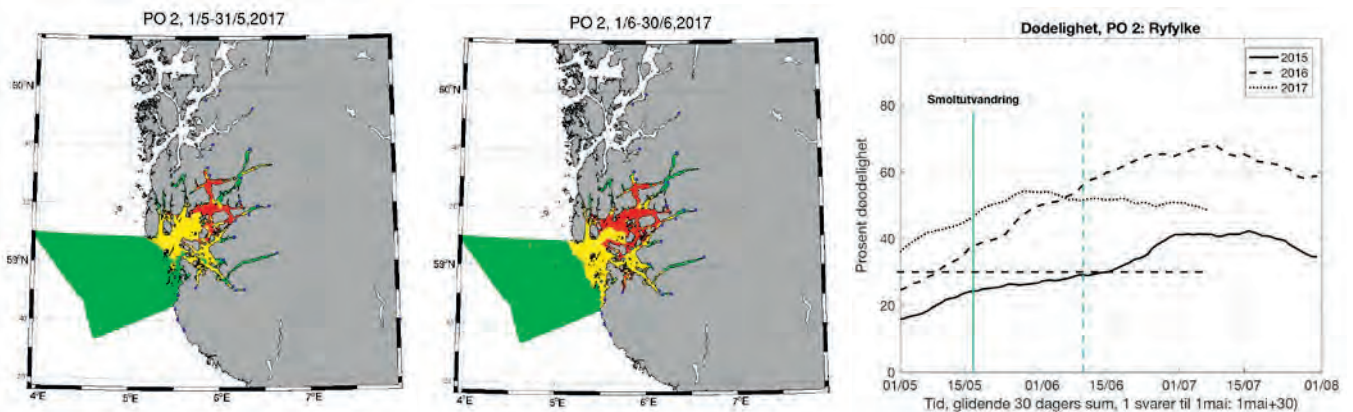
Basert på modellert tetthet av lakselus (www.lakselus.no) er det laget en metode for å overføre modellerte tettheter til risiko for lakselusrelatert dødelighet ved å kalibrere disse verdiene mot observasjoner i vaktburene (Sandvik mfl. 2016). Disse smittekartene indikerer forhøyet smittepress i hele Boknafjorden, og spesielt høyt i nordøstlige deler, i tidsperioden sentrert rundt forventet tid for smoltutvandring (figur 3.4).

Basert på disse kartene, og gitt at en vill laksefisk oppholder seg i ett område i 30 dager, kan en estimere risikoen denne har for lakselusrelatert dødelighet ved å vurdere andelen av arealet i området (innenfor kystlinjen) som er grønn, gul og rød og beregne 0, 50 og 100 % dødelighet for disse. I tillegg har vi satt oppholdstiden til 30 dager. Verdiene kan ikke tas bokstavelig da en ikke kjenner hvor fisken står, men indikerer forskjeller i smittepress mellom år. En ser fra denne figuren at risikoen er høyere tidlig i sesongen i 2017 enn tidligere år (figur 3.4).



**Figur 3.3**  
Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

**Figure 3.3.**  
The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts show the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



**Figur 3.4.**  
Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i mai og juni. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50 % dødelighet.

**Figure 3.4.**  
Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in May and June. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50 % mortality.

En annen metode for å oversette modellert tetthet av lakselus til estimert dødelighet på villfisk er ved å bruke smoltmodellen. Denne er basert på at en simulerer vandringen av fisk fra elven i en tidsperiode rundt forventet utvandringstid for elvene, og sammenholder dette med antall lakselus den da er forventet å møte. Også her skal en ikke ta verdiene bokstavelig, men brukes for å sammenligne regioner og endringer mellom år. I begge årene er det noe høyere estimert dødelighet for enkelte av elvene (figur 3.5), spesielt i elvene fra Årdal og nordover. Det estimeres mindre dødelighet på elvene i sørlige deler.

I 2017 ble det for første gang satt ut vaktbur i Boknafjorden. Vaktburene stod ute i to runder dekkende for smoltutvandringen. Burene var spredt i hele Boknafjorden (figur 3.6), i runde 1 stod fisken ute de to første ukene i mai, i runde 2 de to siste,

dvs. ukene 18-21. Det var lavt antall lus på fisken i nær alle burene begge rundene.

I 2017 ble det for første gang også trålt etter utvandrende postsmolt laks. Postsmolttrålingen indikerte lav prevalens (andel av smolt som er smittet med lus) og lav intensitet i ukene 18-19, noe økende i ukene derpå hvor om lag 1/3 av fisken hadde lus (tabell 3.3), men lav intensitet, som medfører liten økt risiko for lakselusrelatert dødelighet.

Oppsummert viser utslipp og modeller at det er mer lus i systemet i 2017 enn tidligere. Alle data (rusefangst, postsmolttråling, vaktbur) indikerer liten lakselusrelatert dødelighet i periode 1, mens modellen (ROC kart, smoltmodell) indikerer moderat lakselusrelatert dødelighet.

Risikoanalysen av tilstanden i Ryfylke fra 2013-2015 viser at det da var relativt

lite lus på villfisken og at 2016 indikerte en kraftig økning. Utslippene av klekete nauplier viser at det var noe økning i mai i 2016, men også en ytterligere økning i 2017. At dette ikke gjenspeiles i økt antall lus på fisken fanget i NALO kan skyldes enten at det er hydrografiske forhold (saltholdighet) som spiller inn, eller at anleggene det er snakk om er annerledes lokalisert. Utslippene av klekete nauplier i Ryfylke i mai har vært økende fra 2012, uten at dette har gitt utslag i tilsvarende mønster på villfisken. Målinger ifm utsett av vaktbur indikerer at det var lav saltholdighet i Boknafjorden i 2017. Det er mulig at dette i liten grad har påvirket utviklingen av lus i anleggene, litt avhengig av dybden på ferskvannslaget og hvor fisken står. Det vil trolig medføre lavere infestasjon på villfisken da denne normalt oppholder seg i de øvre meterne.

**Tabell 3.3.**

Resultater fra postsmolttrålingen av laks i Boknafjorden 2017.

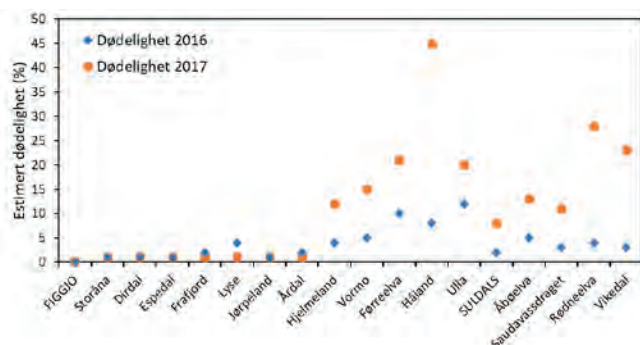
Uke	N	$\bar{X}$ vekt fisk (min-max)	Prevalens [95% KI]	Snitt Int. [95% KI]	% > 0,1 lus/g fisk [95% KI]	% > 10 lus/g fisk [95% KI]	Risiko, % dødelighet [95% KI]
18	105	21 (10-44)	10 [5-17]	1 [1-1]	0 [0-4]	0 [0-4]	0 [0-0]
19	35	30 (14-76)	3 [0-15]	1 [1-1]	0 [0-10]	0 [0-10]	0 [0-0]
20	49	29 (14-98)	33 [21-47]	3 [2-4]	8 [3-19]	2 [0-11]	3 [1-11]
21	13	44 (21-60)	15 [4-42]	1 [1-1]	0 [0-23]	0 [0-23]	0 [0-0]

N = antall fisk,  $\bar{X}$  = gjennomsnitt, KI = konfidensintervall.

N = number of fish.  $\bar{X}$  = sample mean, KI = confidence interval. The last column shows the risk of sea louse induced mortality in wild salmon populations.

**Table 3.3.**

Results from the trawling after salmon postsmolts in Boknafjorden 2017.



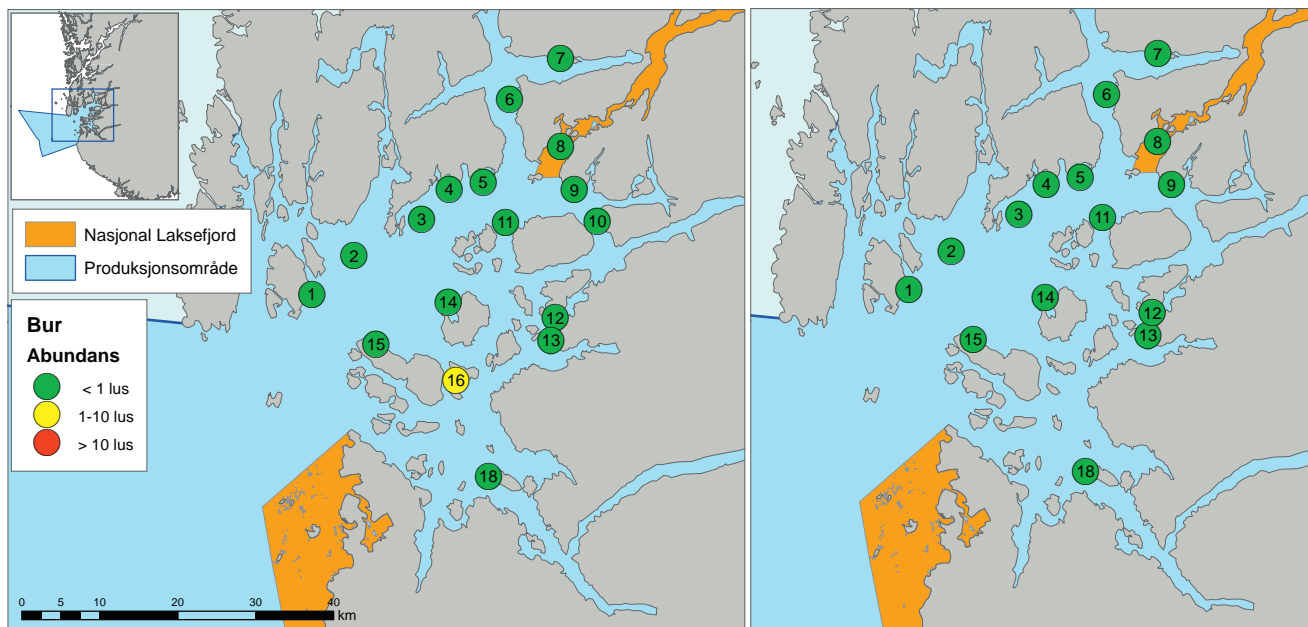
**Figur 3.5.**

Lakselusrelatert dødelighet estimert med smoltmodellen for alle elvene i produksjonsområdet i 2016 og 2017.

**Figure 3.5.**

Estimated mortality of out-migrating salmon smolts from all rivers in the production area based on the smolt model.





**Figur 3.6.** Vaktburene i Boknafjorden i runde 1 (1-14. mai) og runde 2 (14-29. mai). Punktene viser burposisjonene, og fargene på punktene i kartet relateres til om snitt antall lus/fisk er under 1 (grønn), mellom 1-10 (gul) eller over 10 (rød).

**Figure 3.6.** Sentinel cages in Boknafjorden in round 1 (1-14 May) and round 2 (14-29 May). The points indicate cage positions, and the colours indicates if mean number of lice each fish is below 1 (green), from 1 to 10 (yellow) or above 10 (red).



## 3.3.3 PO 3 Karmøy til Sotra



Foto: Hans Viktor Koch

I Hardangerfjorden hadde en relativt høy andel av fisken mye lus på flere av stasjonene (figur 3.7). I periode 1 (ukene 20-22) ble det beregnet relativt høy lakselusrelatert dødelighet for sjørret fanget i Ålvik (37 %), Strandebarm (63-72 %), moderat i Rosendal (17 %) og liten i den nasjonale laksefjorden Etne (2-4 %). Beregnet dødelighet i 2017 i periode 1 var betydelig høyere i de indre delene (Ålvik) enn tidligere observert, mens i midtre deler er mønsteret omtrent som i 2016, og noe lavere i Etne. I periode 2 (ukene 22-24) ble det beregnet høy lakselusrelatert dødelighet på sjørret fanget i Ålvik (36 %), Strandebarm (72-92 %), Rosendal (57 %), og moderat og høy i Etne i ukene 23-24 (22-32 %). Estimaten er høyere i 2017 enn i 2016 for Ålvik, Strandebarm og Rosendal. Oftest har en sett høye estimater for Rosendal 2010-2015. Estimaten for dødelighet på sjørret fanget i Etne

er som tidligere observert, og lavere enn i 2016. Merk at ytre deler av Hardangerfjorden er brakklagt i mars i oddetallsår. I Bjørnafjorden ble det beregnet 35 % dødelighet i periode 1, og 30 % i periode 2. Selv om dette er høye verdier, er begge en forbedring i forhold til 2016.

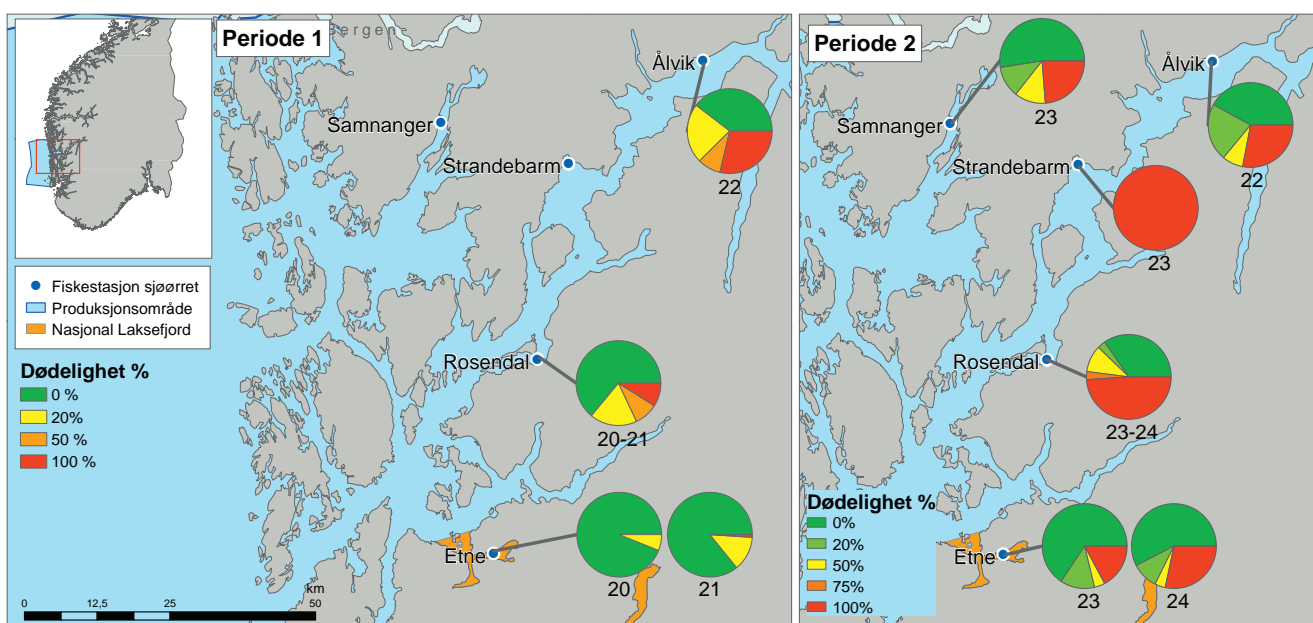
Beregnet fordeling av lakselus indikerer at i mai var det høy tetthet i midtre deler som strekker seg innover fjorden, og noe lavere i ytre deler (figur 3.8). I juni har feltet med høy tetthet strukket seg ut i de ytre delene. I Bjørnafjorden er det mye lus i begge månedene. Beregnet dødelighet ut ifra andelen av arealet som er grønn, gul og rød indikerer noe lavere smittepress i 2017 enn de to tidligere årene (figur 3.8).

Estimert dødelighet på utvandrende postsmolt laks fra alle elvene i produksjonsområdet indikerer at det er moderat

dødelighet fra elvene nær kysten, mens det estimeres høy lakselusrelatert dødelighet for elvene inne i Hardangerfjorden (figur 3.9).

Trålingen i 2016 etter utvandrende postsmolt av laks i ytre del av Hardangerfjorden i ukene 19-23 viste tilsvarende mønster som i 2016 med økende infestasjon utover mai (tabell 3.4). Mønsteret i hvor stor andel av fisken som hadde lus er rimelig likt i 2016 og 2017, men intensiteten øker noe tidligere i 2017 enn i 2016.

I 2017 var det satt ut vaktbur i Hardangerfjorden i 3 perioder, 9-23 mai, 23 mai-6 juni og fra 6 til 21. juni. Burene stod derfor ute sammenfallende med trålingen, og sammenfallende med første periode i NALO-undersøkelsene. Vaktburene plassert i Hardangerfjorden viste at i den første perioden var det i snitt relativt mye lus helt



Figur 3.7.

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

Figure 3.7.

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts show the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



fra innenfor Strandebarm til utenfor Rosendal (figur 3.10), noe lavere i ytre deler. Tilsvarende mønster ble observert i den andre perioden, men utbredelsen av forhøyet smittepress gikk lengre ut, og i den 3 perioden ble det observert noe høyere smittepress også i området Stord-Bømlo.

Risikoanalysen av produksjonsområdet viser at det er relativt høy risiko for

lakselusrelatert dødelighet både for den utvandrende postsmolt av laks, men også for den beitende sjørørreten. Både garn/rusefangst, postsmolttråling og vaktbur indikerer høyt smittepress spesielt i midtre deler av Hardangerfjorden og i store deler av Bjørnafjorden under smoltutvandringen, og i større området både i Hardanger og Bjørnafjorden senere på sommeren. Estimaten fra modellene

samsvarer med dette, og indikerer at spesielt smolten fra indre deler av Hardangerfjorden vil få påslag av mye lus. Postsmolttrålingen indikerer høy lakselusrelatert dødelighet på smolten fanget allerede fra midten av mai (uke 20). Om dette er smolt som vandrer fra de indre elvene og trenger lengre tid ut, eller om det er sent utvandrende smolt fra de ytre elvene vites ikke.

**Tabell 3.4**

Resultater fra postsmolttrålingen i Hardangerfjorden 2017. N = antall fisk,

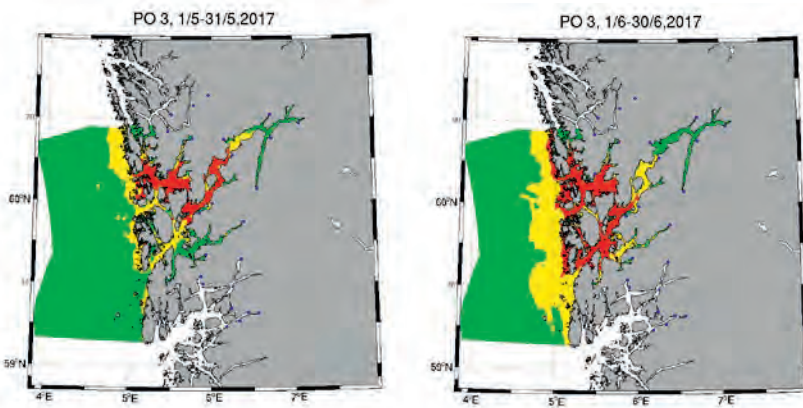
**Table 3.4**

Results from the trawling after salmon postsmolts in Hardangerfjorden 2017.

Uke	N	$\bar{X}$ vekt fisk (min-max)	Prevalens [95% KI]	Snitt Int. [95% KI]	% > 0,1 lus/g fisk [95% KI]	Risiko, % dødelighet [95% KI]
19	13	24 (14-44)	38 [18-64]	3 [2-6]	15 [4-42]	9 [0-32]
20	189	23 (10-90)	70 [63-76]	8 [7-11]	42 [35-49]	28 [22-34]
21	48	21 (8-46)	73 [59-83]	23 [16-34]	52 [38-66]	51 [36-65]
22	5	37 (20-68)	100 [57-100]	21 [8-35]	60 [23-88]	60 [0-80]

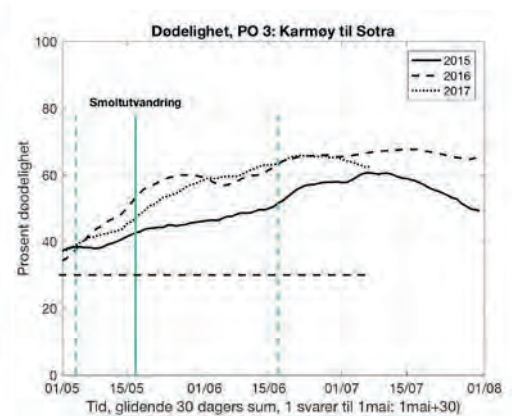
N = antall fisk,  $\bar{X}$  = gjennomsnitt, KI = konfidensintervall.

N = number of fish.  $\bar{X}$  = sample mean, KI = confidence interval. The last column shows the risk of sea louse induced mortality in wild salmon populations.



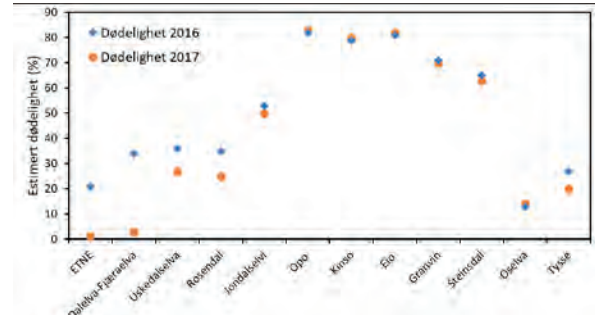
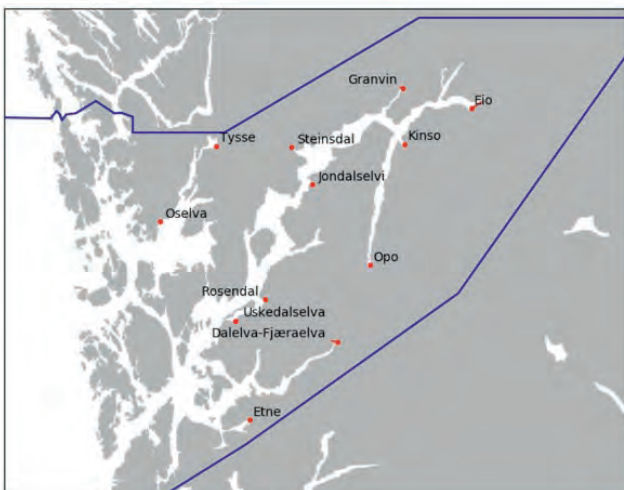
**Figur 3.8**

Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i mai og juni. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.



**Figure 3.8**

Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in May and June. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.



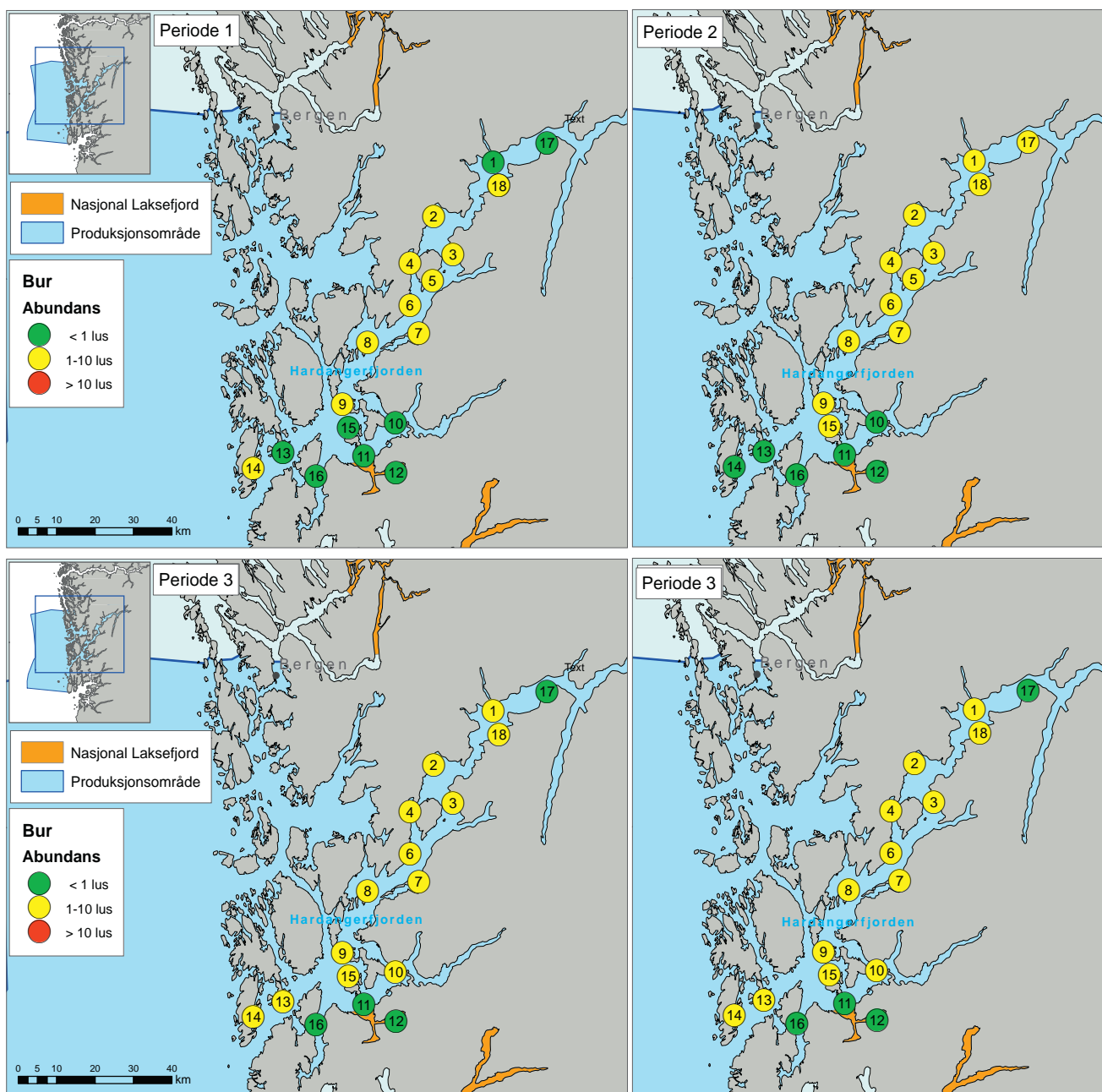
**Figur 3.9**

Lakselusrelatert dødelighet estimert med smoltmodellen for alle elvene i produksjonsområdet i 2016 og 2017.

**Figure 3.9**

Estimated mortality of out-migrating salmon smolts from all rivers in the production area based on the smolt model for 2016 and 2017.





**Figur 3.10**

Burdata fra Hardangerfjorden i rundene 1 (8-22. mai), 2 (22. mai-7. juni) og 3 (7-20. juni) i 2017. Punktene viser burposisjonene, og fargene på punktene i kartet relateres til om snitt antall lus/fisk er under 1 (grønn), mellom 1-10 (gul) eller over 10 (rød).

**Figure 3.10**

Sentinel cages in Hardangerfjorden in round 1 (8-22 May), round 2 (22 May-7 June) and round 3 (7-20 June). The points indicates cage positions, and the colours indicates if mean number of lice each fish are below 1 (green), from 1 to 10 (yellow) or above 10 (red).

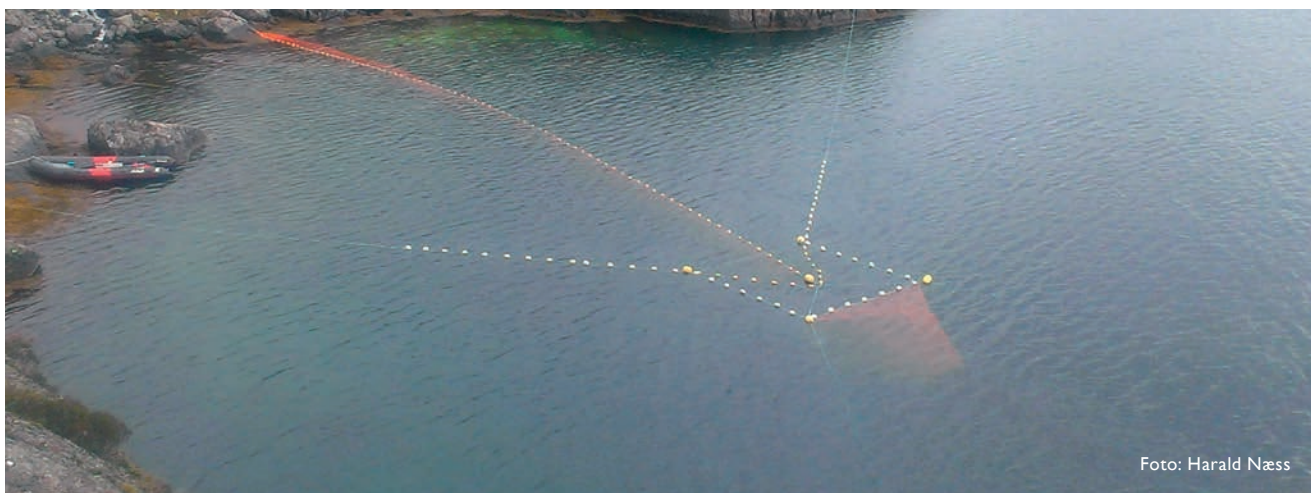


Foto: Harald Næss

### 3.3.4 PO 4 Nordhordland til Stadt

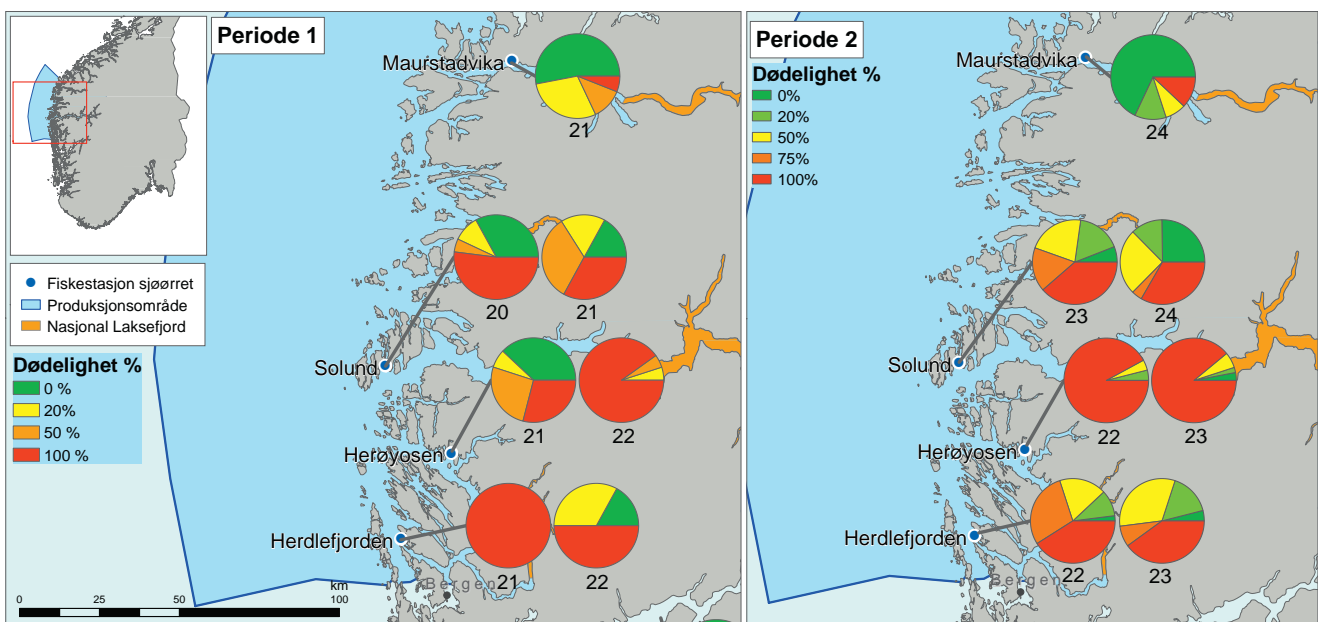
I dette området er stasjoner i Nordhordland, ytterst i Sognefjorden og i Nordfjord undersøkt i periode 1 (ukene 21-22) og periode 2 (ukene 22-24). Ruse- og garnundersøkelsene i periode 1 indikerte at store deler av den fangete fisken hadde så mye lakselus at en forventer dødelighet (figur 3.11) både i Herøyosen, ved Herdla og på nordsiden av Sognefjorden. I Nordfjord var andelen av fisk med mye lus lavere. En estimerer høy lakselusrelatert dødelighet på begge stasjonene i Nordhordland (> 43 %), i Solund (57-53 %), og moderat i Maurstadvika (18 %). Både for Nordhordland og Solund er

dette sammenlignbart med 2015-2016, mens det er noe lavere i Maurstadvika enn i 2016.

I periode 2 har fremdeles en stor andel av fisken mye lus (figur 3.11), noe lavere i Nordhordland. Estimert dødelighet på fisken fanget i periode 2 er 65-95 % i Nordhordland, 51-66 % i Solund og 18 % i Maurstadvika. I forhold til tidligere år er estimatene i Nordhordland like høye som i 2015-2016, noe høyere enn 2015-2016 for Solund, og lavere enn i 2016 for Maurstadvika.

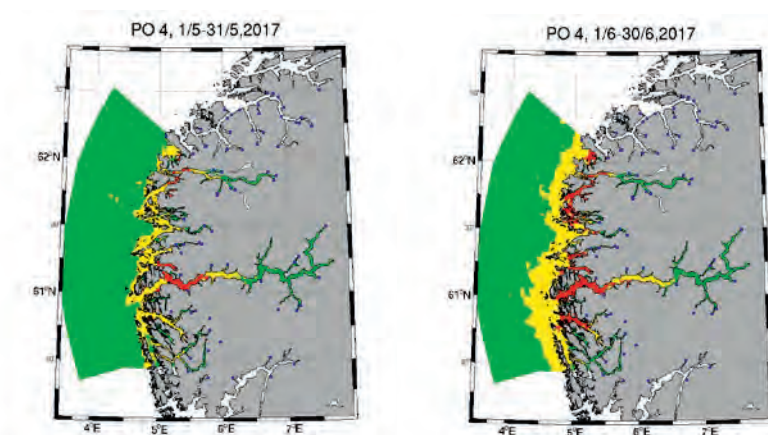
Beregnet fordeling av lakselus indikerer at i mai var det moderat tetthet langs store deler av ytre kyststrøk, og høy tetthet et stykke innover i Sognefjorden (figur 3.12). Tettheten av lakselus økte i juni. Andelen av arealet med høy tetthet indikerer høyere smittepress i 2017 enn tidligere år, og at dette smittepresset er høyere allerede tidlig mai (figur 3.12).

Estimert dødelighet på utvandrende post-smolt laks fra alle elvene i produksjonsområdet indikerer liten dødelighet på postsmolten som vandrer fra elvene i

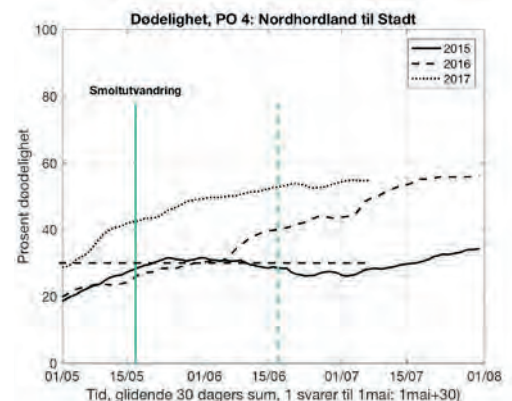


**Figur 3.11** Posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

**Figure 3.11** The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts shows the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



**Figur 3.12** Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i mai og juni. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50 % dødelighet.



**Figure 3.12** Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in May and June. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.



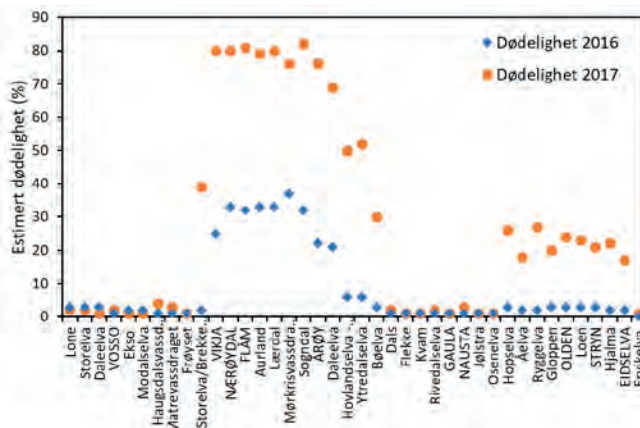
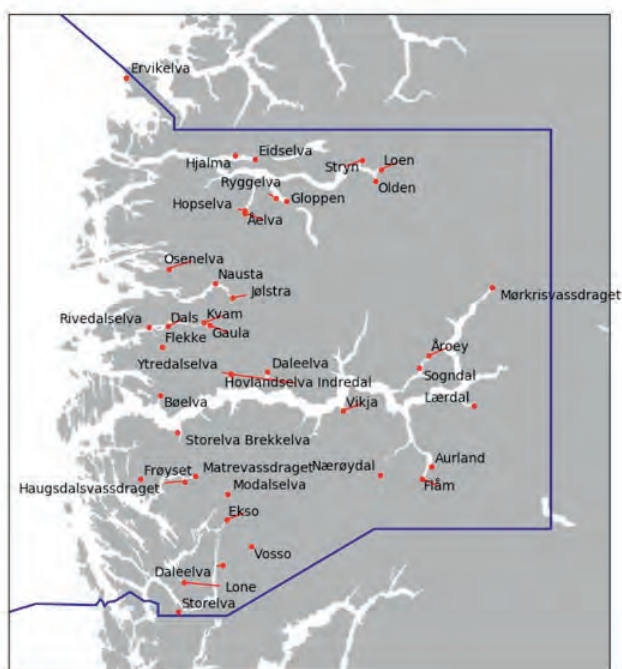
Osterfjorden, betydelig høyere for elvene i Sognefjorden (figur 3.13). For elvene opp til Nordfjord estimerer det liten lakselus-relatert dødelighet, mens for elvene fra Nordfjord (Hopselva-Eidselva) estimeres moderat dødelighet.

Data fra vaktburene i Sognefjorden som stod ute i to runder i hhv. ukene 19-21 og 21-23 viser relativt høyt smittepress i hele det undersøkte området, med en betydelig økning av lus i andre runde (figur 3.14).

Trålingen etter postsmolt ble gjort i ukene 19-22, fra 8. mai til 4. juni 2017. Dataene viste at prevalensen økte betydelig i perioden, fra 17 % i uke 19 til 100% i uke 22 (tabell 3.5), og samtidig økte antall lus på den infesterte fisken fra 1 til 67 lus/fisk. Dette indikerer at risikoen for lakselus-relatert dødelighet var høy (69-100 %) i de to siste ukene. Fangstene var også gode i denne perioden.

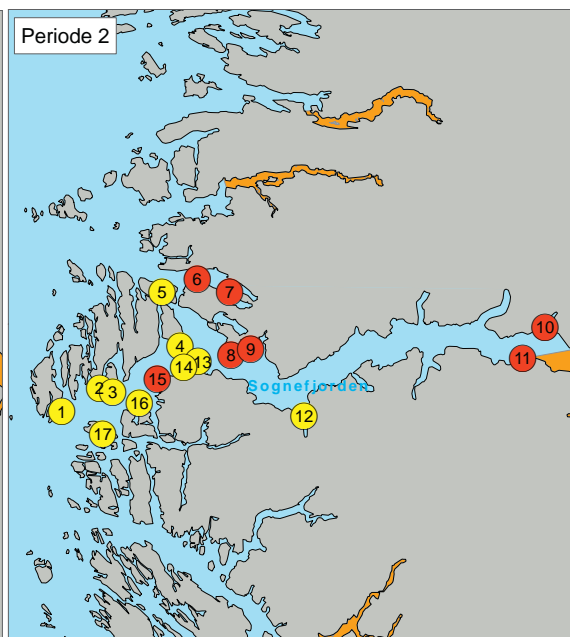
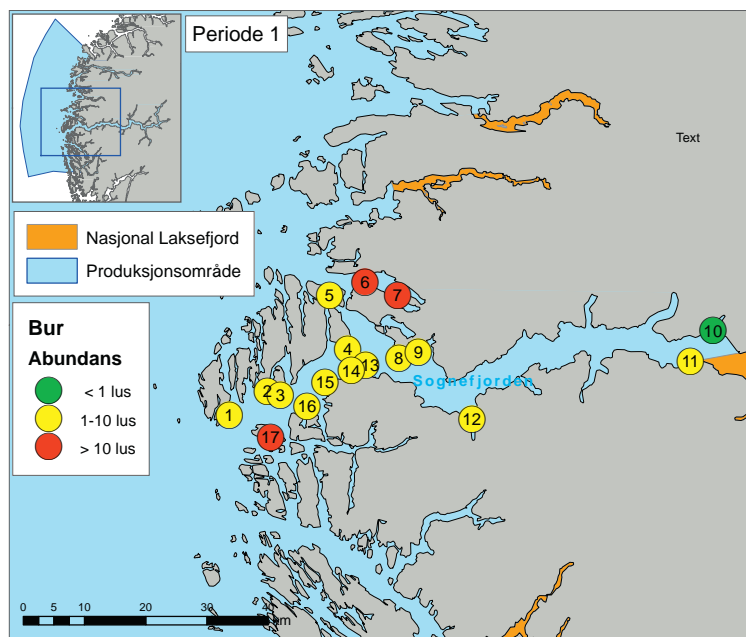
Data fra produksjonsområdet indikerer høyt smittepress under smoltutvandringen i Nordhordland og Sognefjorden. Dette

både på garn og rusefanget sjørret, samt vaktbur og postsmolttråling i Sognefjorden. I Nordfjord estimeres moderat lakselusrelatert dødelighet under smoltutvandringen. For beitende sjørret indikerer dataene og modell i moderat og høyt smittepress i flere av de ytre strøkene fra Lindås og helt opp til Nordfjord. I Sognefjorden estimeres det moderat og høye tettheter langt innover fjorden. Dette støtter opp under garn og rusedata som indikerer høyt smittepress på beitende sjørret i Nordhordland, ytre deler av Sognefjorden, og noe lavere i Nordfjord.



**Figur 3.13** Lakselusrelatert dødelighet estimert med smoltmodellen for alle elvene sortert fra sør til nord i produksjonsområdet i 2016 og 2017.

**Figure 3.13** Estimated mortality of out-migrating salmon smolts from all rivers in the production area based on the smolt model.



**Figur 3.14** Burdata fra Sognefjorden 2017 i runde 1 (10-25. mai) og 2 (25. mai – 9. juni). Punktene viser burposisjonene, og fargene på punktene i kartet relateres til om snitt antall lus/fisk er under 1 (grønn), mellom 1-10 (gul) eller over 10 (rød).

**Figure 3.14** Sentinel cages in Sognefjorden in round 1 (10-25 May) and round 2 (25 May-9 June). The points indicate cage positions, and the colours indicates if mean number of lice each fish are below 1 (green), from 1 to 10 (yellow) or above 10 (red).



Tabell 3.5

Resultater fra postsmolttrålingen i Sognefjorden 2017.

Table 3.5

Results from the trawling after salmon postsmolts in Sognefjorden 2017.

Uke	N	$\bar{X}$ vekt fisk (min-max)	Prevalens [95% KI]	Snitt Int. [95% KI]	% > 0,1 lus/g fisk [95% KI]	Risiko, % dødelighet [95% KI]
19	58	24 (8-86)	17 [10-29]	1 [1-1]	0 [0-6]	0 [0-0]
20	46	23 (12-95)	37 [25-51]	3 [2-5]	13 [6-26]	6 [2-13]
21	27	30 (16-94)	100 [88-100]	16 [12-23]	78 [59-89]	69 [51-83]
22	97	22 (14-46)	100 [96-100]	67 [60-75]	100 [96-100]	100 [100-100]

N = antall fisk,  $\bar{X}$  = gjennomsnitt, KI = konfidensintervall.

N = number of fish.  $\bar{X}$  = sample mean, KI = confidence interval. The last column shows the risk of sea louse induced mortality in wild salmon populations.



Foto: Grethe Thorsheim

## 3.3.5 PO 5 Stadt til Hustadvika

En stor andel av sjørøreten fanget i med ruse og garn ytterst (Ørsta) i Storfjorden hadde høy infestasjon under smoltutvandringen (ukene 21-22) (figur 3.15) og det estimeres høy lakselusrelatert dødelighet (45-80 %). Lengre inne i fjorden var smittepresset noe lavere, og det estimeres moderat dødelighet i Sykkylven (19 %). Sjørøreten fanget på stasjonene i ytterkantene av Romsdalsfjorden hadde lite lus på vestsiden og moderat på nordsiden, og det beregnes liten (0-1 %) i Vatnefjorden og moderat (16-24 %) i Frænfjorden.

I periode 2 var det fremdeles mye lus på fisken ytterst i Storfjorden (figur 3.15),

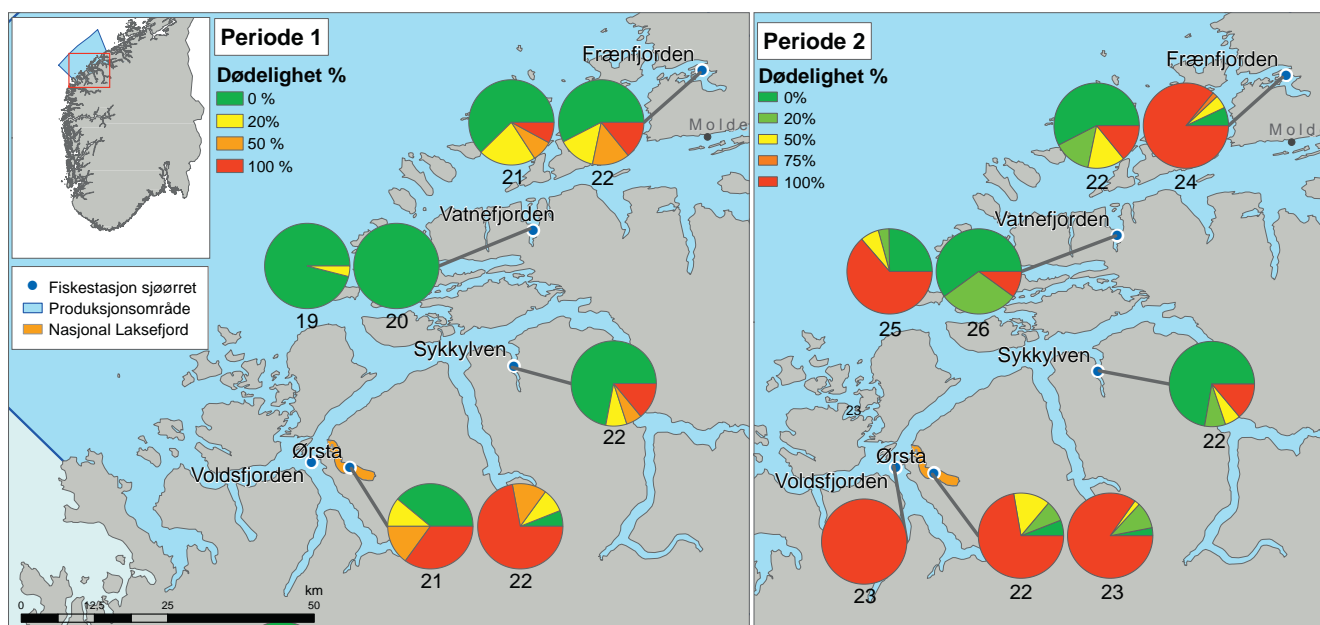
moderat i midtre deler (Sykkylven), og det regnes høy (81-100 %) dødelighet på fisken fanget i Ørsta og Voldsfjorden, og moderat i Sykkylven. I Romsdalsfjorden regnes det moderat og høy i Vatnefjorden (16-68 %) og høy (90 %) i Frænfjorden.

Beregnet fordeling av lakselus indikerer at i mai var det moderat tetthet langs store deler av ytre kyststrøk og langt innover i både Stor- og Romsdalsfjorden, og ettbegrenset område med høy tetthet (figur 3.16). Tettheten av lakselus økte i juni, og andelen av arealet med moderat og høy tetthet dekker større deler av fjordene. Andelen av arealet med moderat og høy

tetthet indikerer høyere smittepress i 2017 enn tidligere år i mai, og relativt likt som i 2015 i juni (figur 3.16).

Estimert dødelighet på utvandrende post-smolt laks fra alle elvene i produksjonsområdet viser økt dødelighet på postsmolten som vandret ut fra elvene ytterst og helt innerst i Storfjorden, samt elvene innerst i Isfjorden (figur 3.17). Jevnt over høyere estimert dødelighet i 2017 i forhold til 2016.

Vaktburene i Romsdalsfjorden er satt i klynger på 3 og 3 bur. Burene har stått ute i en runde, ukene 22-24, sammenfallende

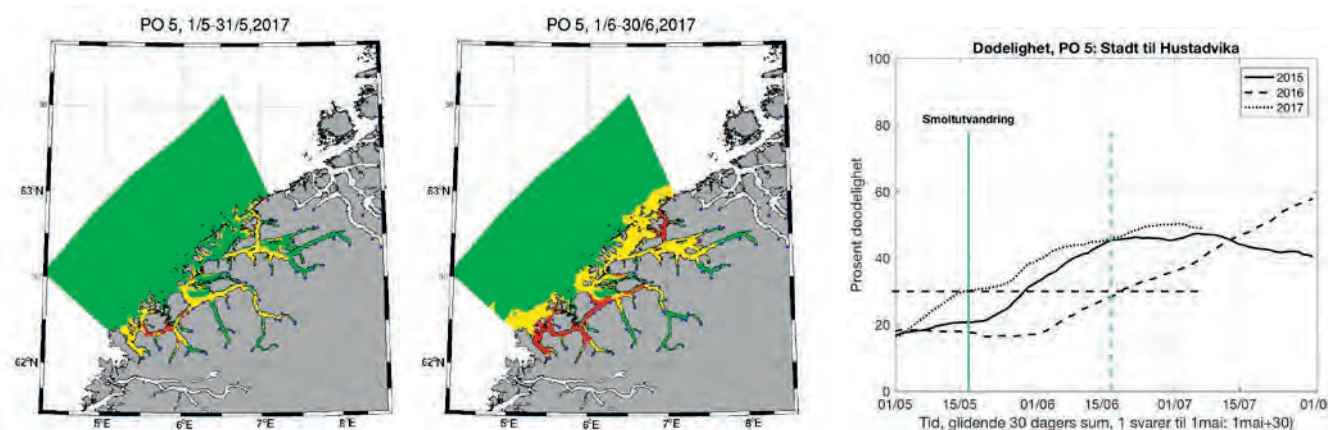


Figur 3.15

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

Figure 3.15

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts show the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



Figur 3.16

Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i mai og juni. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50 % dødelighet.

Figure 3.16

Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in May and June. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.



med slutten av trålperioden. Resultatene indikerte da lavt smittepress i storparten av fjorden (figur 3.18), men moderat ved Otrøya.

Trålingen etter postsmolt ble gjort i ukene 20-23, fra 15. mai til 6. juni 2017. Dataene viste noe økende prevalens og intensitet fra uke 20 til 22 (tabell 3.6), og fra liten til moderat estimert lakselusrelatert dødelighet, og avtagende intensitet på fisken fanget i den siste uken.

I 2017 viste data fra ruse- og garnfangst av sjørøret at i de første ukene (uke 23-25) var infestasjonen på sjørøret i Storfjorden fra moderat i midtre til høy i ytre deler av Storfjorden, mens i Romsdalsfjorden var smittepresset noe lavere, med moderat risiko i Frænfjorden og liten risiko i Vatnefjorden. Vaktburene som stod ute på slutten av trålperioden indikerte lavt smittepress i Vatne og Frænfjorden, moderat i vaktbur ved Otrøya. Tråldataene viser lave infestasjoner i ukene 20-21, høy i uke 22, og moderat

i uke 23. Smittekartene og smoltmodellen indikerer noe økt dødelighet på smolt som vandrer ut fra enkelte elver i systemet.

For sjørøret i periode 2 indikerer dataene moderat til høyt smittepress i Storfjorden og Romsdalsfjorden, smittekartene økende smittepress utover juni, og andelen av arealet som indikerer økt dødelighet er større i 2017 enn 2015-2016.

**Tabell 3.6**

Resultater fra postsmolttrålingen i Romsdalsfjorden 2017.

Uke	N	$\bar{X}$ vekt fisk (min-max)	Prevalens [95% KI]	Snitt Int. [95% KI]	% > 0,1 lus/g fisk [95% KI]	Risiko, % dødelighet [95% KI]
20	222	15 (6-32)	7 [4-11]	1 [1-1]	0 [0-3]	0 [0-2]
21	97	18 (6-60)	47 [38-57]	3 [2-4]	25 [17-34]	1 [0-6]
22	80	19 (8-38)	85 [76-91]	5 [4-6]	69 [58-78]	12 [7-22]
23	21	17 (12-22)	81 [60-92]	2 [2-3]	43 [24-63]	0 [0-15]

**Table 3.6**

Results from the trawling after salmon postsmolts in Romsdalsfjorden 2017.

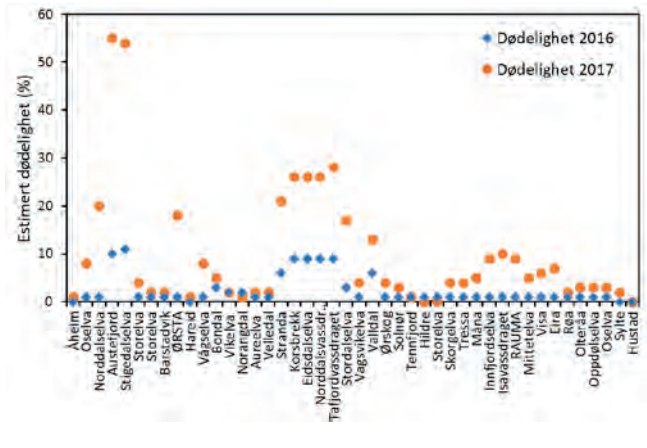
N = antall fisk,  $\bar{X}$  = gjennomsnitt, KI = konfidensintervall.

N = number of fish.  $\bar{X}$  = sample mean, KI = confidence interval. The last column shows the risk of sea louse induced mortality in wild salmon populations.



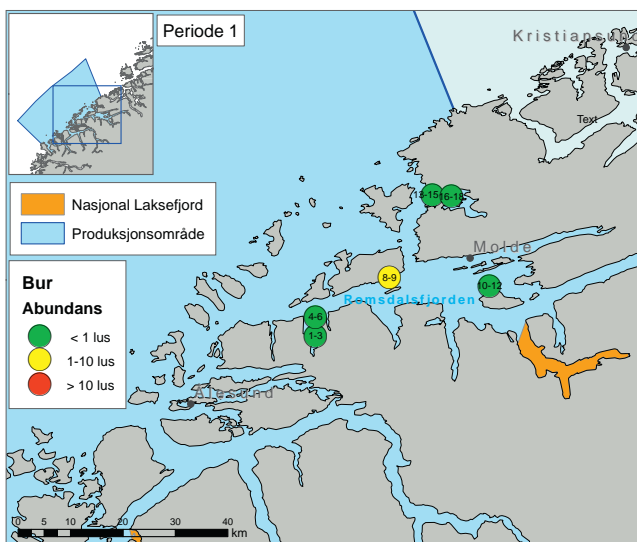
**Figur 3.17**

Lakselusrelatert dødelighet estimert med smoltmodellen for alle elvene sortert fra sør til nord i produksjonsområdet i 2016 og 2017.



**Figure 3.17**

Estimated mortality of out-migrating salmon smolts from all rivers in the production area based on the smolt model.



**Figur 3.18**

Burdata fra Romsdalsfjorden 2017 i ukene 22-24 (31. mai -13. juni). Punktene viser burposisjonene, og fargene på punktene i kartet relateres til om snitt antall lus/fisk er under 1 (grønn), mellom 1-10 (gul) eller over 10 (rød).

**Figure 3.18**

Sentinel cages in Romsdalsfjorden in weeks 22-24 (31 May-13 June). The points indicate cage positions, and the colours indicates if mean number of lice each fish is below 1 (green), from 1 to 10 (yellow) or above 10 (red).



### 3.3.6 PO 6 Nordmøre og Sør-Trøndelag

I dette produksjonsområdet hadde en liten andel av sjørørret i periode 1 fanget med ruse og garn i Viggja inne i Trondheimsfjorden og Agdenes ved utløpet lus (figur 3.19). Det estimeres derfor 0% dødelighet på begge stasjonene. I periode 2 ukene 23-25 var det fremdeles lite lus inne i Trondheimsfjorden og det regnes ikke lakselusrelatert dødelighet. På Agdenes var det mer lus, og det regnes høy lakselusrelatert dødelighet (45-48%) på den beitende sjørørret i dette området.

Beregnet fordeling av lakselus indikerer at i mai var det moderat tetthet i de sørlige delene av området (figur 3.20). Tettheten av lakselus økte i juni, og modellen indikerer området med høyt smittepress, og

ett større areal med moderat smittepress. Andelen av arealet med moderat og høy tetthet indikerer tilsvarende smittepress som i 2015-2016 første uken i mai, men deretter var det høyere smittepress i 2017 (figur 3.20).

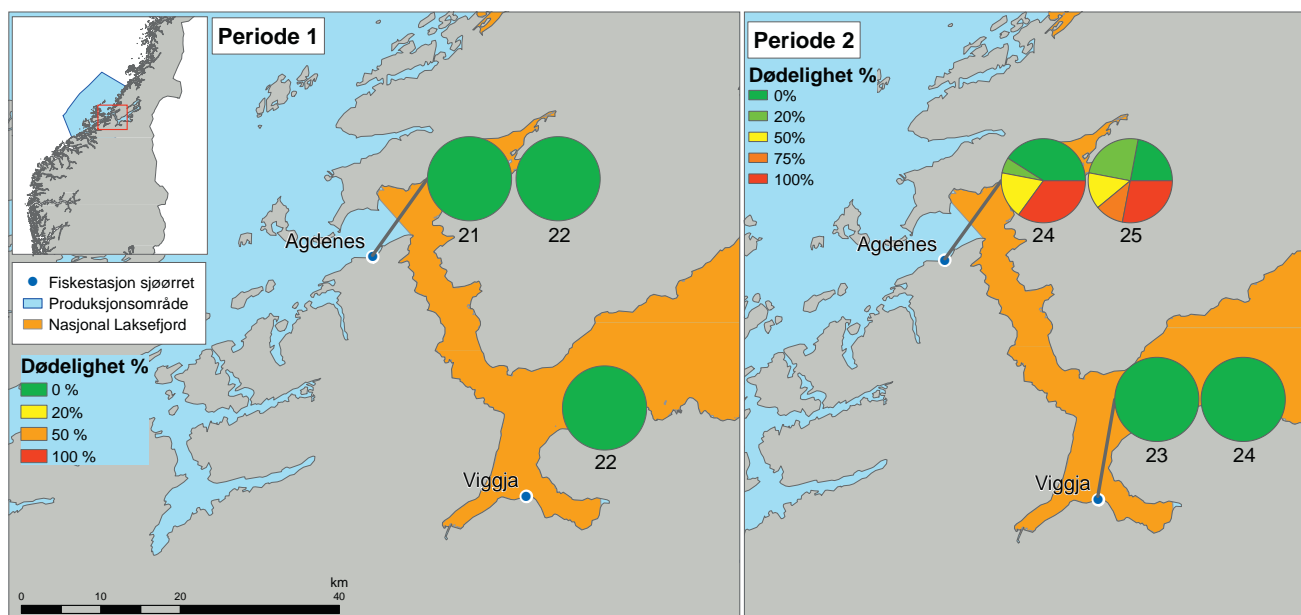
Estimert dødelighet på utvandrende postsmolt laks fra alle elvene i produksjonsområdet viser noe økt dødelighet på postsmolten som vandret ut fra elvene sør i produksjonsområdet, og for de som vandrer fra elvene helt innerst i Trondheimsfjorden (figur 3.21).

Vaktburene i Trondheimsfjorden stod ute i en runde, ukene 21-23, sammenfallende med trålperioden. På burene ved Agdenes

ble det observert moderate infestasjoner, mens det både på østsiden av Hitra og ved Tarva var et fra lavt til moderate infestasjoner (figur 3.22).

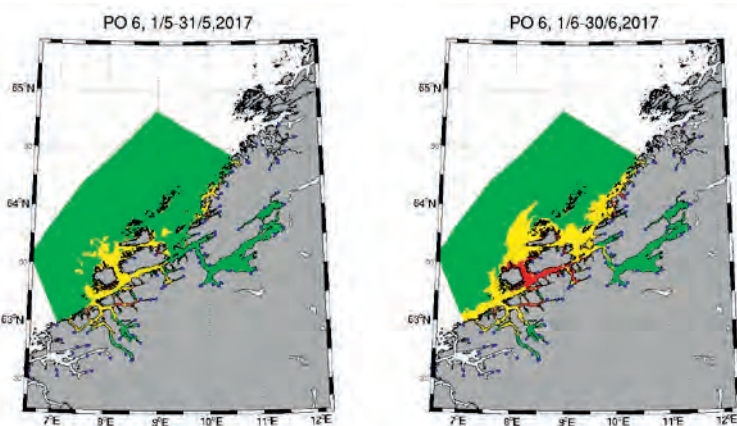
I 2017 ble trålingen etter smolt gjort i ukene 20-24, fra 20. mai til 13. juni 2017. Dataene viste liten risiko for lakselusrelatert dødelighet i alle ukene (tabell 3.7).

Data på villfisk (garn/ruse, tråling) fra produksjonsområdet indikerer liten lakselusrelatert dødelighet for utvandrerne postsmolt, mens vaktburene indikerer noe forhøyet smittepress. Modelldata indikerte jevnt økende smittepress fra tidlig mai ut juni. Smoltmodellen indikerte da at elvene som ankommer de ytre strøkene

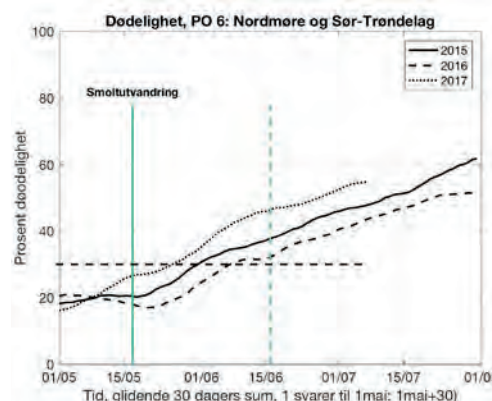


**Figur 3.19**  
Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

**Figure 3.19**  
The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts shows the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



**Figur 3.20**  
Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i mai og juni. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.



**Figure 3.20**  
Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in May and June. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.



### 3.3.7 PO 7 Nord-Trøndelag med Bindal

I dette produksjonsområdet viste fangstene av sjørret ved Sitter på sørsiden av Namsenfjorden at en relativt høy andel av fisken hadde mye lus (figur 3.23), og det regnes 34-37% lakselusrelatert dødelighet. I periode 2, ukene 23-25, viste fangsten at det var lite lus i Namsenfjorden, noe mer ved Sitter, og en andel av fisken hadde også mye lus ved Vikna. Det estimeres derfor ikke dødelighet i Namsenfjorden, høyt ved Sitter (41%) og moderat ved Vikna (24%).

Beregnet fordeling av lakselus indikerer at i mai var det lav tetthet av smittsomme lakselus i nesten hele området (figur 3.24), unntakene er rett sør for Namsenfjorden og nord for Vikna. I juni var smittepresset

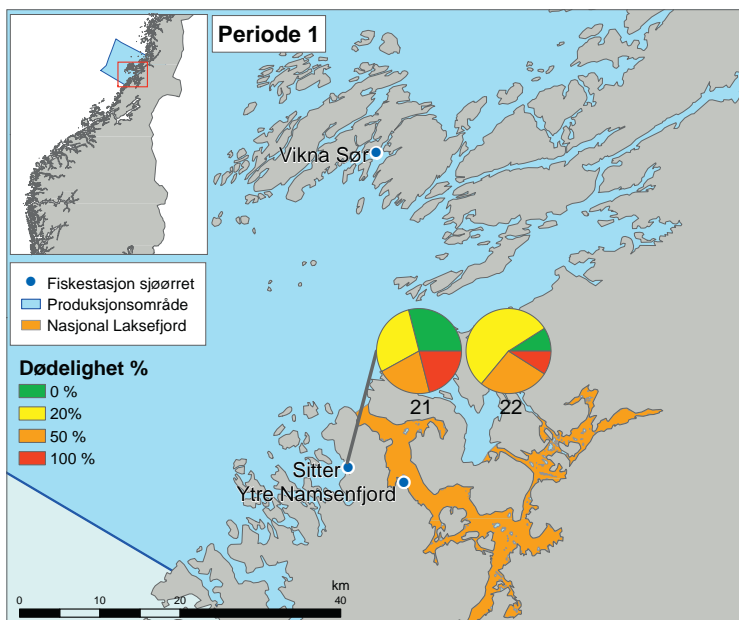
høyere, og til dels høyt, og i de samme områdene som i mai.

Tetthet i de sørlige delene av området (figur 3.24). Tettheten av lakselus økte i juni, og modellen indikerer området med høyt smittepress, og ett større areal med moderat smittepress. Andelen av arealet med moderat og høy tetthet indikerer lavere smittepress enn i 2015-2016 helt til slutten av juni (figur 3.24).

Estimert dødelighet på utvandrende post-smolt laks ved hjelp av smoltmodellen fra alle elvene i produksjonsområdet viser < 1% dødelighet både i 2016 og 2017 (data ikke vist).

Vaktburene i Namsen/Vikna stod ute i en runde, ukene 21-23. Det ble observert moderat smittepress på bur sør for Namsenfjorden og nord for Vikna, eller lite økt smittepress (figur 3.25).

Data fra ruse og garnfangst og vaktbur i 2017 indikerer at infestasjonen på sjørret var hhv. høyt og moderat under smoltutvandringen på sørsiden av Namsenfjorden. Smittekart og smoltmodellen indikerer lavt smittepress for utvandrende postsmolt laks og førstegangsutvandrende sjørret. Senere i sesongen er smittepresset høyere både på ruse/garnfanget sjørret, og det indikeres i smittekartene. Situasjonen virker noe bedre i 2017 enn i 2016.



Figur 3.23

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

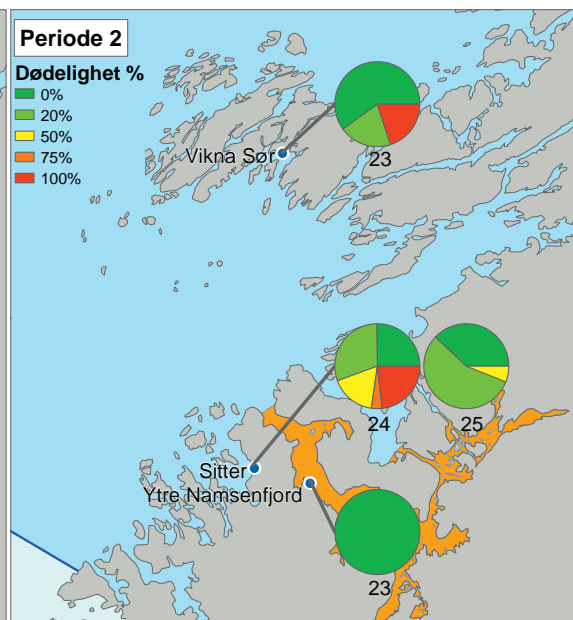
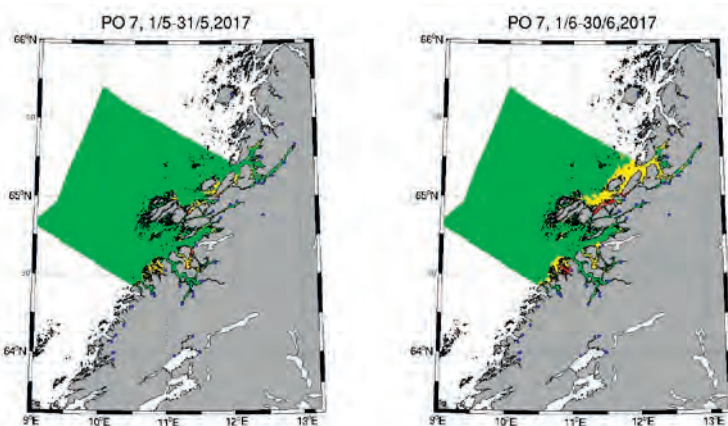


Figure 3.23

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts shows the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



Figur 3.24

Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i mai og juni. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.

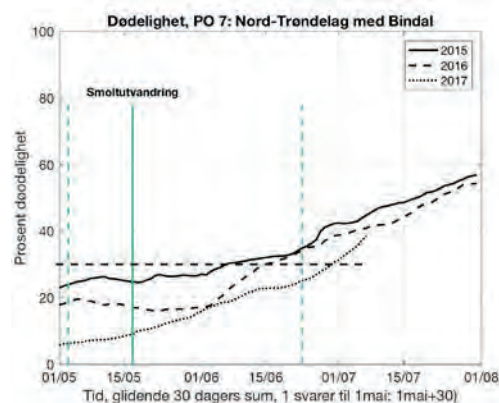
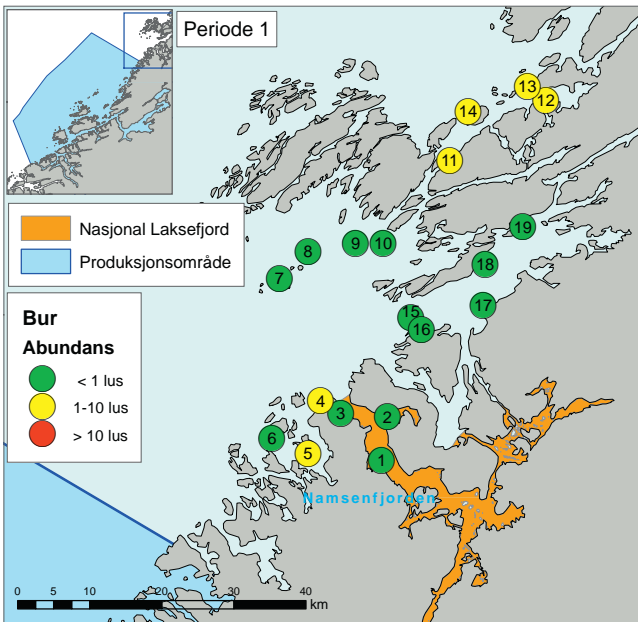


Figure 3.24

Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in May and June. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.





**Figur 3.25**

Burdata fra Namsen/Vikna 2017 ukene 21-23 (21. mai – 7. juni). Punktene viser burposisjonene, og fargene på punktene i kartet relateres til om snitt antall lus/fisk er under 1 (grønn), mellom 1-10 (gul) eller over 10 (rød).

**Figure 3.25**

Sentinel cages in Namsen/Vikna in weeks 22-24 (21 May-7 June). The points indicate cage positions, and the colours indicates if mean number of lice each fish is below 1 (green), from 1 to 10 (yellow) or above 10 (red).



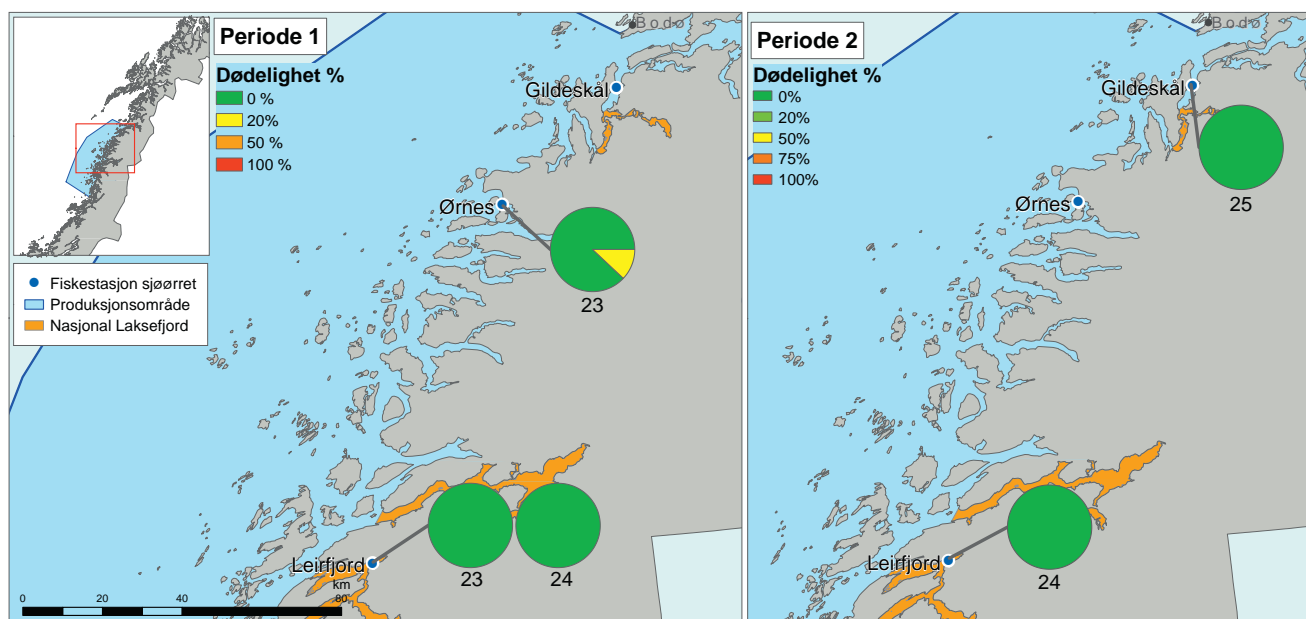
### 3.3.8 PO 8 Helgeland til Bodø

Ruse og garnfangst i ukene 23-24 av sjørøret og sjørøye viste at en liten andel av fisken i periode 1 hadde lus (figur 3.26) både i Leirfjord og Ørnes, og det regnes derfor 0-2% lakselusrelatert dødelighet. Dette er lavere enn i 2016. I periode 2 ukene 24-25 var det også lite lus på fisken, og det regnes 0-2% dødelighet på alle stasjonene. Vi antar at median tidspunkt for smoltutvandringen i dette produksjonsområdet er 14. juni, nesten en måned senere enn i de forrige områdene (jfr. figur 3.27).

Smittekartene viser at modellert tetthet av smittsomme lakselus i juni var lav i nesten hele området (figur 3.27). Tettheten av lakselus økte noe i juli, og modellen indikerer et avgrenset område med høyt smittepress, og ett større areal med moderat smittepress. Andelen av arealet indikerer relativt lavt smittepress i mai og noe økende i juni-juli (figur 3.27). Det var noe høyere smittepress i 2017 i forhold til 2015-2016.

Data fra ruse og garnfiske indikerte lave infestasjoner i periode 1. Dette er tilsvarende som i 2016. Smittekartene viser lite

areal med økt smittepress, og smoltmodellen indikerer liten (0-1%) lakselusrelatert dødelighet for alle elvene i dette området (data ikke vist). Både data og modell indikerer derfor liten risiko for lakselusrelatert dødelighet for utvandrende postsmolt laks i tidsrommet undersøkt. I periode 2 observeres også lave infestasjoner på garn og rusefanget sjørøret og sjørøye, og det beregnes bare en begrenset økning i smittepress. Dette indikerer liten risiko for lakselusrelatert dødelighet i tidsrommet undersøkt også for beitende sjørøret og sjørøye.

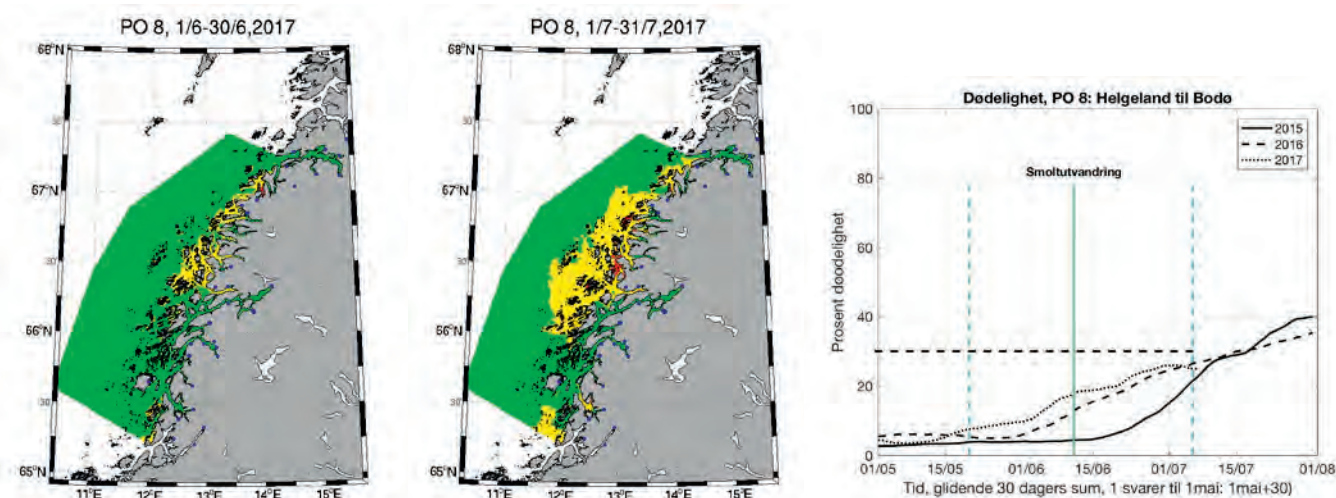


**Figure 3.26**

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

**Figure 3.26**

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts show the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



**Figure 3.27**

Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i juni og juli. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.

**Figure 3.27**

Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in June and July. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.



### 3.3.9 PO 9 Vestfjorden og Vesterålen

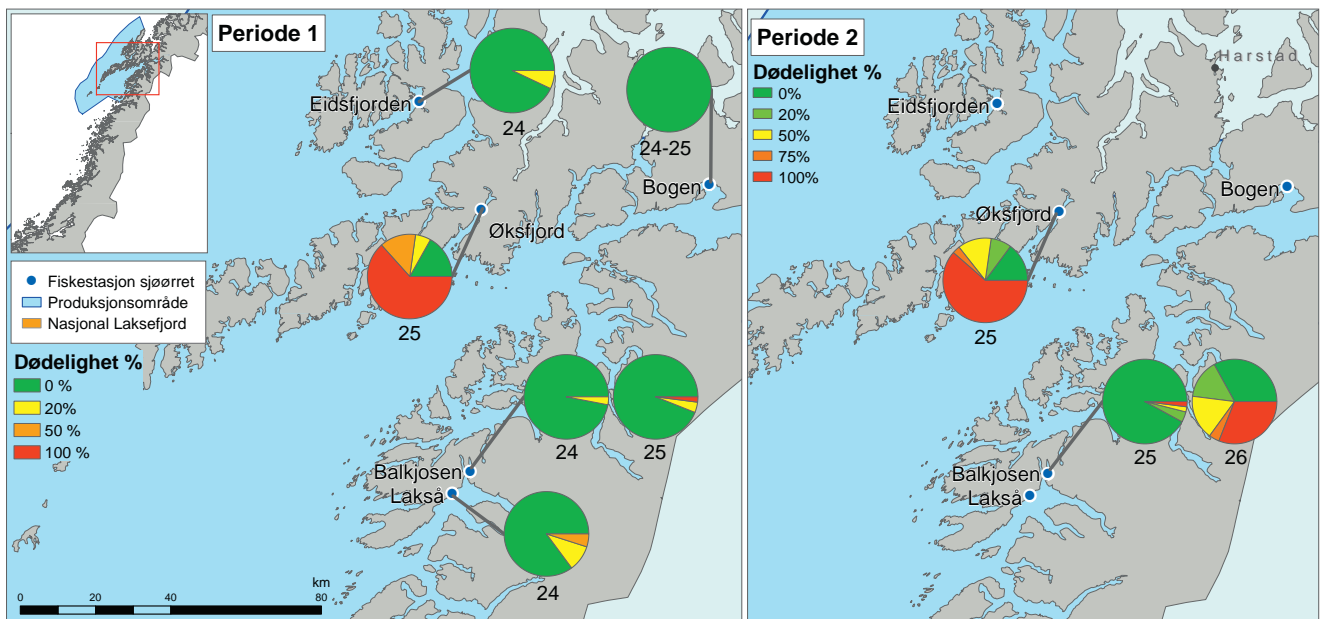
I 2017 viste ruse og garnundersøkelsen i ukene 24 og 25 liten risiko for lakselusrelatert dødelighet i Nordfold (< 4%), samt Eidsfjord og Bogen i Vesterålen (< 1%), men høy risiko i Øksfjord på Hinnøya (72%) (figur 3.28). I periode 2 (ukene 25-26) hadde en høyere andel av fisken mye lus, og det estimeres 4-45% dødelighet i Ballkjosen og 71% i Øksfjord.

Smittekartene viser ett begrenset område med moderat smittepress i Nordfold i juni

(figur 3.29). Dette området var større i juli, med enkelte områder med høyt smittepress. Modellen indikerer også forhøyet smittepress i deler av Vesterålen. Andelen av arealet indikerer relativt lavt smittepress i mai og noe økende i juni-juli (figur 3.29).

Data fra ruse og garnfangst, samt modellert smittepress indikerer liten risiko for lakselusrelatert dødelighet i tidsrommet undersøkt. Smoltmodellen indikerer liten (< 1%) lakselusrelatert dødelighet for alle

elvene i dette området (data ikke vist). Det er økende smittepress utover sommeren, men garn og rusefangst samt modellert smittepress indikerer at det er ett begrenset område med høyt smittepress. Dette indikerer liten risiko for lakselusrelatert dødelighet på beitende sjørret og sjørøye.

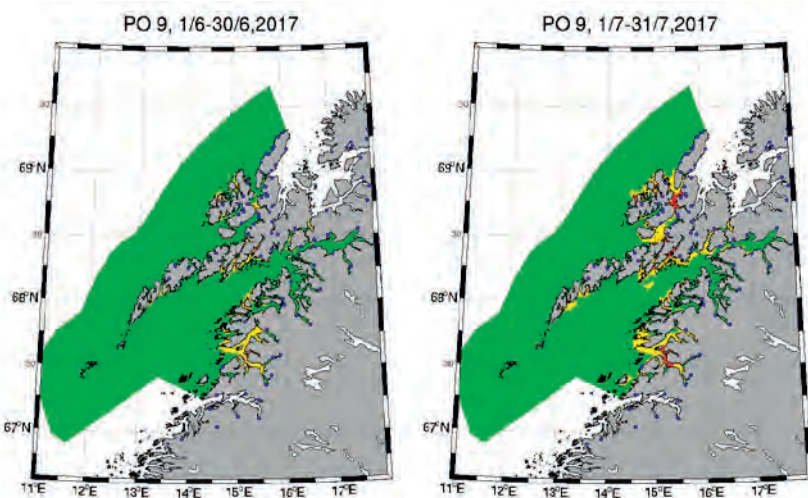


Figur 3.28

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

Figure 3.28

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts shows the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



Figur 3.29

Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i juni og juli. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.

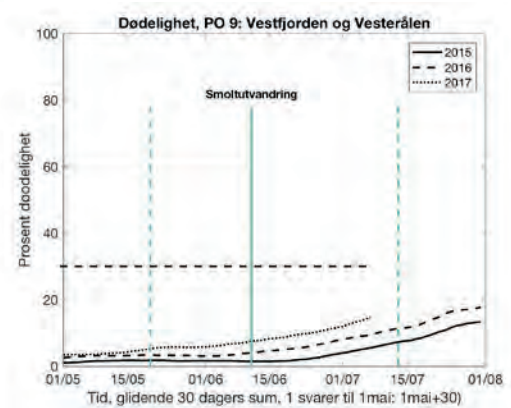


Figure 3.29

Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in June and July. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.

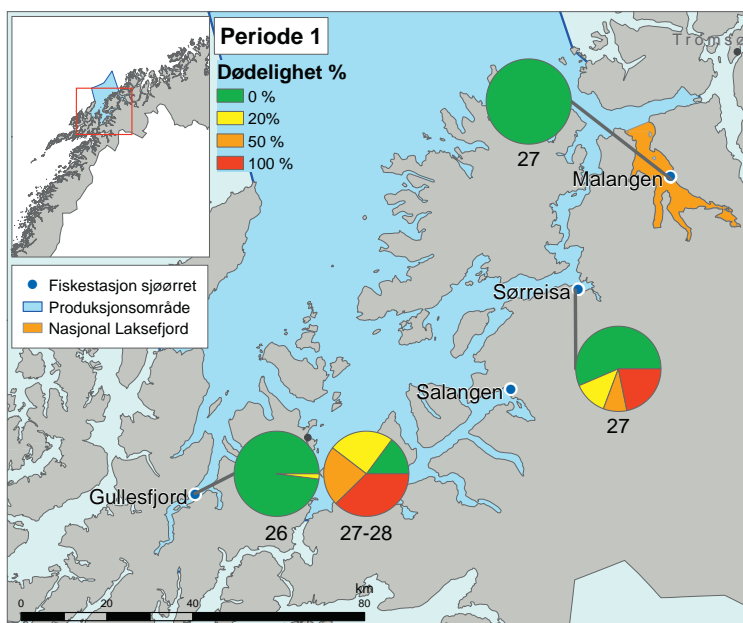


### 3.3.10 PO10 Andøya til Senja

Ruse og garnundersøkelsene i periode 1 i 2017 viste at en andel av fisken hadde mye lus i Gullsfjord og Sørreisa, men ikke i Malangen (figur 3.30). Det estimeres moderat dødelighet i Sørreisa (9-29%), liten i Gullsfjord (0%) og Salangen (3%). I periode 2 (ukene 27-29) regnes det høy lakselusrelatert dødelighet i Gullsfjord (51%), liten i Salangen (5%) og lav til moderat i Sørreisa (10-18%). Det skal bemerkes at undersøkelsen i uke 26 i Gullsfjord var lengre inne enn i ukene 27-28.

Beregnet fordeling av lakselus indikerer at i juni var det moderat tetthet på sørsiden av Senja, og det ble beregnet en betydelig økning av smittepresset i dette området i juli (figur 3.31). Tettheten av lakselus økte i juli, og andelen av arealet med moderat og høy tetthet dekker større deler av fjordene. Andelen av arealet med moderat og høy tetthet indikerer høyere smittepress i 2017 enn tidligere år i hele perioden (figur 3.31). Andelen øker utover sommeren.

Smoltmodellen indikerer liten (0-7%) lakselusrelatert dødelighet for alle elvene i dette området. Data fra ruse og garnfangst, smittekart og smoltmodell indikerer liten lakselusrelatert dødelighet for utvandrende postsmolt laks i tidsrommet undersøkt. Data og modell indikerer også at det er økende smittepress utover juni-juli, og fangstdata indikerer høyt smittepress på beitende sjørrett og sjørøye i sørlige deler av området, men lavt i nordlige.



Figur 3.30

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

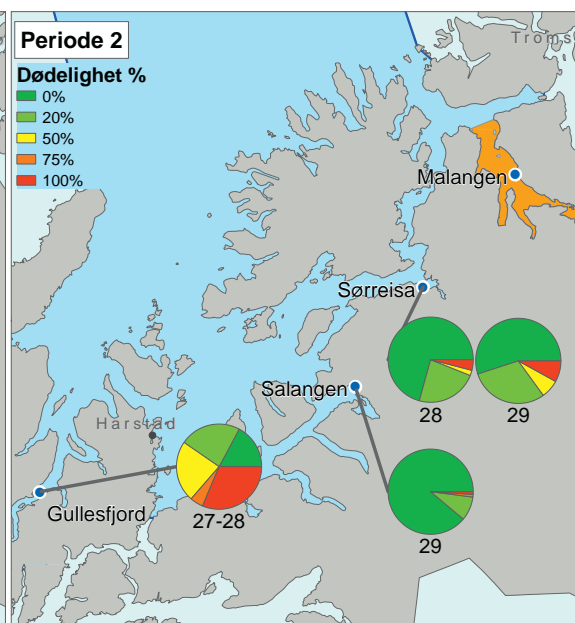
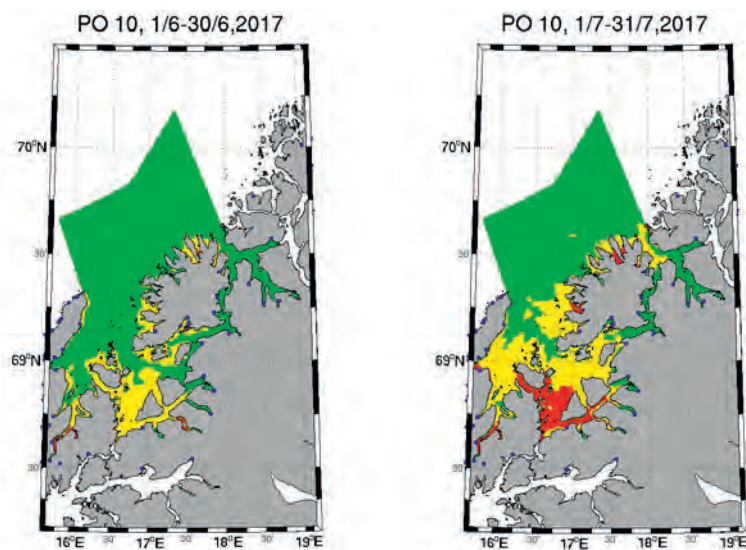


Figure 3.30

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts shows the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



Figur 3.31

Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i juni og juli. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.

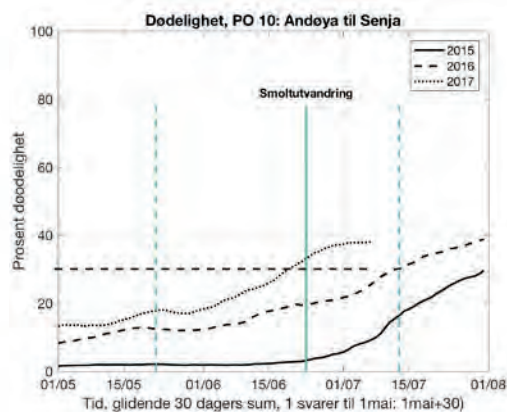


Figure 3.31

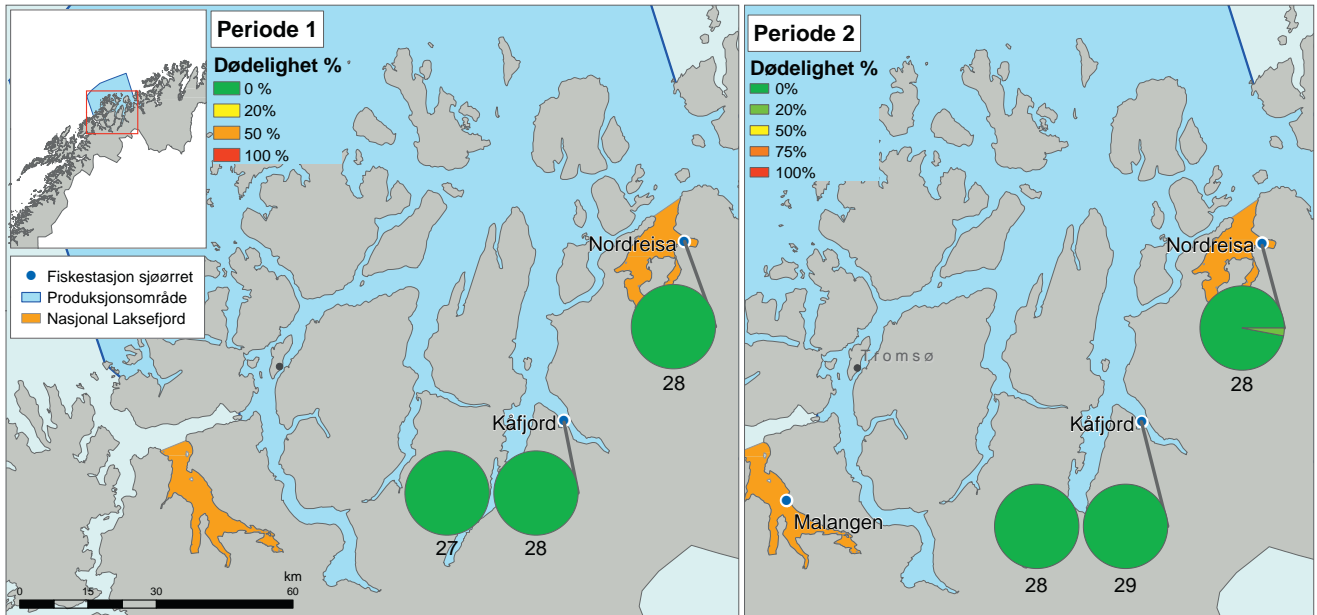
Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in June and July. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.

3.3.11 PO 11 Kvaløya til Loppa

Ruse og garnfangst i dette området ukene 27-28 indikerte at få fisk hadde lus på alle stasjonene (figur 3.32). Det ble regnet liten lakselusrelatert dødelighet (< 1%) på alle stasjonene. I periode 2 ble stasjonene undersøkt i ukene 28-29. det ble estimert liten lakselusrelatert dødelighet på alle stasjonene (0-1%).

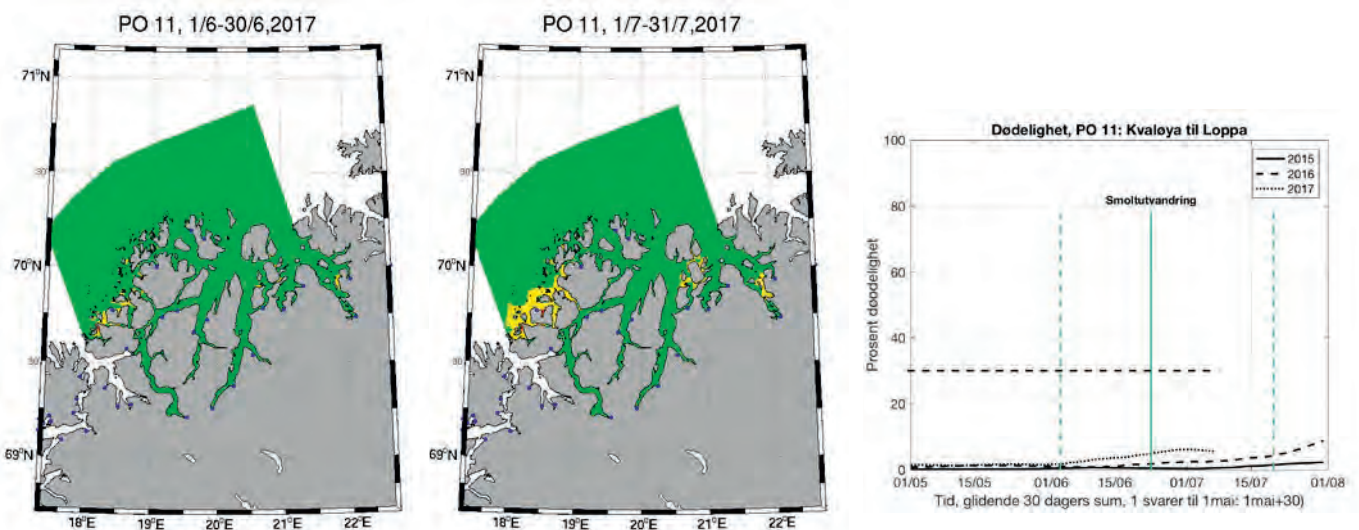
Beregnet fordeling av lakselus indikerer at i juni var det stort sett liten tetthet i hele området, mens utover juli var det moderat tetthet i noen begrensede områder (figur 3.33). Andelen av arealet med moderat og høy tetthet indikerer lavt smittepress i hele perioden, tilsvarende som observert i 2015-2016 (figur 3.33).

Smoltmodellen indikerer liten (< 1%) lakselusrelatert dødelighet for alle elvene i dette området. Derfor indikerer både data og modeller at det er liten risiko for lakselusrelatert dødelighet både på den utvandrende smolten og på beitende sjørret og sjørøye i tidsperioden undersøkt.



**Figur 3.32**  
Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

**Figure 3.32**  
The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts shows the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



**Figur 3.33**  
Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i juni og juli. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.

**Figure 3.33**  
Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in June and July. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.



### 3.3.12 PO 12 Vest Finnmark

I 2017 ble det i periode 1 gjennomført ruse og garnfiske i ukene 26-28. Andelen av fisk med lus var lav (figur 3.34), og det regnes liten lakselusrelatert dødelighet på stasjonene i Talvik, Skillefjord og Korsfjord (< 1%). I periode 2, ukene 28-30, ble det observert noe mer lus på ruse og garnfanget fisk, og det ble estimert liten risiko i Talvik (0-10%), moderat (12%) i Skillefjord, og liten i Lafjord og Kåfjord (< 1%).

Beregnet fordeling av lakselus indikerer liten tetthet av lakselus i hele området, med noe økning til moderat tetthet i noen begrensede områder (figur 3.35). Andelen

av arealet med moderat tetthet indikerer lavt smittepress i hele perioden, tilsvarende som observert i 2015-2016 (figur 3.35).

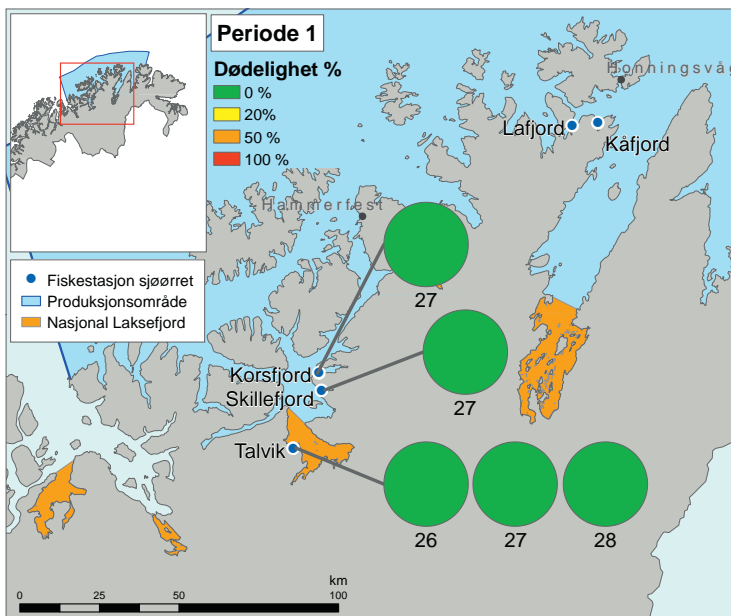
Vaktburene som ble satt ut i to runder, ukene 25-26 (20. juni – 2. juli) og 27-28 (2-15. juli), samtidig som det ble trålet etter utvandrende postsmolt laks. Det var lite lus på fisken i alle vaktburene i begge periodene, og det indikerer derfor lavt smittepress (figur 3.36).

Det ble også trålt etter postsmolt laks i Altafjorden i 2017. det ble funnet lite lus på fisken (tabell 3.8), og estimert lav

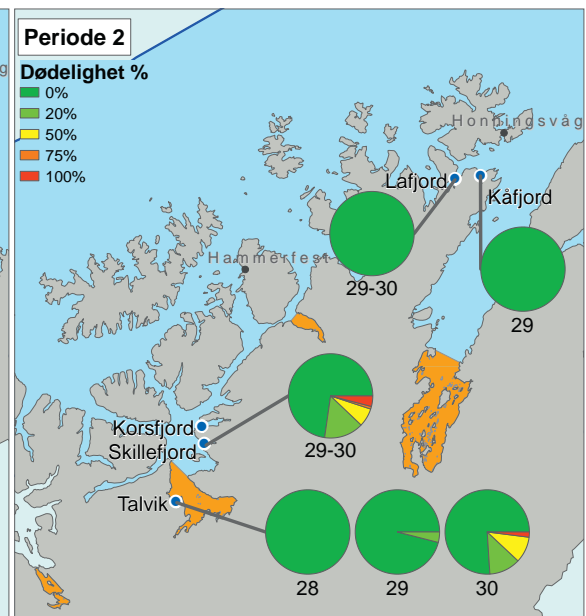
lakselusrelatert dødelighet. Merk lavt antall.

Smoltmodellen indikerer liten (< 1%) lakselusrelatert dødelighet for alle elvene i dette området.

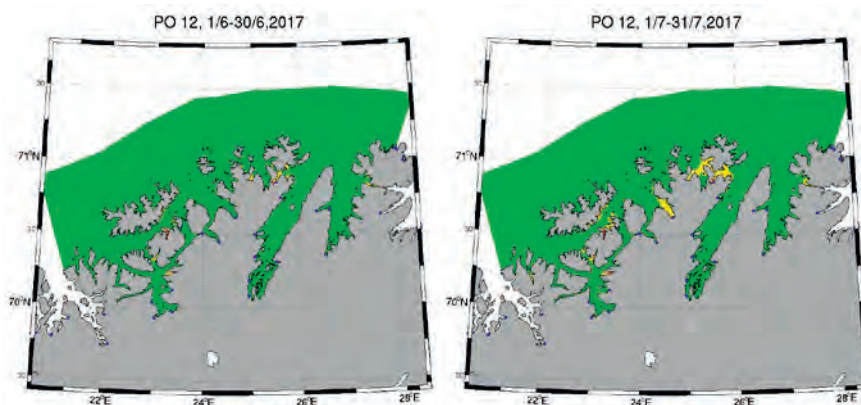
Både data (garn og rusefangst, vaktbur og postsmolttråling) indikerer lavt smittepress og liten lakselusrelatert dødelighet på utvandrende postsmolt laks i tidsrommet undersøkt. I periode 2 indikerer garn og rusefangst og smittkart liten risiko for lakselusrelatert dødelighet i storparten av området i tidsrommet undersøkt.



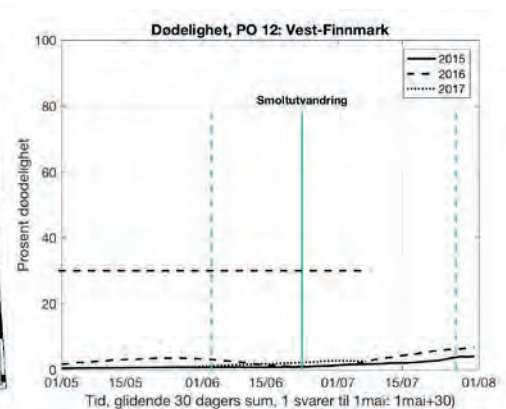
**Figur 3.34**  
Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefanget fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).



**Figure 3.34**  
The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts shows the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).



**Figur 3.35**  
Smittepresskart som viser områder med lavt, middels og høyt smittepress for fisk som står i området i 30 dager i juni og juli. Høyre: Estimert dødelighet 2015-2017, basert på figuren til venstre og antagelsen om at midlere smittepress svarer til 50% dødelighet.



**Figure 3.35**  
Estimated density of salmon lice shown as low, medium and high for fish that remains in the area for 30 days in June and July. Right: Estimated mortality 2015-2017 based on the left figure and the assumption that medium salmon lice density corresponds to 50% mortality.



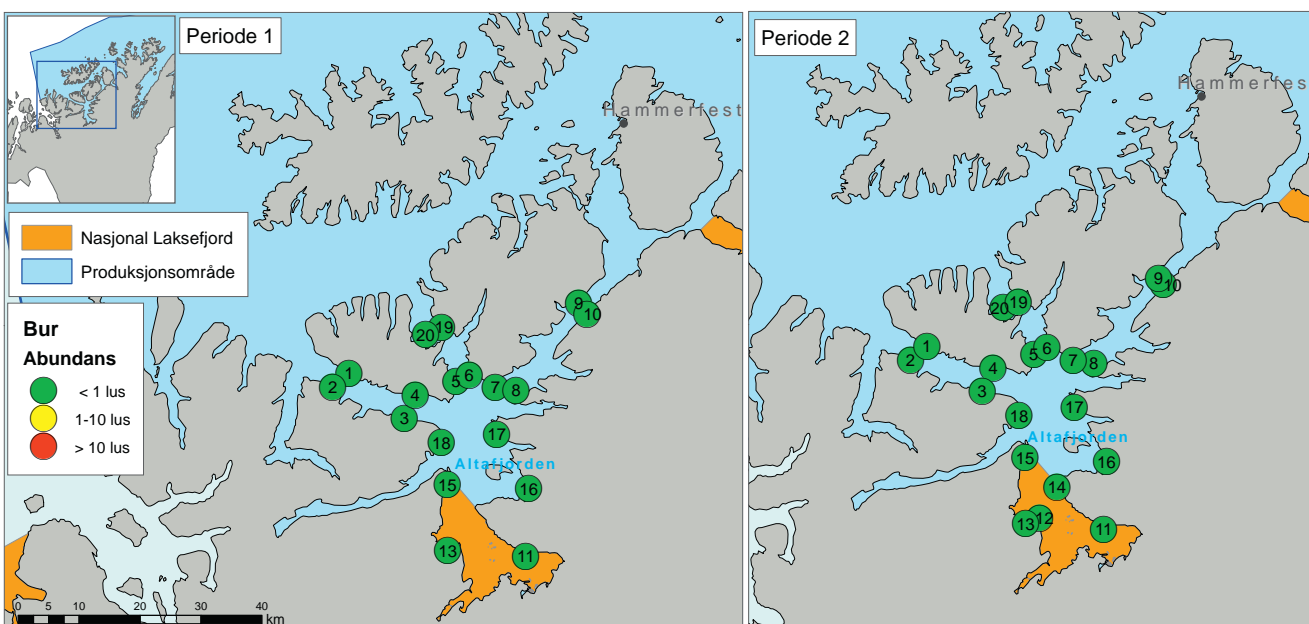
Tabell 3.8

Resultater fra postsmoltrålingen i Altafjorden 2017.

Uke	N	$\bar{X}$ vekt fisk (min-max)	Prevalens [95% KI]	Snitt Int. [95% KI]	% > 0,1 lus/g fisk [95% KI]	Risiko, % dødelighet [95% KI]
26	8	20 (17-23)	0 [0-32]	NA	0 [0-32]	0 [0-0]
27	57	25 (14-56)	4 [1-12]	1 [1-1]	0 [0-6]	0 [0-0]
28	0					
29	8	24 (18-38)	0 [0-32]	NA	0 [0-32]	0 [0-0]

Table 3.8

Results from the trawling after salmon postmolts in Altafjorden 2017.

N = antall fisk,  $\bar{X}$  = gjennomsnitt, KI = konfidensintervall.N = number of fish.  $\bar{X}$  = sample mean, KI = confidence interval. The last column shows the risk of sea louse induced mortality in wild salmon populations.

Figur 3.36

Burdata fra Altafjorden i ukene 25-26 (20. juni – 2. juli) og 27-28 (2.-15. juli). Punktene viser burposisjonene, og fargene på punktene i kartet relateres til om snitt antall lus/fisk er under 1 (grønn), mellom 1-10 (gul) eller over 10 (rød).

Figure 3.36

Sentinel cages in Altafjorden in weeks 25-26 (20 June-2 July) and weeks 27-28 (2-15 July). The points indicate cage positions, and the colours indicates if mean number of lice each fish is below 1 (green), from 1 to 10 (yellow) or above 10 (red).



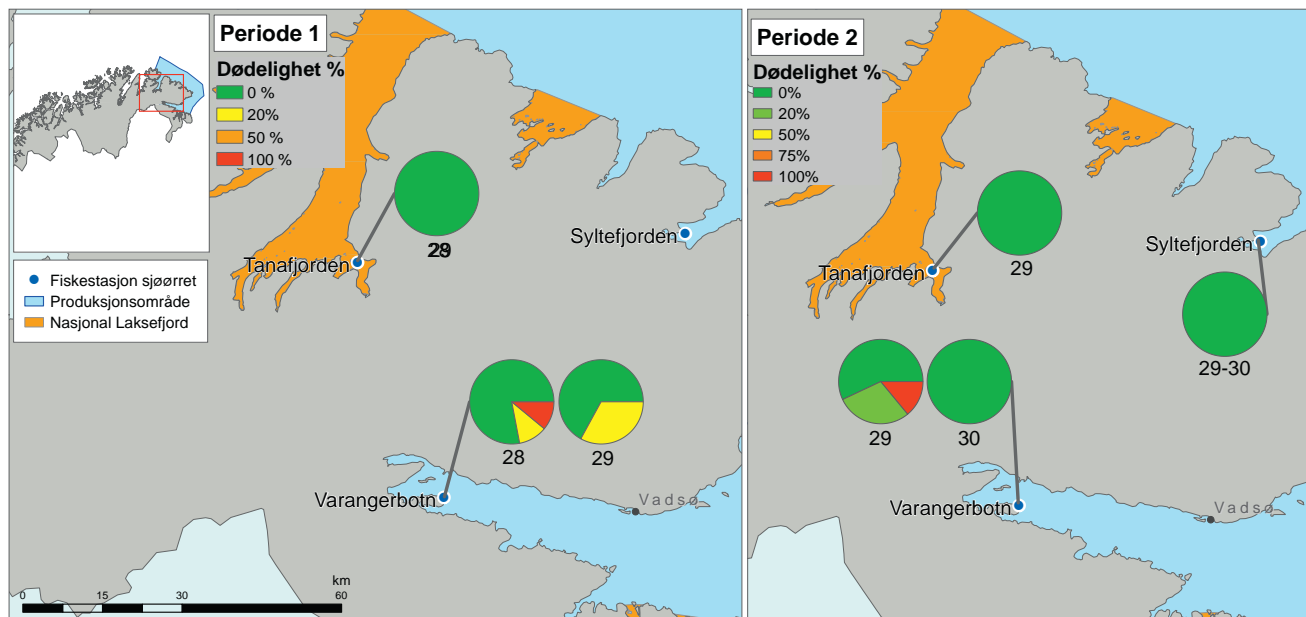
Foto: Grethe Thorsheim

## 3.3.13 PO 13 – Øst Finnmark

Rusefangsten av sjøørret og sjørøye i produksjonsområdet har tidligere år indikert liten (< 1%) lakselusrelatert dødelighet i periode 1. I dette området regner en at 50% av fisken har utvandret i uke 26 (28. juni). I 2017 var det mer lus på fisken i Varangerfjorden enn observert tidligere, og det observeres moderat til lav

lakselusrelatert dødelighet i ukene 28 (13%) og 29 (7%). I Tanafjorden estimeres ingen dødelighet. I periode 2 er det moderat (20%) og ingen estimert dødelighet i ukene 29-30. I Tanafjorden estimeres det ingen dødelighet. Det er noe høyere estimater i Varanger enn tidligere.

Smittekartene indikerer ikke områder med forhøyet tetthet av lus, og det beregnes ikke dødelighet hverken basert på smittekartene eller smoltmodellen.



**Figur 3.37**

Figuren viser posisjon for ruse- og garnfangst og uke undersøkt. Kakediagrammene viser andelen av garn- og rusefangst fisk innen hver av risikokategoriene for periode 1 (fisk < 150 g) og periode 2 (all fisk).

**Figure 3.37**

The positions for the traps and fish nets and week fished at the locations. The pie charts show the proportion of the fish within each of the risk categories for period 1 (fish < 150 g) and period 2 (all fish).





## 3.4

## OPPSUMMERING

Resultatene fra overvåkingen er oppsummert i tabellene 3.9–3.11 og figur 3.38.

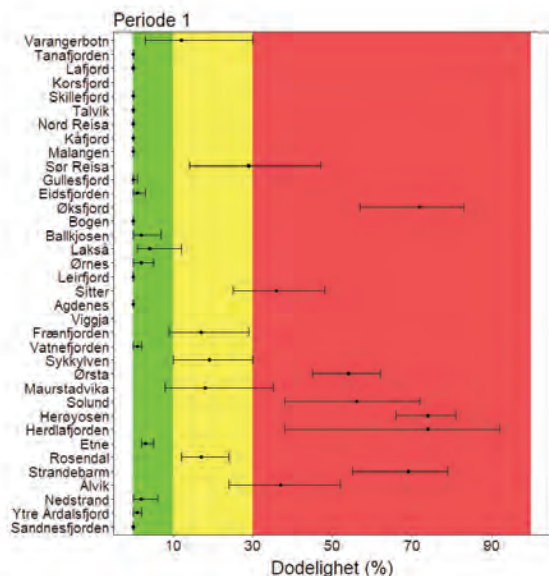
Det generelle inntrykket fra årets analyser av data og modellresultater indikerer at for laks er det en forbedring i Rogaland, men høy risiko for dødelighet for utvandrere postsmolt i Hordaland og deler av Sogn og Fjordane. Lenger nord er det stedvis høy risiko for dødelighet opp til

Nordland, deretter er det bare unntaksvis at det observeres høyt smittepress. Fra de første undersøkelsene presentert her (2010) er det også i de samme områdene en ser en økning av lus på postsmolt laks og på sjørørret/sjørøye dekkende for smoltutvandringsperioden.

Postsmoltmodningen ble kraftig utvidet i 2017, og dekket 6 systemer. Data indikerer

liten risiko for dødelighet på postsmolten i Rogaland, etter hvert høy dødelighet i Hardanger og Sogn, deretter lavere, men tidvis moderat i Romsdalsfjorden.

For sjørørret/sjørøye finner vi langt flere stasjoner med høyt smittepress. Det observeres områder med høyt smittepress fra Rogaland til Nordland, og området med moderat smittepress videre nordover.



Figur 3.38

Estimert risiko for lakselusrelatert dødelighet (%) i 2017 med konfidensintervall for de enkelte stasjonene undersøkt i periode 1 dekkende for smoltutvandringen (venstre) og i periode 2 dekkende for beitende sjørørret og sjørøye (høyre).

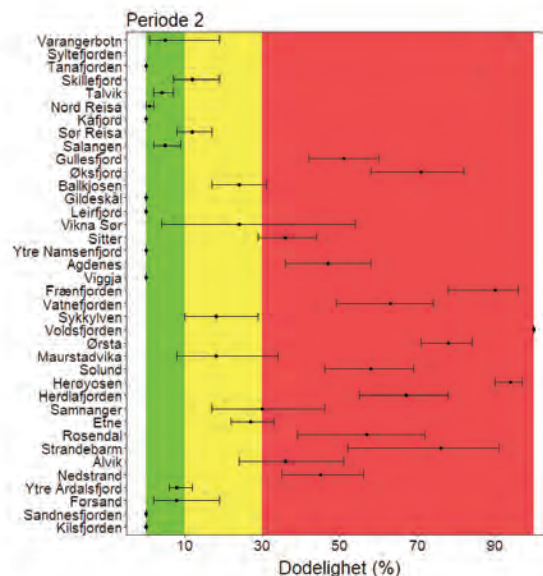


Figure 3.38

Estimated risk for mortality caused by salmon lice (%) in 2017 with confidence limits for the stations investigated in period 1 covering the migration period for the smolt (left) and period 2 covering sea trout and char (right)





Tabell 3.9.

Estimat av lakselusrelatert dødelighet i smoltutvandringen i periode I på de ulike lokalitetene i prosent per år. Fargekoden bygger på grenseverdier foreslått i Taranger mfl. (2012) og refererer til vurdering av mulig populasjonsreduserende effekt (rød = høy, gul = moderat, grønn = lav). Dødelighetsestimatene bygger på luseinfestasjon på fisk mindre enn 150 g, som indikerer risikoen for smitte på vill laksesmolt i samme område.

Table 3.9

Estimated mortality caused by salmon lice during the postsmolt migration in period I in % each year. Colours is based on the limits proposed in Taranger et al (2012) and refers to an evaluation of possible population reducing effect (red = high, yellow = moderate and green = low). The estimates are calculated only on fish < 150 g, that indicates infestation is the same area.

Fylke	Fjord	Sted	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Aust-Agder	Sandnesfjord	Sandnesfjord	0	0	0		0	0	0	0
	Kilsfjorden	Kilsfjorden							0	
Rogaland	Ryfylke	Hellvik		0	0	0	0			
		Vikedal <sup>*2012</sup>		36	20				9	
		Indre Årdal					0			
		Ytre Årdal					4	2	52	1
		Nedstrand				3	8		42	2
		Forsand		0	0					
Hordaland	Hardanger	Granvin	0	0						
		Ålvik		54	51	0	2		4	37
		Strandebarm							74	69
		Rosendal	0	69	53	13	1	44	36	17
		Etne	0	0	16	1		7	13	3
		Indre Etne					3			
		Ytre Etne					11			
		Ålfjorden							76	
	Bjørnafjorden	Samnangerfjord							98	
	Nordhordland	Lindås						44		
		Masfjorden						20	52	74
		Herdlafjorden							65	74
Sogn og Fjordane	Sognefjorden	Balestrand	0	0	2	0				
		Vik				0	0			
		Bjardal					5			
		Brekke / Dingja	0	35	23	0	40	58		
		Solund						54	32	56
		Sorbøvågen							100	
		Maurstadvika							38	18
Møre og Romsdal	Romsdal	Eresfjord	0	0	0					
		Sandnesbukta				22				
		Isfjord/Måndalen	0	0	0	0	37	1		
		Bolsøy <sup>*2010-2012</sup>	2	10	22	15	98			
		Vatnefjorden				0	93	8	35	1
		Frænfjorden				7	42		18	17
	Storfjord	Sylte	0	0	37					
		Sykkylven	0	0	0				15	19
		Ørsta	0	5	9			1	50	54

		Stordalsvika						41	27	
		Sjøholt							55	
Sør-	Trondheimsfjorden	Skatval *2010	6	0	2	0	1			
Trøndelag		Agdenes	0	90	94	0	13	8	42	0
		Hitra	0	5	0	0	0			
		Asserøy							5	
Nord-	Namsen	Tøtdal/Namsenfj.	0	0	0	0	0	0	4	
Trøndelag		Sitter *2010-2011	32	24	71	15		67	14	35
		Vikna			7	98				
		Vikna sør					83		78	
		Vikna nord					82		85	
Nordland	Eidsfjord	Vik *alle	0	32	50				0	2
		Eidsfjord								1
	Vesterålen	Øksfjord								72
	Ofoten	Bogen							2	0
	Folda	Balkjosen	0	25	13					
		Sagfjord	0	7	7					
		Nordfolda						35	4	2
		Sagfjorden								
	Skjærstadfjorden	Skjærstadfjorden							0	
	Vefsn	Fagervika	0	3						
		Ørnes								2
		Leirfjord	0	0					12	0
	Velfjord	Indre Velfjord *			4					
		Ytre Velfjord *			4					
Troms		Gullesfjorden								0
		Ervika							23	
		Løksa *2012		0	4				4	
		Laksfjorden							0	
		Sørreisa								29
		Malangen							0	0
		Balsfjorden							3	
		Ullsfjorden							5	
		Kåfjord								0
		Reisafjorden							1	0
Finmark	Altafjord	Talvik *2012	0	0	1	12	1	2	4	0
		Skillefjord	5	0	3	26	1	2	0	0
	Bugøyfjord	Bugøyfjord								
	Tanafjorden	Tana							0	0
	Porsanger	Handelsbukta	0	0		0				
		Kåfjord/Repvåg *2013	0	0		0		0		
	Varangerfjorden	Varangerbotn							0	12

\*Har grunnet lavt antall smolt brukt all fisken fanget. Agdenes 2015 endret til risiko uke 22.





Tabell 3.11.

Estimat av lakselusrelatert dødelighet for i periode 2 (relevant for sjørret og ev. sjørøye) for de ulike lokalitetene i prosent per år. For ytterligere forklaring, se tabell 3.9. Dødelighetsestimaterne er basert på all fisk, men med ulike grenseverdier for liten (< 150 g) og stor (>150 g) fisk som foreslått i Taranger mfl. (2012).

Table 3.11.

Estimated mortality caused by salmon lice in period 2 (relevant for sea trout and char) for the different locations in % each year. For further details refer to table 4.2.3. The estimates are calculated from infestations on all fish sampled, but with different effects for fish < 150 g and fish > 150 g as suggested in Taranger et al (2012).

Fylke	Fjord	Sted	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	
Aust-Agder	Sandnesfjord	Sandnes	0	2	2		4	0	28	0	
	Kilsfjorden	Kilsfjorden							1	0	
Rogaland	Ryfylke	Hellvik		0	0	0	38				
		Vikedal		15	0				86		
		Indre Årdal									
		Ytre Årdal					67	47	42	8	
		Erfjord						9			
		Nedstrand				7	49		61	45	
		Forsand		3	0				8		
Hordaland	Hardanger	Granvin	0	14							
		Ålvik		17	40	32	7		1	36	
		Strandebarm							9	76	
		Rosendal	55	67	87	38	42	82	7	57	
		Etne	54	3	74	32		27	54	27	
		Indre Etne					43				
		Ytre Etne					71				
		Ålfjorden							75		
		Bjørnafjorden	Samnangerfj.							50	30
			Nordhordland	Lindås					71		
		Masfjorden					44	87	94		
		Herdlafj.						69	67		
Sogn og Fjordane	Sognefjorden	Balestrand	1	0	3	0					
		Vik					49				
		Bjordal					19				
		Brekke / Dingja	46	19	72	19	16	20			
		Solund						14	32	58	
	Nordfjord	Maurstadvika							38	18	
Møre og Romsdal	Romsdal	Eresfjord	0	21	8						
		Sandnesbukta				71					
		Isfjord/Måndalen	7	15	25	26	41	30			
		Bolsøy	14	13	32	73	10				
		Vatnefjorden				98	70	91	90	63	
		Frænfjorden				81	10		93	90	
	Storfjord	Sylte	0	0	0						
		Sykkylven	3	10	34				37	18	
		Ørsta	25	16	35		75	48	76	78	
		Stordalsvika						27			





Foto: Sussie Dalvin

### 3.5

## BEGRENSINGER I DATAGRUNNLAGET OG USIKKERHET

I denne vurderingen og begrunnelsen av lus som påvirkningsfaktor har vi i all hovedsak benyttet data på lakselusinfestasjon hos vill laksefisk i perioden 2010–2017, fortrinnsvis sjørret, men også trålfangnet utvandrende laksesmolt der vi har data. Forekomsten av lus og smitten på de ville bestandene er betinget av flere variabler som skaper en komplisert situasjon for vurderingen av lusesituasjonen. Slike variabler kan være forekomsten av lus i anlegg og endringer i avlusningsstrategi, effekten av strømrretning og strømsstyrke på spredning av luselarver, saltholdighet, temperatur, usikkerhet rundt antall rømt oppdrettslaks, samt villfisk som mulige bærere av kjønnsmodne lus (Helland mfl. 2012, 2015; Thorstad mfl. 2014).

Derfor krever evalueringen av tiltak igangsatt av forvaltning og næring langs hele norskekysten en betydelig innsats for å samle inn datamateriale gjennom feltundersøkelser siden effekten av bekjempestiltakene foreløpig kun kan måles gjennom en nedgang i infestasjon hos vill laksefisk (Heuch mfl. 2005; Bjørn mfl. 2011; Serra-Llinares mfl. 2014).

I tillegg til flere variabler knyttet til lakselusmitte på villfisk lokalt, er områdene vi overvåker (blant annet de nasjonale laksefjordene) spredt over et stort geografisk område fra Tønsberg i sør og til Neiden i nord. Fjordene er også svært varierende størrelse (Bjørn mfl. 2013; Serra-Llinares mfl. 2014). Derfor er design av et overvåkings- og evalueringsprogram som både tar høyde for variasjon over sesong, mellom år, geografisk område og fiskestørrelse en krevende oppgave.

Datainnsamlingen ble derfor konsentrert om noen nasjonale laksefjorder som, i så stor grad som mulig, både representerer alle regioner (Finnmark til Vestlandet), og variasjonen i type fjord. Det var også viktig å velge områder der vi har historiske data og/eller utvidet systemforståelse som grunnlag for utvidede analyser (for eksempel Havforskningsinstituttets mer generelle aktivitet på modellering av strøm og smittespredning). Arbeidet med innføringen av produksjonsområder har medført at overvåkingen i 2016 og 2017 er betydelig økt for å kunne ha prøvofiske i alle 13 produksjonsområdene.

I tillegg har vi valgt å dele laksefjordene inn i flere soner slik at vi dekker gradienten innenfor og utenfor fjorden, samt oppdrettsintensive områder i ytre kyst og undersøkt infestasjonstrykket ved hjelp av metoder som vaktbur, tråling, garn/rusefiske og prematur tilbakevandring innenfor disse sonene. Metodisk mener vi derfor at vi på en representativ måte greier å fange opp infestasjonsnivået hos vill laksefisk i undersøkelsestiden og områdene.

Vurderingen av hele kysten i perioden 2010–2016 er imidlertid kun basert på data fra 13–16 fjordssystemer årlig (se tidligere utgaver av Risikovurdering norsk fiskeoppdrett), og på tross av stor feltinnsats er det fortsatt for dårlig dekning i enkelte regioner/fylker generelt i ytre kystområder.

Foruten Trondheimsfjorden, Sognefjorden og Hardangerfjorden, har vi få direkte data på lakselus på utvandrende laksesmolt. Grunnen til dette er at det er logistisk krevende å fange utvandrende smolt. Relativt få smolt sprer seg over store geografiske områder, og tidspunktet for



smoltutvandringen kan variere fra elv til elv og fra år til år (f.eks. Otero mfl. 2014). Derfor er vi nødt til å basere estimatene av lakseluspåslag delvis på vill sjørøret, som er betydelig lettere å fange på grunn av en mer stasjonær vandringsatferd. Men det er ikke nødvendigvis slik at infestasjoner på sjørøretsmolt er direkte overførbare på laksesmolt (Vollset mfl. 2017). Tvert imot er det sannsynlig at forskjeller i vandringsatferd og andre artsspesifikke faktorer utsetter laksesmolt og sjørøret for forskjellig risiko for lakselusmitte, selv innenfor samme fjordsystem (Bjørn mfl. 2007, 2011, 2013; Serra-Llinares mfl.

2014, 2016; Thorstad mfl. 2014). Derfor prøver vi å redusere usikkerheten rundt estimatene for laksesmolt ved å kombinere data fra begge arter og vurderer infestasjonsnivå på laksesmolt basert på både infestasjonsdynamikken vi finner hos små sjørøret under utvandringsperioden til laksesmolten (overvåkingsperiode 1), og på direkte vurderinger på trålfangnet laksesmolt ytterst i enkelte viktige nasjonale laksefjorder. Metoden med å splitte vurderingene på små (smolt) og større (beite) fisk (Taranger mfl. 2012a) har ført til at datagrunnlaget (antall fisk per prøve og lokalitet) er uforsvarlig lavt på enkelte

lokaliteter/perioder (Helland mfl. 2012, 2015), og derfor er innsatsen på hver stasjon i de senere år økt for å kunne gi bedre anslag på infestasjon. Dataene oppgis da også med konfidensintervall.

På grunn av de ovennevnte usikkerhetene har det derfor vært nødvendig å utvikle metoder og modeller som på en indirekte, enkel og kostnadseffektiv måte kan overvåke flere områder og gi råd om bærekraft for enkeltfjorder, fjordsystemer eller produksjonsområder. Vi startet denne omleggingen i enkeltområder i 2012, og har fortsatt denne omleggingen i 2013 – 2017.

## 3.6

## KUNNSKAPSSTATUS

### 3.6.1 Effekt av lakselus på populasjoner av vill laksefisk

Det er en betydelig produksjon av lakselus fra norske oppdrettsanlegg (Jansen mfl. 2012; Aldrin mfl. 2013; Kristoffersen mfl. 2014, 2017). Siden antall oppdrettslaks og regnbueørret langt overgår bestandene av vill laksefisk langs kysten, er oppdrettsfisk antatt å være den dominerende bidragsyter

til smittepress av lakselus langs vesentlige deler av kysten (Heuch & Mo 2001; Jansen mfl. 2012). Antall lakselus på vill laksefisk er høyere i områder med lakseoppdrett enn i sammenlignbare områder uten oppdrett (Bjørn mfl. 2001, 2011; Bjørn & Finstad 2002; Middlemas mfl.

2013; Serra-Llinares mfl. 2014, 2016). I undersøkelser av effekter av nasjonale laksefjorder er det vist at det er en sammenheng mellom avstand til lakseanlegg og antall lakselus på vill laksefisk (Serra-Llinares mfl. 2014, 2016). Undersøkelser i skotske fjorder indikerer sammenheng

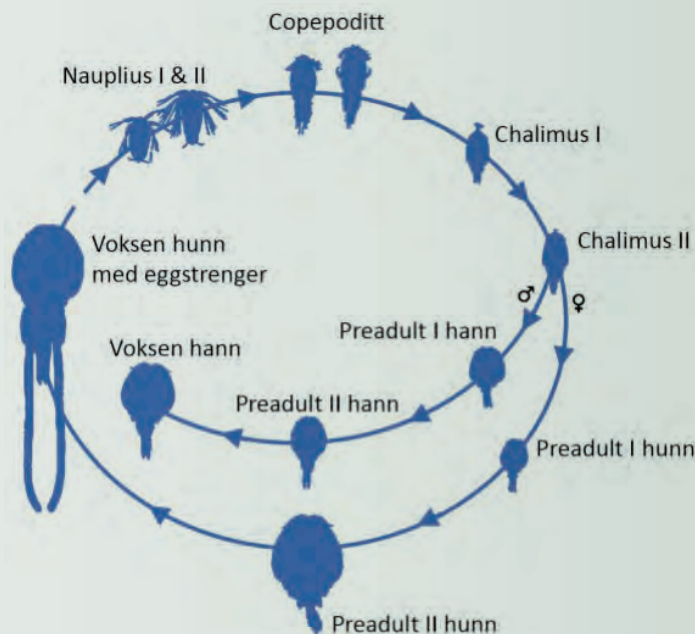
### LAKSELUS

Lakselus er en naturlig parasitt som lever av slim, hud, muskel og blod, og kan påføre skader direkte samt åpne opp for sekundærinfeksjoner hos smittet fisk. Kjønnsmodne lakselus har planktoniske luselarver som spres med vannstrømmene, og disse kan infestere laks, sjørøret og sjørøye som oppholder seg langs kysten. Hver kjønnsmodne lakselus kan ha 200–500 egg i eggstrengene, og produserer fortløpende nye eggstrenger, sommerstid ofte hver tiende dag (Heuch mfl. 2000). Lakselus klekkes direkte fra eggstrengene som henger fast på mordyret. Eggene klekkes til frittlevende nauplier som ved ca. 40 døgngrader utvikles til smittsomme copepoditter (Samsing mfl. 2016). Copepodittene må finne en vert innen 150–170 døgngrader, ellers dør de. Vertene for lakselus i Norge er laks, sjørøret, regnbueørret og sjørøye. Copepodittene som har festet seg til en vert vil utvikles til to fastsittende (chalimus) stadier; deretter to mobile (bevegelige) preadulte og før de blir adulte (Venmathi Maran mfl. 2013).

Smittespredningen skjer i de frittlevende nauplie- og copepodittstadiene når lusa driver med vannstrømmene. Lakselusene vil derfor ha fulgt strømmen flere dager før de når det infektive copepodittstadiet, og kan i løpet av denne tiden potensielt ha blitt transportert titalls km bort fra den opprinnelige utslippsposisjonen (Asplin mfl. 2014; Ådlandsvik 2015; Samsing mfl. 2017) {Asplin, 2014 #2991}.

Siden lakselus i nord og om våren opplever kaldere forhold enn i sør og om sommeren, vil naupliene bruke lenger tid på å utvikle seg til smittsomme copepoditter. Denne tidsdifferansen i utvikling medfører potensielt en lengre transport bort fra utslippspunktet, avhengig av strømhastighet (Samsing mfl.

2017). Nettverksanalyser med bruk av en hydrodynamisk spredningsmodell indikerer at 90 % av antallet episoder med smitte mellom anlegg opptrer hvor det er mindre enn ca. 50 km mellom anleggene om våren, men lenger enn 100 km om vinteren (Samsing mfl. 2017).



mellom antall avlusingsbehandlinger og biomasse, som tyder på at behovet for avlusninger øker med økende oppdrettsbiomasse (Murray & Hall 2014). Nylig er det også vist at en mutasjon i gen som medfører resistens mot organofosfater er mer utbredt på vill sjørret i områder med intensivt oppdrett, noe som indikerer en utbredt tilførsel av lus fra oppdrett til vill laksefisk (Fjørtoft mfl. 2017). I risikovurderingen tar vi derfor som utgangspunkt at lakselusen som observeres på vill laksefisk i hovedsak stammer fra utslipp av lakselus fra oppdrettsfisk.

Effekten lakselus har på vill laksefisk er undersøkt med flere ulike tilnærminger. I laboratorieforsøk med eksperimentelt infisert laksefisk (Grimnes & Jakobsen 1996; Bjørn & Finstad 1997, 1998; Finstad mfl. 2000; Wagner mfl. 2003, 2004; Wells mfl. 2006, 2007; Tveiten mfl. 2010; Øverli mfl. 2014) og på naturlig infisert postsmolt laks og sjørret som er tatt inn i laboratorier for videre oppfølging (Andreassen 2013) er det vist at de fysiologiske effektene av lakselus inkluderer høye nivåer av stresshormonet kortisol, problemer med vann- og saltbalansen og nedsatt immunologisk kapasitet, spesielt når lusa utvikler seg fra fastsittende larve til bevegelig lus. Seneffekter som redusert vekst, svømmeevne og reproduksjon samt økt dødelighet har også blitt påvist.

Å dokumentere dødelighet på populasjoner av vill laksefisk basert på antall tilbakevandrende fisk er vanskelig på grunn av store naturlige variasjoner i overlevelse. Videre er det manglende kunnskap om utvandringstider, ruter og smittepresset fisken opplever. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning konkluderte med at «Lakselus er også en betydelig bestandstrussel. Vitenskapsrådet har for første gang vist en sannsynlig effekt av lakselus på bestandsnivå i en nasjonal analyse. Beregnet årlig tap av villaks på grunn av lakselus var ca. 50 000 laks per år for årene 2010-2014, det vil si et tap av 10 % av villaksen grunnet lakselus» (VRL 2017). De fant også at effektene av lakselus i perioden (smoltårene 2007-2013) trolig var store i Hordaland og moderate videre nordover til Sør-Helgeland og generelt små eller fraværende i resten av landet. Data indikerer at for laks er det en sammenheng mellom tetthet av gytefisk og avstand til åpen sjø for elver i Hardanger, mens det ikke ble funnet noen slik sammenheng for sjørret (Vollset mfl. 2014b). I en 26 år lang tidsserie fra elven Erriff i Irland var det etter høye lusetall i nærliggende oppdrettsanlegg > 50% lavere antall returnerende 1-sjøvinter laks (Shephard & Gargan 2017).

Det er også gjort studier hvor vekst, alder ved tilbakevandring og overlevelse for utvandrende smolt beskyttet medikamentelt mot lakselus er sammenlignet med ubeskyttet smolt. Det antas at fisken er mest sårbar i den første fasen av utvandringen, både på grunn av de fysiologiske utfordringene overgangen fra fersk til sjøvann medfører (Strand & Finstad 2007; Strand mfl. 2011; Thorstad mfl. 2012) og på grunn av predasjon (Hvidsten & Lund 1988; Handeland mfl. 1996). Lakselus kan også påvirke atferd og svømmeevne negativt (Øverli mfl. 2014), og øke predasjonsrisikoen (Godwin mfl. 2015; Peacock mfl. 2015). Utsettelsesforsøk i Lærdal med akustisk merket vill lakse-smolt indikerte en overlevelse på 29 og 19 % fra elv til ytre del av fjorden i 2013 og 2014 (Urke mfl. 2015). Overlevelsen til kultivert akustisk merket postsmolt laks fra slippsted til ut av Hardangerfjorden indikerte minimum 35, 37 og 76% overlevelse for fisk sluppet ved Eio (i 2006), Guddal (i 2007) og Etne (i 2014) (Halttunen mfl. i trykk-a).

Det er nylig publisert en sammenfatning av de fleste norske utsett av lakselusbehandlet smolt (Vollset mfl. 2016). Disse analysene bekrefter at laksens overlevelse i sjø kan variere betydelig mellom år, sannsynligvis på grunn av naturlige svingninger i økosystemet. I tillegg var effekten av lakselus påvirket av den generelle overlevelsen til utsetningsgruppene i sjø. Når overlevelsen var høy, hadde ikke lakselus noen statistisk negativ effekt, men når overlevelsen til smolt i sjø var lav, økte overlevelsen i de beskyttede gruppene. I tillegg er det vist at påslag av lakselus kan føre til at laksen utsetter alder ved kjønnsmodning og kommer senere tilbake fra havet. En oppsummering av data fra prosjektene i Vosso og Daleelva har vist at det ofte er smålaksen som mangler når det kommer færre fisk tilbake fra kontrollgruppene, mens antallet flersjøvinterlaks gjerne er sammenlignbart. Dette skyldes muligens at noen smolt får lakselus og overlever, men bruker ett ekstra år på å oppnå energioverskudd for å bli kjønnsmoden på grunn av redusert veksthastighet (Vollset mfl. 2014a). Det gjennomsnittlige tapet av smolten fra klekkeriet i Daleelva (i Osterfjorden) forårsaket av lakselus ble estimert til ca. 15 % i perioden 1997 til 2009 (Skilbrei mfl. 2013). Dette er sammenlignbart med anslaget på 18 % i den største metaanalysen gjort i ettertid med data fra flere forsøk (Vollset mfl. 2016). I nesten alle årene var tendensen at ubehandlet smolt var litt mindre (~0,1 kg) når den kom tilbake som smålaks etter ett år i sjø. Dette antyder at det har vært lakselus til stede i utvandringens ruten de fleste årene, også når det ikke har vært noen signifikant

forskjell i overlevelse mellom gruppene. Samtidig tyder dette på at mange smolt har overlevd påslaget av lakselus, men hatt dårligere vekst i havet. Da lakselusmidlenes virketid er begrenset til noen uker eller måneder (Stone mfl. 2000; Glover mfl. 2008, 2010), antas det at forskjeller i overlevelsen i sjø er forårsaket av at kontrollfisken blir infisert av lakselus i løpet av den første delen av vandringen.

Så lenge behandlingen ikke forstyrrer fisken på andre måter, vil slike eksperimenter gi en idé om effektene av lus på hele bestander (Finstad & Jonsson 2001; Hazon mfl. 2006; Skilbrei & Wennevik 2006; Hvidsten mfl. 2007; Skilbrei mfl. 2008; Jackson mfl. 2011, 2013; Gargan mfl. 2012; Kirkosek mfl. 2013; Skilbrei 2013; Vollset mfl. 2016). Det kan være en rekke feilkilder eller metodefeil man ikke kan kontrollere i denne type forsøk slik som at virkestoffet ikke har 100 % effekt, eller at lakselus har utviklet lavere følsomhet eller resistens mot virkestoffet slik at effekten av lakselus blir underestimert. Samtidig har beskyttelsen mot lakselus begrenset varighet, og behandlingen vil kun ha effekt den første delen av vandringen mot havet. I tillegg er det en rekke grunner til at forsøk med kultiverte smolt ikke er 100 % overførbare til villfisk i en gitt region og år. Dette kan for eksempel komme av at kultivert smolt blir sluppet og vandrer på et annet tidspunkt enn villfisk, at effekten av lus er størrelsesavhengig (kultivert smolt er vanligvis større enn vill smolt), eller at atferden avviker vesentlig. Studier indikerer at kultivert lakse-smolt virker til å ha en normal og sammenlignbar vandringsatferd gjennom fjorder. Derimot er det vanligvis ikke unormalt at overlevelsen og tidspunktet for vandring avviker. Utsett av kultivert smolt er en viktig tilnærming for å gi innsikt i hvordan parasitter påvirker overlevelsen i sjø hos villsmolt, men man skal være forsiktig med å overføre resultatene direkte fra kultivert fisk til villfisk.

Undersøkelser indikerer at påslag av lakselus kan endre sjørretens atferd. I motsetning til laks, hvor smolten vandrer til oppvekstområder i havet og først returnerer til kysten når de er kjønnsmodne, oppholder sjørret og sjørøye seg i fjordene og på kysten gjennom en lengre periode. De er derfor normalt utsatt for luseinfestasjon i mye lengre perioder enn lakse-smolten. Sjørret smoltifiserer gjerne ved 12-25 cm kroppslengde og vandrer ut i fjordene på beitevandring sent på våren og om sommeren. Veksten til sjørret er normalt betydelig bedre i sjø enn i ferskvann, og økt vekst medfører at fisken blir større og har høyere reproduktiv suksess (Stearns 1992; Roff 2002). Tapet tilvekst,

økt dødelighet og manglende forutsigbarhet i risiko for parasittindusert dødelighet kan medføre at fordelene med å beite i sjø avtar. En større studie av sjøørret i Irland og Skottland indikerte at sjøørret fanget nær oppdrettsanlegg hadde mer lakselus, og dette var spesielt tydelig i varme år, og sjøørret fanget nær oppdrettsanlegg hadde også dårligere kondisjon (Shephard mfl. 2016). Lakselus vil aktivt unngå vann med saltholdighet under ca. 20 (Heuch 1995). Overlevelsen til lakselus faller ved lavere salinitet (Gravil 1996; Wright mfl. 2016), og sjøørret kan derfor oppsøke ferskere vann for å kvitte seg med lus. Prematur tilbakevandring av fisk med betydelige infestasjoner og hudskader

er observert (Finstad mfl. 1992, 1994; Jakobsen mfl. 1992; Finstad 1993; Birke-land & Jakobsen 1994, 1997; Birkeland 1996; Gjelland mfl. 2014; Kambestad mfl. 2015). En omfattende litteraturstudie av effekter av lakselus på sjøørret er nylig publisert (Thorstad mfl. 2014, 2015). De siste årene er det gjort flere atferdsforsøk med akustisk merket sjøørret. I Etne er det gjort undersøkelser av atferden til sjøørret beskyttet mot lakselus i 2012-2014. Generelt brukte ørreten et større beiteområde og tilbrakte mer tid i sjøen i år med lavt infestasjonspress (Halttunen mfl. i trykk-b), men det ble ikke funnet noen effekt på dødelighet på fisk med snittvekter på 190-302 g. Ett pilotforsøk med

begrenset antall fisk undersøkt indikerte ikke forskjeller i dødelighet, men også her ble det observert atferdsendringer (Serra-Llinares mfl. til vurdering.).

Samlet sett er det derfor sannsynliggjort at lakselus kan gi negative bestandseffekter både på laks og sjøørret (Jackson mfl. 2011, 2013; Krkošek mfl. 2013; Skilbrei mfl. 2013; Thorstad mfl. 2014; Shephard mfl. 2016; Vollset mfl. 2016). Kunnskapsstatus om effekter av lakselus på anadrom laksefisk er gitt i (Bjørn mfl. 2011; Finstad & Bjørn 2011) samt i Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (2012) og i oversiktsartikler av Torrissen mfl. (2013) og Thorstad mfl. (2014).

### 3.6.2 Utslipp og fordeling av infeksiøse stadier av lakselus

#### Utslipp av lakselus fra norske oppdrettsanlegg

Alle oppdrettsanlegg for laksefisk i Norge rapporterer ukentlig antall lakselus på fisk når temperaturen er over 4 °C. Utslipp fra alle anlegg beregnes som beskrevet i Stien mfl. (2005), og er basert på tellinger av antall voksne hunnlus per fisk, antall fisk og vanntemperaturen i 3 m dyp.

Det generelle mønsteret i utslippene følger et relativt stabilt årvisst mønster knyttet til sesongmessige avlusningsregimer, produksjonsregimer og vanntemperatur som er de faktorene som har størst påvirkning på reproduksjon og utviklingstid hos lus og luselarver. Derfor øker vanligvis utslippene av klekte nauplier fra slutten av mai, tidligst i sør grunnet temperatur, og øker mot en maksimal egg- og larveproduksjon fra august til oktober avhengig av landsdel.

Estimerte utslipp av lakselus per dag viser at økningen starter i sør oftest i siste del av mai, med en topp i juli-september. I Midt-Norge starter den litt senere, og økningen er mindre enn i sør. Oftest ser en ikke en betydelig økning av utslipp før i juli i nord (figur 3.39 a-f).

I 2016 kom økningen utover mai i Sør- og Midt-Norge, i juli i nord. Utslippene i sør økte raskere tidlig på sommeren, og totalt sett var utslippene høyere enn i 2015, men lik eller lavere enn i årene 2012-2014. Utslippene i Midt-Norge var noe høyere tidlig vår enn observert tidligere år, mens utover sommeren var mønsteret som i 2012-2014, men jevnt over noe høyere. 2015 var spesielt da utslippene det året ikke avtok utover sommeren. I nord var utslippene omtrent på samme nivå som i tidligere år.

Luseeggene klekkes direkte inn i partikelspredningsmodellen, som basert på kunnskap om lusebiologien, atferden og dødelighet beregner hvordan de frittlevende stadiene til lakselus sprer seg, og estimerer tetthet av lakselus i fjordene og langs kysten.

#### Spredning og fordeling av lakselus fra norske oppdrettsanlegg

Vannbåren smitte vil være avhengig av hastighet og retning på strømmene i fjordene og langs kysten for å bli spredt. Havforskningsinstituttet bruker hydrodynamiske strømmodeller for å beregne spredningen av lakselus ut fra alle anleggene i drift, og har modellert smittespredning basert på slike modeller i mer enn 15 år (Asplin mfl. 2004, 2011, 2014; Johnsen mfl. 2014, 2016).

Lakselusmodellen er egentlig en sammenkopling av en rekke ulike modeller som først beregner utslipp av lakselus fra alle rapporteringspliktige oppdrettsanlegg i landet. Når luselarvene så er klekket direkte inn i vannmassene (representert ved spredningsmodellen) opplever de temperatur, saltholdighet og strøm i den posisjonen de befinner seg. Basert på tilgjengelig kunnskap om biologi, atferd og dødelighet blir det beregnet hvordan larvene sprer seg i vannmassene, først som ikke-smittsomme nauplier og videre som smittsomme kopepoditter. Sluttproduktet er tetthet av smittsomme lakseluslarver (kopepoditter) langs hele kysten en gang i timen.

Vi antar at tetthet av lakselus kopepoditter er proporsjonal med sannsynligheten for smitte på villfisk og vet at lakselusa fordeles seg i vannmassene i fjord- og kystområdene på en svært variabel måte. Denne fordelingen varierer både over korte

tidsperioder og små geografiske avstander (Asplin mfl. 2004; Johnsen mfl. 2014; Sandvik mfl. 2016). Dette er en naturlig konsekvens av lakselusenes vertikale posisjonering i et varierende strømfelt (Johnsen mfl. 2016). En rekke modellsimuleringer med likt utslipp av nauplier fra ulike anlegg har blitt utført (se for eksempel <http://www.imr.no/temasider/parasitter/lus/lakselus/90683/nb-no> og Asplin mfl. 2014) og viser at en fullstendig beskrivelse av hvilken fordeling lakselus kopepoditter har langs kysten, bare kan gjøres gjennom å modellere spredning med bruk av informasjon om realistisk strøm, saltholdighet og temperatur.

Modellresultater for kopepodittfordeling blir hele tiden vurdert mot lakseluspåslag på villfisk fra observasjoner i felt for å etablere så presise kvantitative relasjoner som mulig. Modellsystemet for spredning av lakselus baserer seg på eksisterende og veldokumenterte metoder, der modellene for strøm har mye til felles med værvarslings- og klimamodeller som har et omfattende vitenskapelig miljø for utvikling og validering, samt håndtering av usikkerhet.

#### Strømmodellsystemet

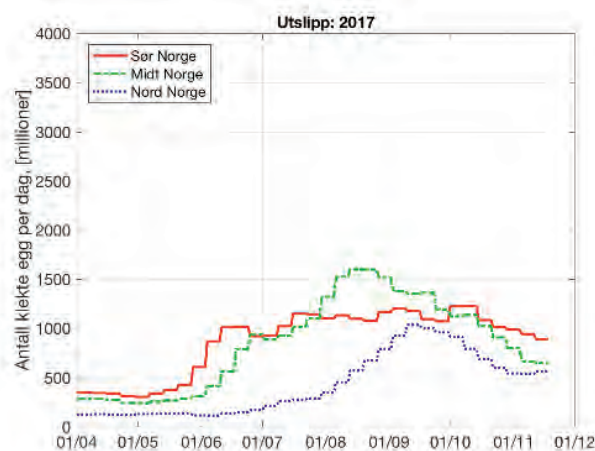
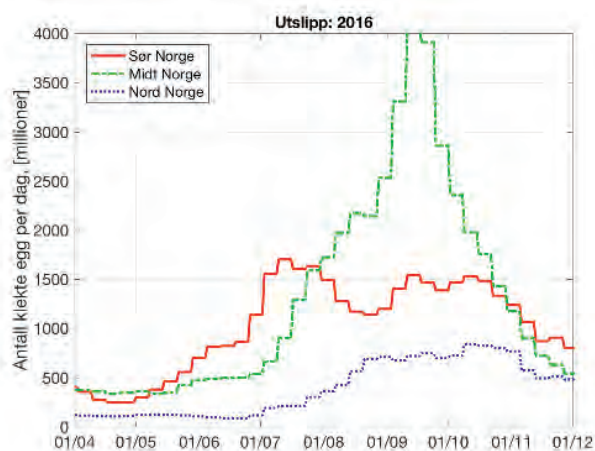
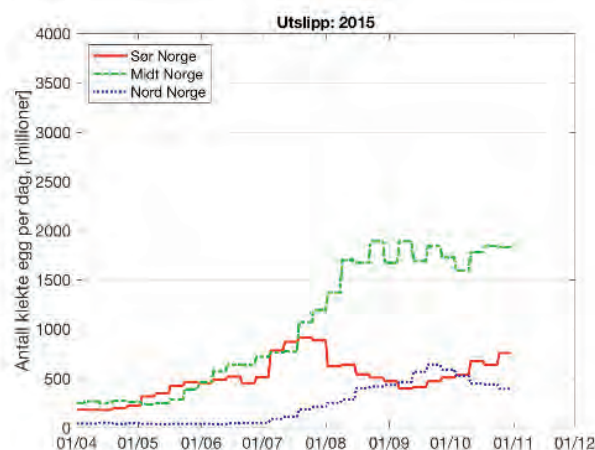
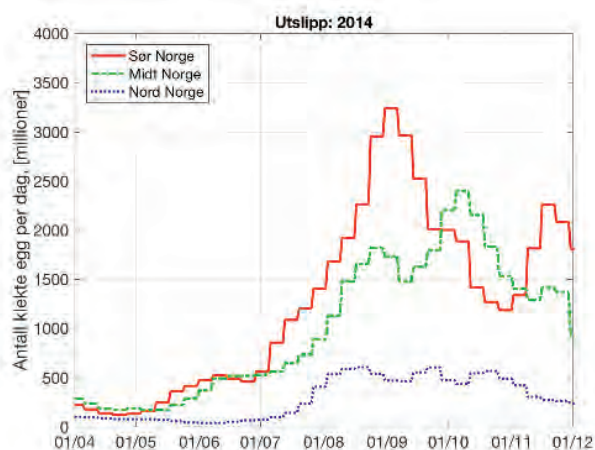
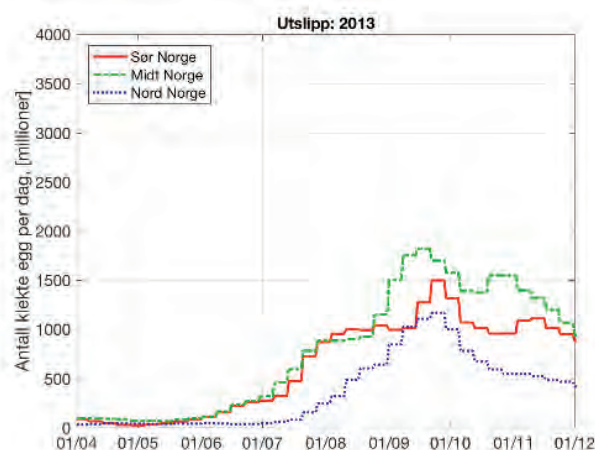
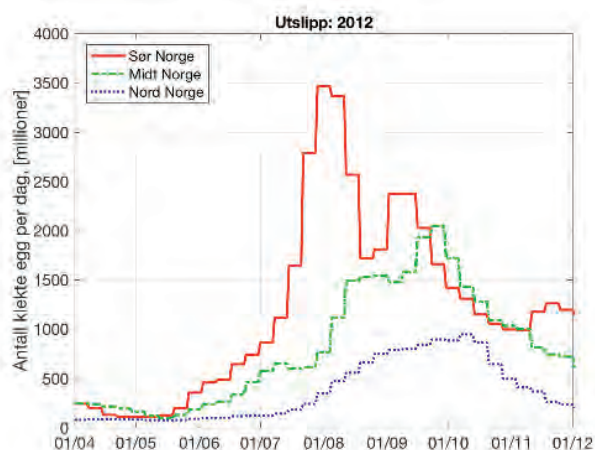
Prinsippet for å skaffe informasjon om strøm er å inkludere en så fullstendig beskrivelse av de ulike fysiske prosessene og drivkrefter som vind, tidevann og ferskvannsavrenning som mulig. Modellsystemet beregner strøm, vannstand og hydrografi prognostisk ved hjelp av numeriske teknikker med et tre-dimensjonalt beregningsgitter, og strømmodellen vi anvender er for tiden Regional Ocean Modeling System (ROMS, [www.myroms.org](http://www.myroms.org); Albretsen mfl. 2011). Gitteroppløsningen er 800 m horisontalt, og vi må anvende spesielle tungregnemaskiner for å gjennomføre simuleringene. Vi kjører



modeller med høyere romlig oppløsning (typisk 160 m) ved behov. Vertikalt benytter vi nå 35 nivåer med høy oppløsning i de øvre 10 m for å fange opp den vertikale dynamikken som intensiveres mot overflaten. Atmosfæriske drivkrefter (vind

og stråling) henter vi fra en separat vindmodell (WRF, [www.wrf-model.org](http://www.wrf-model.org), eller operasjonelle atmosfæreprognoser fra Meteorologisk institutt) og åpne grenseverdier mot havet tas fra havmodellresultater med større geografisk utstrekning og

verdier minst hver time. Strømmodellresultater valideres fortløpende mot observasjoner av strøm og hydrografi i den utstrekning disse finnes.



**Figur 3.39**

Beregning av antall klekte nauplii fra alle oppdrettsanlegg i henholdsvis Sør-Norge (rød), Midt-Norge (grønn) og Nord-Norge (blå) fra 1. april til 1. november 2012-2017 (a-f). Grensen mellom de ulike regionene er satt til 62 og 67° N. Figurene kan avvike noe fra 2016 pga. oppdaterte data.

**Figure 3.39**

Estimation of number of hatched salmon live nauplii from all fish farms in South-Norway (red), Mid-Norway (green) and North-Norway (blue) from April 1 till November 1 2012-2017 (a-f). The border between the regions is set to 62 and 67° N.

## 3.7

## REFERANSER

- Aldrin M, Størvik B, Kristoffersen AB, Jansen PA (2013). Space-time modelling of the spread of salmon lice between and within Norwegian marine salmon farms. *PLoS ONE* 8, e64039.
- Andreassen KB (2013). Effekter av infeksjon med lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) på vill smolt av laks (*Salmo salar* L.) og ørret (*Salmo trutta* L.). Master thesis, Universitetet i Tromsø, Norway. 61 pp.
- Asplin L, Boxaspen KK, Sandvik AD (2011). Modeling the distribution and abundance of planktonic larval stages of *Lepeophtheirus salmonis* in Norway. In *Salmon Lice: An Integrated Approach to Understanding Parasite Abundance and Distribution* (Jones S & Beamish R, eds.). Oxford, UK: Wiley-Blackwell.
- Asplin L, Johnsen IA, Sandvik AD, Albretsen J, Sundfjord V, Aure J, Boxaspen KK (2014). Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord. *Marine Biology Research* 10, 216-225.
- Asplin L, Johnsen IA, Sandvik AD, Albretsen J, Sundfjord V, Aure J, Boxaspen KK (2004). Modelled distribution of sea lice in a Norwegian fjord. *ICES C.M. P:11*, 12.
- Birkeland K (1996). Consequences of premature return by sea trout (*Salmo trutta*) infested with the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*): Migration, growth, and mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 2808-2813.
- Birkeland K, Jakobsen PJ (1994). Omfanget av lakselus på vill laksefisk i fylkene Nordland, Nord- og Sør-Trøndelag, Møre & Romsdal, Sogn & Fjordane og Hordaland i 1993. Rapport, Zoologisk institutt, Økologisk avdeling, Universitetet i Bergen.
- Birkeland K, Jakobsen PJ (1997). Salmon lice, *Lepeophtheirus salmonis*, infestation as a causal agent of premature return to rivers and estuaries by sea trout, *Salmo trutta*, juveniles. *Env. Biol. Fish.* 49, 129-137.
- Bjørn PA, Finstad B (1997). The physiological effects of salmon lice infection on sea trout post-smolts. *Nordic Journal of Freshwater Research* 73, 60-72.
- Bjørn PA, Finstad B (1998). The development of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) on artificially infected post smolts of sea trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Zool.*, 970-977.
- Bjørn PA, Finstad B (2002). Salmon lice, *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer), infestation in sympatric populations of Arctic char, *Salvelinus alpinus* (L.), and sea trout, *Salmo trutta* (L.), in areas near and distant from salmon farms. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 131-139.
- Bjørn PA, Finstad B, Asplin L, Askeland Johnsen I, Nilsen R, Serra Llinares RM, Lindstrøm U, Helland IP, Berg M, Harbitz A (2013). Effekten av nasjonale laksefjorder på risikoen for lakselusinfeksjon hos vill laksefisk langs norskekysten. Midtvaluering av ordningen med nasjonale laksefjorder. Rapport fra Havforskningen
- Bjørn PA, Finstad B, Kristoffersen R (2001). Salmon lice infection of wild sea trout and Arctic char in marine and freshwater: the effects of salmon farms. *Aqua. Res.* 32, 947-962.
- Bjørn PA, Sivertsgård R, Finstad B, Nilsen R, Serra-Llinares RM, Kristoffersen R (2011). Area protection may reduce salmon louse infection risk to wild salmonids. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 233-244.
- Finstad B (1993). Økologiske og fysiologiske konsekvenser av lus på laksefisk i fjordsystem. NINA Oppdragsmelding.
- Finstad B, Bjørn PA (2011). Present status and implications of salmon lice on wild salmonids in Norwegian coastal zones. In *Salmon Lice: An Integrated Approach to Understanding Parasite Abundance and Distribution* (Jones S & Beamish R, eds.), pp. 281-305. Oxford, UK: Wiley-Blackwell.
- Finstad B, Jonsson N (2001). Factors influencing the yield of smolt releases in Norway. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 37-55.
- Finstad B, Hvidsten NA, Johnsen BO (1992). Registreringer av lakselus på laksesmolt fanget i Trondheimsfjorden. NINA Oppdragsmelding 171.
- Finstad B, Bjørn PA, Nilsen ST, Hvidsten NA (1994). Registreringer av lakselus på laks, sjøørret og sjøørøye. NINA Oppdragsmelding 287.
- Finstad B, Bjørn PA, Grimnes A, Hvidsten NA (2000). Laboratory and field investigations of salmon lice [*Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer)] infestation on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts. *Aquaculture Research* 31, 795-803.
- Finstad B, Bjørn PA, Todd CD, Whoriskey F, Gargan PG, Forde G, Revie C (2011). The effect of sea lice on Atlantic salmon and other salmonid species (Chapter 10). In *Atlantic Salmon Ecology* (Aas Ø, Einum S, Klemetsen A & Skurdal J, eds.), pp. 253-276. Oxford, UK: Wiley-Blackwell.
- Fjørtoft HB, Besnier F, Stene A, Nilsen F, Bjørn PA, Tveten A-K, Finstad B, Aspøhaug V, Glover KA (2017). The Phe362Tyr mutation conveying resistance to organophosphates occurs in high frequencies in salmon lice collected from wild salmon and trout. *Scientific Reports* 7, 14258.
- Gargan PG, Forde G, Hazon N, F. RDJ, Todd CD (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.
- Gjelland KØ, Serra-Llinares RM, Hedger RD, Arechavala-Lopez P, Nilsen R, Finstad B, Uglem I, Skilbrei OT, Bjørn PA (2014). Effects of salmon lice infection on the behaviour of sea trout in the marine phase. *Aquaculture Environment Interactions* 5, 221-233.
- Glover KA, Skilbrei O, Skaala Ø (2008). Genetic assignment identifies farm of origin for Atlantic salmon *Salmo salar* escapees in a Norwegian fjord. *Ices Journal of Marine Science* 65, 912-920.
- Glover KA, Samuelsen OB, Skilbrei O, Boxaspen KK, Lunestad BT (2010). Pharmacokinetics of emamectin benzoate administered to Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by intra-peritoneal injection. *Journal of Fish Diseases* 33, 183-186.
- Godwin SC, Dill LM, Reynolds JD, Krkošek M (2015). Sea lice, sockeye salmon, and foraging competition: lousy fish are lousy competitors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72, 1113-1120.
- Gravil HR (1996). Studies on the biology and ecology of the free swimming larval stages of *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer, 1838) and *Caligus elongatus* Nordmann, 1832 (Copepoda: Caligidae). In *Institute of Aquaculture*. Stirling: University of Stirling.
- Grimnes A, Jakobsen PJ (1996). The physiological effects of salmon lice infection on post-smolt of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Fish Biology* 48, 1179-1194.
- Halttunen E, Gjelland KØ, Glover KA, Johnsen IA, Serra-Llinares RM, Skaala Ø, Nilsen R, Bjørn Pål A, Karlsen Ø, Finstad B, Skilbrei OT (i trykk-a). Migration of Atlantic salmon post-smolts in a fjord with a high infestation pressure of salmon lice. *Marine Ecology Progress Series*.
- Halttunen E, Gjelland KØ, Hamel S, Serra Llinares RM, Nilsen R, arechavala-Lopez P, Skarøhamar J, Johnsen IA, Asplin L, Skaala Ø, Karlsen Ø, Bjørn Pål A, Finstad B (i trykk-b). Sea trout adapt their migratory behaviour in response to high salmon lice concentrations. *Journal of Fish Diseases*.
- Handeland SO, Järvi T, Fernø A, Stefansson SO (1996). Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 2673-2680.
- Hazon N, Todd CD, Whelan B, Gargan PG, Finstad B, Bjørn PA, Wendelar Bonga SE, Kristoffersen R (2006). Sustainable management of interactions between aquaculture and wild salmonid fish. Final report for the SUMBAWS EU project. 1-293.
- Helland IP, Finstad B, Uglem I, Diserud OH, Foldvik A, Hanssen F, Bjørn PA, Nilsen R, Jansen PA (2012). Hva avgjør lakselusinfeksjon hos vill laksefisk? Statistisk bearbeiding av data fra nasjonal lakselusovervåking, 2004-2010. NINA Rapport 891, 51 pp.
- Helland IP, Uglem I, Jansen PA, Diserud OH, Bjørn PA, Finstad B (2015). Statistical and



- ecological challenges of monitoring parasitic salmon lice infestations in wild salmonid fish stocks. *Aquaculture Environment Interactions* 7, 267-280.
- Heuch PA (1995). Experimental evidence for aggregation of salmon louse copepodids (*Lepeophtheirus salmonis*) in step salinity gradients. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 75, 927-939.
- Heuch PA, Mo TA (2001). A model of salmon louse production in Norway: Effects of increasing salmon production and public management measures. *Dis. Aquat. Org.* 45, 145-152.
- Heuch PA, Nordhagen JR, Schram TA (2000). Egg production in the salmon louse [*Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer)] in relation to origin and water temperature. *Aquaculture Research* 31, 805-814.
- Heuch PA, Bjørn PA, Finstad B, Holst JC, Asplin L, Nilsen F (2005). A review of the Norwegian 'National Action Plan Against Salmon Lice on Salmonids': The effect on wild salmonids. *Aquaculture* 246, 79-92.
- Holst JC, Jakobsen PJ, Nilsen F, Holm M, Asplin L, Aure J (2003). Mortality of seaward-migrating post-smolts of Atlantic salmon due to Salmon lice infection in Norwegian salmon stocks. In *Salmon at the Edge*, pp. 136-137: Blackwell Science Ltd.
- Hvidsten NA, Lund RA (1988). Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the estuary of River Orkla, Norway. *Journal of Fish Biology* 33, 121-126.
- Hvidsten NA, Finstad B, Kroglund F, Johnsen BO, Strand R, Arnekleiv JV, Bjørn PA (2007). Does increased abundance of sea lice influence survival of wild Atlantic salmon post-smolt? *Journal of Fish Biology* 71, 1639-1648.
- Jackson D, Cotter D, ÓMaoléidigh N, O'Donohoe P, White J, Kane F, Kelly S, McDermott T, McEvoy S, Drumm A, Cullen A, Rogan G (2011). An evaluation of the impact of early infestation with the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* on the subsequent survival of outwardly migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts. *Aquaculture* 320, 159-163.
- 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.
- Jakobsen PJ, Birkeland K, Grimnes A, Nylund A, Urdal K (1992). Undersøkelser av lakselusinfeksjoner på sjøaure og laksesmolt i 1992. Rapport fra Zoologisk museum, Sept.. Økologisk avd., University of Bergen.
- Jansen PA, Kristoffersen AB, Viljugrein H, Jimenez D, Aldrin M, Stien A (2012). Sea lice as a density-dependent constraint to salmonid farming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279, 2330-2338.
- Johnsen IA, Fiksen Ø, Sandvik AD, Asplin L (2014). Vertical salmon lice behaviour as a response to environmental conditions and its influence on regional dispersion in a fjord system. *Aquaculture Environment Interactions* 5, 127-141.
- Johnsen IA, Asplin LC, Sandvik AD, Serra-Llinares RM (2016). Salmon lice dispersion in a northern Norwegian fjord system and the impact of vertical movements. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 99-116.
- Kambestad M, Johnsen GH, Urdal K (2015). Lakselusinfestasjoner på oppdrettslaks og på prematurt tilbakevandret sjøørret i Hardangerfjorden og Bjørnafjorden i 2015. Rådgivende Biologer AS, rapport 2189, 30.
- Karlsen Ø, Finstad B, Ugedal O, Svåsand T (2016). Kunnskapsstatus som grunnlag for kapasitetsjustering innen produksjons-områder basert på lakselus som indikator. Rapport fra Havforskningen, nr. 14-2016, 137.
- Kristoffersen AB, Jimenez D, Viljugrein H, Grøntvedt R, Stien A, Jansen PA (2014). Large scale modelling of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infection pressure based on lice monitoring data from Norwegian salmonid farms. *Epidemics* 9, 31-39.
- Kristoffersen AB, Qviller L, Helgesen KO, Vollset KW, Viljugrein H, Jansen PA (2017). Quantitative risk assessment of salmon louse-induced mortality of seaward-migrating post-smolt Atlantic salmon. *Epidemics*.
- Krkošek M, Revie C, Gargan PG, Finstad B, Todd CD (2013). 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.
- Middlemas SJ, Fryer RJ, Tulett D, Armstrong JD (2013). Relationship between sea lice levels on sea trout and fish farm activity in western Scotland. *Fisheries Management and Ecology* 20, 68-74.
- Murray AG, Hall M (2014). Treatment rates for sea lice of Scottish inshore marine salmon farms depend on local (sea loch) farmed salmon biomass and oceanography. *Aquaculture Environment Interactions* 5, 117-125.
- Nilsen F, Ellingsen IH, Finstad B, Jansen PA, Karlsen Ø, Kristoffersen AB, Sandvik AD, Sægrov H, Ugedal O, Vollset KW (2017a). Vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet per produksjonsområde i 2016 og 2017. Rapport fra ekspertgrupper for vurdering av lusepåvirkning 2017. 64.
- Nilsen R, Serra-Llinares RM, Elvik KMS, Asplin L, Bjørn Pål A, Johnsen IA, Karlsen Ø, Finstad B, Berg M, Uglem I, Vollset KW, Lehmann GB (2017b). Lakselusinfestasjon på vill laksefisk langs Norskekysten i 2016. Med vekt på modellbasert varslings og tilstandsbekreftelse. Rapport fra Havforskningen, 55.
- Nolan DT, Reilly P, Wendelar Bonga SE (1999). Infection with low numbers of the sea louse *Lepeophtheirus salmonis* induces stress-related effects in post-smolt Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 947-959.
- Orell P, Erkinaro J, Svenning MA, Davidsen JG, Niemelä E (2007). Synchrony in the downstream migration of smolts and upstream migration of adult Atlantic salmon in the subarctic River Utsjoki. *Journal of Fish Biology* 71, 1735-1750.
- Otero J, L'Abée-Lund JH, Castro-Santos T, Leonardsson K, Storvik GO, Jonsson B, Dempster B, Russell IC, Jensen AJ, Baglinière J-L, Dionne M, Armstrong JD, Romakkaniemi A, Letcher BH, Kocik JF, Erkinaro J, Poole R, Rogan G, Lundqvist H, MacLean JC, Jokikokko E, Arnekleiv JV, Kennedy RJ, Niemelä E, Caballero P, Music PA, Antonsson T, Gudjonsson S, Veselov AE, Lamberg A, Groom S, Taylor BH, Taberner M, Dillane M, Arnason F, Horton G, Hvidsten NA, Jonsson IR, Jonsson N, McKelvey S, Næsje TF, Skaala Ø, Smith GW, Sægrov H, Stenseth NC, Vøllestad LA (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.
- Peacock SJ, Krkošek M, Bateman AW, Lewis MA (2015). Parasitism and food web dynamics of juvenile Pacific salmon. *Ecosphere* 6, 1-16.
- Plantalech Manel-La N, Thorstad EB, Davidsen JG, Økland F, Sivertsgård R, McKinley RS, Finstad B (2009). Vertical movements of Atlantic salmon post-smolts relative to measures of salinity and water temperature during the first phase of the marine migration. *Fisheries Management and Ecology* 16, 147-154.
- Roff D (2002). Life history evolution. Sunderland, Massachusetts U.S.A.: Sinauer Ass. Inc.
- Samsing F, Oppedal F, Dalvin S, Johnsen I, Vågseth T, Dempster T (2016). Salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) development times, body size, and reproductive outputs follow universal models of temperature dependence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73, 1841-1851.
- Samsing F, Johnsen I, Dempster T, Oppedal F, Trembl EA (2017). Network analysis reveals strong seasonality in the dispersal of a marine parasite and identifies areas for coordinated management. *Landscape Ecology* 32, 1953-1967.
- Sandvik AD, Bjørn Pål A, Ådlandsvik B, Asplin L, Skarøhamar J, Johnsen IA, Myksgvoll MS, Skogen MD (2016). Toward a model-based prediction system for salmon lice infestation pressure. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 527-542.
- Serra-Llinares RM, Bjørn PA, Finstad B, Nilsen R, Harbitz A, Berg M, Asplin L (2014). Salmon lice infection on wild salmonids in marine protected areas: an evaluation of the Norwegian "National Salmon Fjords". *Aquaculture Environment Interactions* 5, 1-16.



- Serra-Llinares RM, Bjørn PA, Finstad B, Nilsen R, Asplin L (2016). Nearby farms are a source of lice for wild salmonids: a reply to Jansen et al. (2016). *Aquaculture Environment Interactions* 8, 351-356.
- Serra-Llinares RM, Freitas C, Nilsen R, Elvik KMS, Albretsen J, Karlsen Ø, Bjørn Pål A (til vurdering). Testing artificial infestation as an alternative approach to assess the impact of salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer) on free-swimming sea trout (*Salmo trutta* L.) post smolts.
- Shephard S, Gargan P (2017). Quantifying the contribution of sea lice from aquaculture to declining annual returns in a wild Atlantic salmon population. *Aquaculture Environment Interactions* 9, 181-192.
- Shephard S, MacIntyre C, Gargan P (2016). Aquaculture and environmental drivers of salmon lice infestation and body condition in sea trout. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 597-610.
- Skilbrei OT (2013). Migratory behaviour and ocean survival of escaped out-of-season smolts of farmed Atlantic salmon *Salmo salar*. *Aquaculture Environment Interactions* 3, 213-221.
- Skilbrei OT, Wennevik V (2006). Survival and growth of sea-ranched Atlantic salmon, *Salmo salar* L., treated against sea lice before release. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 63, 1317-1325.
- Skilbrei OT, Glover KA, Samuelson OB, Lunestad BT (2008). A laboratory study to evaluate the use of emamectin benzoate in the control of sea lice in sea-ranched Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 285, 2-7.
- Skilbrei OT, 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* L., smolts 1997-2009. *Journal of Fish Diseases* 36, 249-260.
- Stearns SC (1992). *The Evolution of Life Histories*. : Oxford University Press, Oxford.
- Stone J, Sutherland IH, Sommerville C, Richards RH, Endris RG (2000). The duration of efficacy following oral treatment with emamectin benzoate against infestations of sea lice, *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer), in Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Journal of Fish Diseases* 23, 185-192.
- Strand R, Finstad B (2007). Migratory behaviour in relation to smolt development and releasing strategies in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. *Aquaculture* 273, 277-283.
- Strand JET, Davidsen JG, Jørgensen EH, Rikardsen AH (2011). Seaward migrating Atlantic salmon smolts with low levels of gill Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>-ATPase activity; is sea entry delayed? *Environmental Biology of Fishes* 90, 317-321.
- Taranger GL, Svåsand T, Bjørn PA, Jansen PA, Heuch PA, Grøntvedt RN, Asplin L, Skilbrei OT, Glover KA, Skaala Ø, Wennevik V, Boxaspen KK (2012). Forslag til førstegangs målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på villlevende laksefiskbestander Fiske og Havet 13-2012 Havforskningsinstituttet, Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7-2012.
- Taranger GL, Karlsen Ø, Bannister RJ, Glover KA, Husa V, Karlsbakk E, Kvamme BO, Boxaspen KK, Bjørn PA, Finstad B, Madhun AS, Morton HC, Svåsand T (2015). Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 72, 997-1021.
- Thorstad EB, Whoriskey F, Uglem I, Moore A, Rikardsen AH, Finstad B (2012). A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology* 81, 500-542.
- Thorstad EB, Todd CD, Bjørn PA, Gargan PG, Vollset KW, Halttunen E, Kålås S, Uglem I, Berg M, Finstad B (2014). Effekter av lakselus på sjøørret - en litteraturoppsummering. NINA Rapport, 1-144.
- Thorstad EB, Todd CD, Uglem I, Bjørn PA, Gargan PG, Vollset KW, Halttunen E, Kålås S, Berg M, Finstad B (2015). Effects of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on wild sea trout *Salmo trutta*—a literature review. *Aquaculture Environment Interactions* 7, 91-113.
- Torrissen O, Jones S, Asche F, Guttormsen A, Skilbrei OT, Nilsen F, Horsberg TE, Jackson D (2013). Salmon lice – impact on wild salmonids and salmon aquaculture. *Journal of Fish Diseases* 36, 171-194.
- Tveiten H, Bjørn PA, Johnsen HK, Finstad B, McKinley RS (2010). Effects of the sea louse *Lepeophtheirus salmonis* on temporal changes in cortisol, sex steroids, growth and reproductive investment in Arctic char *Salvelinus alpinus*. *Journal of Fish Biology* 76, 2318-2341.
- Urke HA, Kristiansen T, Ulvund JB (2015). Oppholdstid i Sognefjorden for laksesmolt frå Lærdalselvi 2014. INAQ AS 15/10/2015, 19.
- Venmathi Maran BA, Moon SY, Ohtsuka S, Oh S-Y, Soh H-Y, Myoung J-G, Iglukowska A, Boxshall GA (2013). The caligid life cycle: new evidence from *Lepeophtheirus elegans* reconciles the cycles of *Caligus* and *Lepeophtheirus* (Copepoda: Caligidae). *Parasite* 20, 15.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (2012). Lakselus og effekter på vill laksefisk fra individuell respons til bestandeffekter. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 56.
- Vollset KW, Barlaup BT, Skoglund H, Normann ES, Skilbrei OT (2014a). Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biol Lett* 10.
- Vollset KW, Skoglund H, Barlaup BT, Pulg U, Gabrielsen S-E, Wiers T, Skår B, Lehmann GB (2014b). Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout? *Marine Biology Research* 10, 268-278.
- Vollset KW, Krontveit RI, Jansen PA, Finstad B, Barlaup BT, Skilbrei OT, Krkošek M, Romunstad P, Aunsmo A, Jensen AJ, Dohoo I (2016). Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish and Fisheries* 17, 714-730.
- Vollset KW, Halttunen E, Finstad B, Karlsen Ø, Bjørn PA, Dohoo I, Gibbs M (2017). Salmon lice infestations on sea trout predicts infestations on migrating salmon post-smolts. *ICES Journal of Marine Science*. 74, 2354-2363.
- VRL (2017). Status for norske laksebestander i 2017. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 152.
- Wagner GN, McKinley RS, Bjørn PA, Finstad B (2003). Physiological impact of sea lice on swimming performance of Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 62, 1000-1009.
- Wagner GN, McKinley RS, Bjørn PA, Finstad B (2004). Short-term freshwater exposure benefits sea lice-infected Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 64, 1593-1604.
- Wagner GN, Fast MD, Johnson SC (2008). Physiology and immunology of *Lepeophtheirus salmonis* infections of salmonids. *Trends in Parasitology* 24, 176-183.
- Wells A, Grierson CE, MacKenzie M, Russon I, Middlemiss C, Bjørn PA, Finstad B, Wendelaar Bonga SE, Todd CD, Hazon N (2006). Physiological effects of simultaneous, abrupt seawater entry and sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestation of wild, sea-run brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 1360-1369.
- Wells A, Grierson CE, Marshall L, MacKenzie M, Russon IJ, Reinardy H, Sivertsgård R, Bjørn PA, Finstad B, Wendelaar Bonga SE, Todd CD, Hazon N (2007). Physiological consequences of premature freshwater return; for wild sea-run brown trout (*Salmo trutta*) postsmolts infested with sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 1360-1369.
- Wright DW, Oppedal F, Dempster T (2016). Early-stage sea lice recruits on Atlantic salmon are freshwater sensitive. *Journal of Fish Diseases* 39, 1179-1186.
- Øverli Ø, Nordgreen J, Mejdell CM, Janczak AM, Kittilsen S, Johansen IB, Horsberg TE (2014). Ectoparasitic sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) affect behavior and brain serotonergic activity in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): Perspectives on animal welfare. *Physiology & Behavior* 132, 44-50.
- Ådlandsvik B (2015). Forslag til produksjonsområder. Rapport til Nærings- og Fiskeridepartementet. Rapport fra Havforskningen, Nr. 20-2015, 57 pp.

# Patogener

Bjørn Olav Kvamme<sup>1</sup>, Abdullah Madhun<sup>1</sup>, Mark Powell<sup>1</sup>,  
Nina Sandlund<sup>1</sup>, Sonal Jayesh Patel<sup>1</sup> og Egil Karlsbakk<sup>1,2</sup>

1) HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, 2) UNIVERSITETET I BERGEN

# 4



Foto: OVE SKILBREI

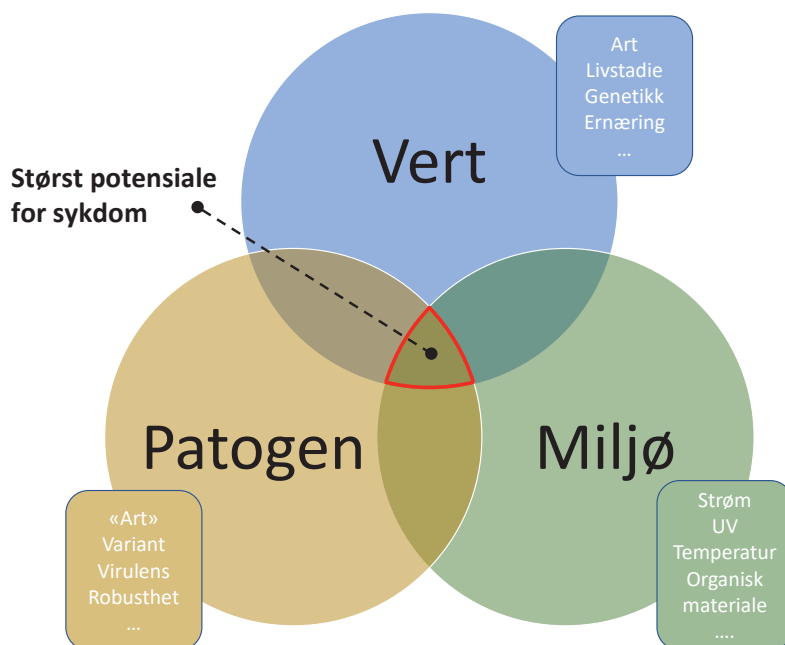


## 4.1

## BAKGRUNN

Smittefarlige sykdommer er et alvorlig problem i oppdrett av fisk i Norge. Sykdom er en unormal tilstand der den smittede (infiserte) verten ikke klarer å opprettholde en eller flere kroppsfunksjoner. De vanligst forekommende virusene forårsaker årlig 400 til 500 utbrudd av sykdom langs hele kysten (Svåsand mfl. 2016; Hjeltnes mfl. 2017). For næringen utgjør dette årlig store økonomiske tap, og forekomsten av sykdomsfremkallende organismer (patogener) i oppdrett kan påvirke miljøet ved at disse spres til villfisk og der kunne gi økning i sykdomstilfeller i naturen.

Det er sannsynlig at det spres betydelige mengder patogener til miljøet fra smittet og syk fisk i oppdrett, og at villfisk i nærheten av anlegget kommer i kontakt med patogenene (eksponering). Konsekvensene av eksponering for et patogen varierer. Det er oftest en kompleks interaksjon mellom verter, patogener, predatorer og andre miljøfaktorer (figur 4.1) (Dobson & Hudson 1986; Combes 2001; Wobeser 2013).



**Figur 4.1.** Potensialet for infeksøs sykdom er i skjæringspunktet mellom vert, patogen og miljø. Det er en kompleks interaksjon mellom disse, med en rekke ulike påvirkende faktorer.

**Figure 4.1.** The potential for infectious disease is in the intersection between host, pathogen and environment. This is a complex interaction with many factors influencing outcome.

## 4.1.1 Fokus på laksefisk

Som følge av den dominerende posisjonen til laks i norsk fiskeoppdrett er det her fokusert på kjente patogener fra lakseoppdrett og påvirkning på laksefisk. Laks, sjørøtt og sjørøye vil oftest ha de største utfordringene med smittespredning fra oppdrett. Disse oppholder seg ofte, og tidvis lenge, i fjorder der det er oppdrett. Selv om det vil være noen genetiske

forskjeller mellom oppdrettslaks og villaks så er dette samme art, og man forventer at de samme patogenene som utgjør et problem i oppdrett vil kunne infisere og gi sykdom hos villaks der forholdene ligger til rette for det. For sjørøtt og -røye, som tilhører samme familie som laks, vil en forvente at de patogener som gir sykdom i laks som oftest også vil kunne

infisere disse. Utfallet av en infeksjon vil imidlertid forventes å være forskjellig for de ulike artene. Også fiskens generelle tilstand, ulike livsstadier og perioder med store fysiologiske endringer (f.eks. smoltifisering) kan påvirke både mottakelighet for patogener og utfall av en infeksjon.

## 4.1.2 Patogenenes egenskaper

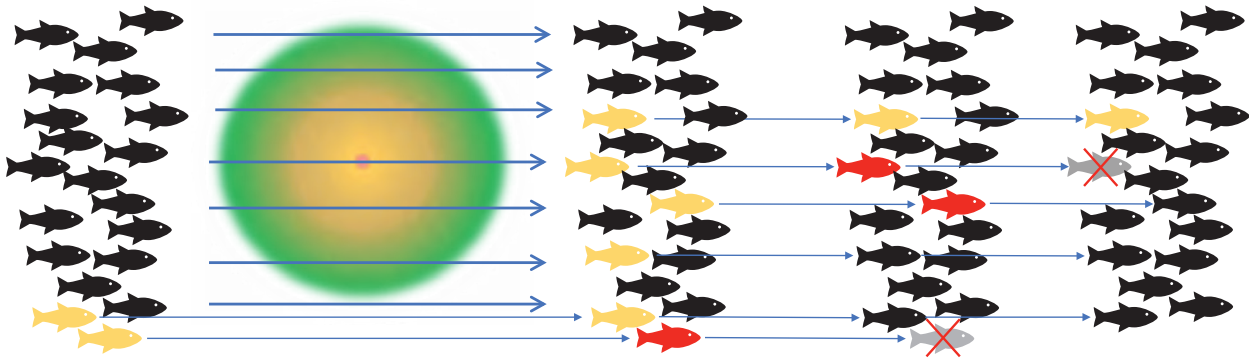
Alle patogener vil ha ulike egenskaper. Hvert patogen vil også forekomme i flere genetiske varianter som bidrar til variasjon i disse egenskapene. Noen patogener vil smitte mange ulike verter, mens andre kun smitter noen få. Det vil også variere hvor lett et patogen vil smitte en vert, og hvor alvorlig sykdom det kan forårsake (figur 4.2).

Når en vert er infisert eller syk vil den som oftest skille ut patogener til miljøet. Dette kan være fritt til vannet, gjennom slim, avføring, kjønnsprodukter eller når verten går i oppløsning etter at den er død. Hvor lenge et patogen overlever i miljøet varierer mye (Oidtmann mfl. 2017). Kunnskap om overlevelsen til patogener i miljøet er viktig i vurderingen av om villfisk blir eksponert for patogener fra oppdrett.



Foto: Sonal Jayesh Patel





Figur 4.2.

Utvandrende laksesmolt eller sjøørret i fjorden vil passere gjennom områder med ulike mengder av smittsomme patogener. I et slikt område vil sannsynligheten for å bli eksponert variere mye. Ved eksponering vil noen, men ikke alle fiskene, kunne bli infisert (●). Dette er påvirket av mange ulike faktorer knyttet til fisk, patogen og miljø. Etter å ha blitt infisert vil noen, men ikke alle, infiserte kunne bli syke (●). Noen syke fisk vil kunne dø (●), noen vil bli friske igjen (●), og noen vil bli kronisk infisert (bærere). Villfisk vil kunne være infisert uavhengig av oppdrett. Som andre fisker vil noen av disse bli syke etter infeksjon, og noen av disse vil kunne dø. Dette utgjør en infeksjons- og sykdomsbakgrunn for de ville bestandene som må kartlegges og være med i vurderingene.

Figure 4.2.

Migrating salmon smolts or sea trout will pass through areas of differing quantities of infectious agent(s). Within the affected area, the probability of exposure will be very variable. At exposure some, but not all, fishes will be infected (●). Many factors connected to the fishes, the environment as well as the agent affects this. Following infection some, but not all, infected fish will become sick (●). Some sick fish will die (●), some will become healthy again (●), and some will become chronically infected (carriers). In most areas infected fish will also be present, independent of any farming. Similarly, some of these will become ill, and some of these may die. This constitutes the background infection- and disease status of the wild fish, and needs to be surveyed and taken into consideration in the assessments.

#### 4.1.3 Påvirkning fra miljøet

Miljøet har stor innvirkning på interaksjonen mellom patogen og vert, og er med på å avgjøre om en eksponert fisk vil bli infisert, om en infeksjon vil utvikle seg til sykdom, og hvor alvorlig sykdommen vil bli (Combes 2001; Wobeser 2013). Fra oppdrett ser en også at noen sykdommer opptrer sesongmessig. Siden adferden til vill anadrom laksefisk også varierer gjennom året, har dette stor betydning for vurderingene av eksponering.

Det fysisk-kjemiske miljøet vil i tillegg ha betydning for graden av eksponering ved å påvirke hvor lenge et patogen

overlever og hvor langt det spres. Her vil f.eks. UV-stråling, temperatur, pH, saltholdighet, strømforshold og partikler ha betydning (Mojica & Brussaard 2014; Oidtmann mfl. 2017). Noen av de samme faktorene vil også påvirke fiskens evne til å motstå en infeksjon, og massedød har for eksempel vært knyttet til eksepjonelle miljøforhold som høy temperatur (Johnsen mfl. 1993; Sterud mfl. 2007).

Vill- og oppdrettsfisk lever i like, men likevel forskjellige miljøer. Villfisk vil være utsatt for varierende fødetilgang, predasjon vil fjerne svake og sykdomsutsatte

individer, og tettheten av fisk vil være lav. Oppdrettsfisk har god tilgang på fôr, er beskyttet mot predasjon, og lever i svært høye tettheter. De kan oppleve ustabile miljøbetingelser siden de har begrenset mulighet til å velge hvor de vil være. Den høye overlevelsen og tettheten til fisk i oppdrett sammenlignet med villaks, i tillegg til fraværet av predasjon, betyr at der alltid vil være svake individer tilstede som lettere kan bli smittet og utvikle sykdom. Dette kan medføre svært effektiv smittespredning, raskt økende smittepress og hurtig spredning av sykdom (epizootier) i oppdrett.

#### 4.1.4 Introduserte patogener

Massedød av fisk i naturen er uvanlig, men har forekommet i Norge. Når slike episoder skyldes patogener, er de vanligvis enten forårsaket av introduserte patogener til nye vertspopulasjoner (f.eks. parasitten *Gyrodactylus salaris* (Bakke & Harris 1998)) eller spesielle miljøforhold (f.eks. høy temperatur; parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae* som forårsaker proliferativ nyresyke (PKD) (Sterud mfl. 2007). En må anta at smitte med hjemmehørende (enzootiske) patogener under normale miljøforhold også kan gi sykdom hos enkeltindivider, og dermed påvirke overlevelse. Men, dette er vanskelig å påvise.

De alvorligste epizootiene påvist hos villfisk i Norge er knyttet til introduksjoner av eksotiske patogener. Introduksjon av furunkulosebakterien *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* til Norge førte til omfattende sykdom også hos vill laksefisk (Johnsen & Jensen 1994). Et annet alvorlig patogen, *Gyrodactylus salaris*, ble introdusert gjennom oppdrettsaktiviteter på 1970-tallet (Johnsen & Jensen 1991; Bakke & Harris 1998), og har hatt svært alvorlige konsekvenser i en rekke lakselver helt fram til i dag. Det nyere funnet av SAV2 hos norsk laks representerer også en sannsynlig introduksjon knyttet til brønnbåter og import av smolt (Karlsen

mfl. 2014; Hjortaaas mfl. 2016). Disse eksemplene viser at en betydelig trussel forbundet med oppdrett er representert ved import av fisk fra andre områder. En kan i praksis aldri ekskludere muligheten for tilstedeværelse av bærere av eksotiske patogener ved helseundersøkelser og PCR-screening, og introduksjoner vil oftest være irreversible. Import av levende fisk og egg fra fjerne regioner bør derfor ikke tillates. Også transport over lange avstander innen Norge bør begrenses da dette helt sikkert vil transportere kjente og ukjente patogener mellom regioner.

### 4.1.5 Kilder til informasjon

Det er fra i år av valgt å gjøre kunnskapsstatusen knyttet til patogener tilgjengelig som en nettressurs på Havforskningsinstituttets temasider:

[https://www.hi.no/temasider/sykdom\\_virus\\_bakterier\\_parasitter/nb-no](https://www.hi.no/temasider/sykdom_virus_bakterier_parasitter/nb-no)

Dette er korte oppsummeringer av kunnskapen vi har om hvert patogen, rettet inn mot vurderingene gjort her.

Det finnes også andre kilder til informasjon om de ulike patogenene, inkludert i tidligere risikorapporter (Brun & Lillehaug 2010; Taranger mfl. 2013; Taranger mfl. 2014; Svåsand mfl. 2015; Taranger mfl. 2015; Svåsand mfl. 2016). For utfyllende informasjon og referanser om de forskjellige patogener, deres virulens, sykdom, vertsregister, spredningsvei og bekjempelse, henvises det i tillegg til f.eks. (Raynard mfl. 2007; Woo mfl. 2011;

Bruno mfl. 2013; Woo & Gregory 2014); OIEs manualer (<http://www.oie.int/international-standard-setting/aquaticmanual/access-online/>) og Veterinærinstituttets fiskehelserapporter (<http://www.vetinst.no/> Publikasjoner/Fiskehelserapporten). Det foreligger også en rekke risikovurderinger fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet, faggruppe for dyrehelse og dyrevelferd som er relevante (<http://www.vkm.no/> risikovurderinger).

**Tabell 4.1.**

Oversikt over tilstedeværelse av patogener eller sykdom i oppdrett i produksjonsområder. Oversikt over produksjonsområdene står i kapittel «Status for norsk lakseoppdrett». For SAV/PA og ILAV/ILA finnes åpent tilgjengelig og detaljerte data. For andre patogener/sykdommer er det begrenset data tilgjengelig. (x) – patogen tilstede, men vanligvis ikke sykdom; x – sykdomsproblemer, varierende omfang.

**Table 4.1.**

Presence of pathogens or disease in farmed fish in the production areas. An overview of the production areas is found in chapter «Status for norsk lakseoppdrett». For SAV/PA and ILAV/ILA public data are available. For other diseases there are limited availability of data. (x)-pathogen detected, but generally no disease; x-disease challenges, varying extent.

Patogen	Virus						Bakterier					Parasitter		
	SAV <sup>1</sup>	PRV	PMCV <sup>2</sup>	ILAV <sup>3</sup>	IPNV	SGPV <sup>7</sup>	<i>Tenacibaculum</i> spp. <sup>4</sup>	<i>Moritella viscosa</i>	<i>Flavobacterium psychrophilum</i> <sup>5</sup>	<i>Yersinia ruckeri</i>	CBC <sup>7</sup>	<i>Paramoeba perurans</i>	<i>Desmozon lepeophtherii</i> <sup>7</sup>	<i>Parvicapsula pseudobranchicola</i> <sup>7</sup>
Sykdom	PD	HSMB	CMS	ILA	IPN	-	Sår	Vintersår	Flavobacteriose	Yersiniose Rødmunnsyke	Epiteliocystis <sup>6</sup>	AGD	(PGI, høstsyke)	Parvicapsulose
Produksjonsområde	1	x	(x)			x	x	x			x	x		
	2	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	
	3	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	(x)
	4	x	x	x		x	x	x	x	(x)	x	x	x	(x)
	5	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	(x)
	6	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	7	(x)	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
	8		x	x		x	x	x	x	x	x	(x)	(x)	x
	9		x	x	x	(x)	x	x	x	x	x		(x)	x
	10		x	x		x	x	x	x		x		(x)	x
	11		x	x		x	x	x	x	x	x		(x)	x
	12		x	x	x	x	x	x	x	x	x		(x)	x
	13		x	(x)			x	x	x	x	x		(x)	x

<sup>1</sup> Sporadiske tilfeller i andre produksjonsområder knytt til transport av fisk; <sup>2</sup> tyngdepunkt for sykdom Midt-Norge, sannsynligvis underdiagnostisert i andre områder grunnet andre diagnoser; <sup>3</sup> Virulent ILAV, kilde: BarentsWatch 12/2017; <sup>4</sup> Sjøvann over 15-19 %; <sup>5</sup> Brakkvann under 30 %; <sup>6</sup> Sykdom med ukjent primærårsak, flere ulike agens/patogener er involvert; <sup>7</sup> Koch's postulat ikke oppfylt.

## 4.2

## RISIKOVURDERING

Vurderingene av risikoen for bestandsreduerende effekter av patogener fra oppdrett gjøres som en kvalitativ ekspertvurdering basert på tilgjengelig informasjon. Den faren som er vurdert er definert som *“tilstedeværelse av et patogen i oppdrettsfisk”*, og målsetningen har vært å vurdere *“risikoen for bestandsreduerende effekter på villfisk”*. Hvert patogen er vurdert for seg, og

vurderingene er forsøkt systematisk satt opp som vurdering av *“Utslipp”*, *“Eksponering”* og *“Konsekvens”*, med risiko som konklusjon. Alle vurderingene er gjort ut fra det en kjenner til i forhold til utslipp, tidsrom for utslipp, i hvilken grad mottakelig fisk kan bli eksponert, samt hvilke konsekvenser en infeksjon kan ha (figur 4.2). Konsekvensene av infeksjoner er vektlagt mer enn

sannsynligheten (utslipp x eksponering). Tabell 4.1 gir oversikt over tilstedeværelse av patogener eller sykdom i oppdrett i produksjonsområder (PO). Oversikt over de geografiske avgrensningene av produksjonsområdene er gitt i kapittel 1 *“Status for norsk fiskeoppdrett”*

## 4.2.1 Identifisering av risiko - utslipp og eksponering

Utslipp av patogener fra anlegg med smittet fisk regnes som hovedkilden til smitte fra oppdrettsfisk til villfisk. I tillegg vil det også kunne komme smitte fra fisk som rømmer fra anleggene. Påvisning av smitte og sykdom hos villfisk eller effekt av sykdom på ville populasjoner kan være svært vanskelig (Wobeser 2013), blant annet fordi syk fisk i naturen ofte forsvinner raskt (Miller mfl. 2014). Det er derfor viktig at arbeidet er tett knyttet til utvikling og testing av metoder i laboratoriet, og at observasjonene gjort i naturen blir undersøkt gjennom kontrollerte smitteforsøk.

Det foreligger ikke data på direkte smittepress på villfisk (f.eks. mengde patogen i vann). Derfor vurderes utslipp av patogener til miljøet på bakgrunn av tilgjengelig informasjon om påvisninger eller sykdomsutbrudd i oppdrettsnæringen. For pankreas-syke (PD; SAV2 og SAV3) og infeksjons lakseanemi (ILA; ILAV) blir mistanke og påvisninger publisert månedlig fra Veterinærinstituttet, og oppdatert i ulike karttjenester (f.eks. BarentsWatch). For andre sykdommer vil hovedkilden til informasjon være den årlige fiskehelse rapporten fra Veterinærinstituttet (f.eks. Hjeltnes mfl. 2017).

Undersøkelser som er gjort viser at rømt laks kan være smittet med et eller flere patogener, og rømt oppdrettslaks kan derfor representere en smittefare for villfisk (Garseth mfl. 2013a; Garseth mfl. 2013b; Madhun mfl. 2015; Madhun mfl. 2017). Det er

sannsynlig at et større antall mindre rømmninger aldri påvises, særlig tidlig i produksjonen, og en kan ha en gradvis rømming av enkeltfisk over lang tid som følge av smårifter i nota (*“drypprømming”*) (Skilbrei mfl. 2015).

Eksponering vil skje ved utslipp og spredning av patogen i vannmassene, eller via kontakt med rømt fisk. Det må altså være overlapp i tid og rom mellom utslippet og mottakelige villfiskverter. Adferden til fisken gjør at man må vurdere dette ulikt for ulike arter (f.eks. laks og sjørret) og livsstadier (f.eks. juvenile fisk og postsmolt).

Når en vert blir eksponert for et patogen vil mengden av patogenet (smittedosen) påvirke både sannsynlighet for smitte, hvordan sykdommen utvikler seg i verten og utfallet av sykdommen (figur 4.2) (Regoes mfl. 2002; Wobeser 2013; Kinnula mfl. 2015). Dosen vil også ha betydning for hvor store områder som vil kunne få høy nok mengde patogen til å gi en infeksjon, siden det ofte kreves et visst antall av et patogen for å gi infeksjon (minimal infeksjons dose, MID).

For noen sykdommer er det få, spredte utbrudd slik at risikoen for eksponering av villfisk ofte vurderes som lav. De mest alvorlige sykdommene i dagens lakseoppdrett har til sammen flere hundre tilfeller hvert år, og utbrudd er ofte hyppigere i visse regioner og til enkelte tider på året (Svåsand mfl. 2016; Hjeltnes mfl. 2017). I noen

tilfeller er det også mange utbrudd innen et begrenset område som kan være koblet sammen. Slike situasjoner vil kunne gi en økt eksponering på fisk i området.

Spredning av et patogen vil i stor grad være avhengig av hvordan det blir transportert i vannet, f.eks. om det blir passivt spredd med strømmene eller med partikler. Fordelingen av patogenet i vannet vil være varierende, med oppkonsentreringer enkelte steder, men generelt vil mengden avta med avstand fra et utslippspunkt på grunn av fortykning. Hvor sannsynlig det er at villfisk blir smittet vil derfor avhenge av hvor mange utslipp som skjer, hvor mye patogen som blir sluppet ut, avstand til utslippet og hvordan utslippet blir transportert med strømmene. Dette kan beskrives med høyoppløselige strømmodeller som dem man bruker for å beskrive spredningen av lakselus (Asplin mfl. 2014; Johnsen mfl. 2016). Dersom man kjenner minimumsdosen som er nødvendig for å infisere nye verter vil man med bedre sikkerhet kunne si noe om når og hvor det er sannsynlig at infeksjoner vil kunne skje.

Rømt fisk kan oppsøke elver og interaksjon mellom rømt oppdrettsfisk og villfisk på gyteplasser er veldokumentert (Thorstad mfl. 2008; Jensen mfl. 2010). Rømt fisk som er smittet kan frigjøre patogener til elvevannet og kan i tillegg spre smitte ved gyting. Også lakselus som smitter fra rømt fisk til villfisk kan trolig bidra til å spre smitte av andre patogener (Oelckers mfl. 2014).

## 4.2.2 Beregning av sannsynlighet – innsamling av data og modellering

Overvåking av smittestatus i villfisk vil være en viktig kilde til informasjon for å vurdere sannsynlighet for smitte av villfisk. Kartlegging vil bidra til å utvikle kunnskapsgrunnlaget om tilstedeværelsen av patogener i villfisk generelt, etablere bakgrunnsverdier for forekomst av patogener, og bidra til å etablere en biobank som lagrer biologisk materiale for fremtidig forskning. Kvantifisering av forskjeller i forekomst av patogener i områder med og uten oppdrett

vil være viktig for å avdekke eventuell smitteoverføring av patogener fra oppdrett på villfisk.

Som for overvåkingen av lakselus på villfisk er det ikke bare utfordrende, men umulig, å overvåke infeksjonsstatus på villfisk langs hele kysten. På sikt vil derfor modellsystemet som er utviklet for vurdering av spredning og smittepress av lakselus også bli tatt i bruk for andre patogener for å

komplementere overvåkingen. Hydrodynamiske spredningsmodeller basert på kjennskap til egenskapene til de ulike patogenene koblet med oppdrettsdata (f.eks. påvisningstidspunkt, sykdomsforløp, prevalens, mengde patogen/fisk, antall fisk osv.) vil, sammen med kunnskap om adferd og arealbruk til villfisk, bli like sentrale i vurderingen av eksponering for patogener som det i dag er for lakselus.



### 4.2.3 Konsekvenser av smitte

Konsekvenser av eksponering av en vert for et patogen vil variere fra ingen infeksjon til utvikling av sykdom som kan svekke verten og i ytterste konsekvens føre til død (figur 4.2). I forhold til vurderingene som blir gjort er det viktig å ha med seg at:

- a) tilstedeværelse av et patogen ikke er ensbetydende med infeksjon
- b) infeksjon ikke er ensbetydende med utvikling av sykdom
- c) sykdom ikke er ensbetydende med død

Utfallet er bestemt av en kompleks interaksjon mellom vert, patogen og miljø, men det er få studier som belyser dette under mer naturlige betingelser som for eksempel lave tettheter av patogen og verter. Kunnskapen vi har i dag om konsekvenser av infeksjoner med relevante patogener kommer fra oppdrett og smitteforsøk. Selv om det kan være forskjeller i infeksjons- og sykdomsforløp mellom vill og oppdrettet fisk, f.eks. som følge av forskjeller i genetikk eller miljø, er det sannsynlig at kunnskapen er dels relevant og overførbart.



Foto: Cecilie Helen Isachsen

### 4.2.4 Usikkerhet

Usikkerheten i risikovurderingene er forsøkt anslått på bakgrunn av den informasjonen som er tilgjengelig. Det er mange felles usikkerhetsfaktorer for de patogenene som er vurdert, og disse er summert her istedenfor å være gjentatt for hvert patogen. Der usikkerheten er vurdert som annen enn høy er dette angitt.

Antall sykdomstilfeller i oppdrett gir sammen med annen kunnskap om sykdomssituasjonen et bilde av utslipp og smittepress langs norskekysten. Dette er den beste informasjonen tilgjengelig om utslipp i dag, men den har svakheter. Ofte stilles én diagnose, men det kan være en rekke andre infeksjoner i samme anlegg. Sykdommer eller patogener som ikke er meldepliktige blir underrapportert eller ikke rapportert i det hele tatt. I tillegg vil utslipp av patogener fra subkliniske infeksjoner utgjøre en ukjent kilde til utslipp. For de fleste patogener mangler også grunnleggende kunnskap om hvor mye og når patogener blir frigjort i forbindelse med sykdomsutbruddene, og overlevelse av patogener i sjø og ferskvann. Det er også lite eller ingen kunnskap om ikke-letale konsekvenser av smitte, og at det som

oftest er multiple infeksjoner tilstede som vil påvirke hverandre.

Det kan også være store forskjeller i omfanget av det som klassifiseres som «tilfeller» eller «utbrudd». Antall syke fisk i merden, hvor syke de er, om det er akutte eller kroniske sykdomsforløp, eller størrelsen på biomassen er eksempler på faktorer som vil gi store forskjeller i utslipp av patogener. En annen viktig faktor som påvirker vår oversikt over helsesituasjonen i oppdrett, er et økende antall diagnostiske laboratorier i Norge. Dette har ført til at oversikten over påvisninger ikke er så samlet som den har vært tidligere.

Selv om en har stadig økende kunnskap om fiske sykdommer, er det mye vi ikke vet når det gjelder eksponerings-scenarier i naturen. For de fleste patogenene vil vurderingen av smitteveier og eksponering ha høy usikkerhet, både i elv og i sjø. Faktorer som bidrar til usikkerheten i elv er stor variasjon i antall rømt fisk, at rømt fisk vil ha ukjent infeksjonsprofil og at det er usikkert i hvilken grad den skiller ut virus, i hvor stor grad den er i kontakt med annen fisk i elvene og hvordan

smitteoverføring i elv skjer. Også i sjø er det oftest høy usikkerhet i vurderingene av eksponering. Det er begrenset med data på hvordan patogenene spres med strømmene, hvor lenge de vil overleve og hvordan overlevelsen er påvirket av miljøfaktorer, og hvilke konsentrasjoner som vil finnes i vannmassene. Som følge av at noen sykdommer opptrer hyppigere i deler av året, og at de ulike artene og livsstadier har ulike oppholdstid i sjø ved kysten, vil dette gi ulike vurderinger av eksponering for ulike arter og livsstadier.

Konsekvens av infeksjoner i de ulike livsstadier hos de ulike fiskeartene, inkludert laks, er lite eller ikke kjent. Det er også lite kunnskap om ikke-dødelige effekter av sykdom, selv om disse kan være viktige. For eksempel kan forsinket kjønnsmodning eller redusert evne til å vandre opp i elven og gyte, virke inn på populasjoner. Det mangler eller er mangelfulle smitte-modeller for mange patogener, og det er usikkerhet knyttet til relevansen de har for villfisk. Informasjon om konsekvens av smitte er derfor ofte fra oppdrett, der det er en vesentlig annen smittedynamikk og -press, og miljø.

### 4.2.5 Kunnskapsbehov

En av de største utfordringene knyttet til vurderingen av påvirkningen av sykdomsfremkallende patogener i oppdrett på ville fiskepopulasjoner er datagrunnlaget. Dagens data er mangelfulle, gir i beste fall en grov samlet oversikt over tilstanden i næringen og er vanskelig eller ikke tilgjengelig. Det er flere årsaker til dette, men resultatet er at man i økende grad har et mangelfullt bilde av sykdomssituasjonen i norsk oppdrettsnæring. Dette er utfordrende både for forvaltning og næringen som skal håndtere fiskesykdommene i oppdrettsfisk, men også for Havforskningsinstituttets ansvarsområde som her er å vurdere og gi råd knyttet til miljøeffekter av patogener i oppdrett og bestander av ville fisk.

For å sikre at informasjon blir samlet og så fullstendig som mulig bør det pålegges

næringen, fiskehelsetjenester og kommersielle laboratorier å rapportere alle fiskehelse relaterte opplysninger til et sentralt register – for eksempel Havbruksdatabasen. Informasjonen vil øke kunnskapsnivået knyttet til fiskehelse, og kunne bli et sentralt verktøy for forskning, rådgivning, forvaltning og næring i forbindelse med optimalisering av fiskehelse, -velferd og tapsreduksjon knyttet til dette.

Fortsatt kartlegging av patogener i villfisk er viktig for å øke kunnskapen om hvilke patogener som er tilstede i villfisk, og hvor utbredt disse er, og om eventuelle konsekvenser av disse infeksjonene. Det er også nødvendig å øke kunnskapen om patogener i marine organismer generelt slik at en har god kunnskap om patogener og sykdom i ville marine organismer.

Helt sentralt for vurderingene av risikoen knyttet til patogener i oppdrett er kunnskap som bidrar til å si noe om sannsynlighet for at verten blir infisert, og konsekvensene av en slik infeksjon. Dette er spørsmål som i overveiende grad kun kan besvares gjennom målrettet forskning og kontrollerte forsøk i smittelaboratorier. Fortrinnsvis bør det a) utvikles gode epidemiologiske modeller som kan beskrive infeksjonsdynamikk i merdene ved ulike miljø- og oppdrettsforhold, og hva dette betyr for mengden patogen som frigjøres til miljøet, b) rettes mer forskningsinnsats mot overlevelse og spredning av de ulike patogenene med havstrømmene, og c) rette en betydelig forskningsinnsats inn mot å beskrive konsekvensene av eksponering for alle sentrale patogenene hos alle relevante arter og deres ulike livsstadier.

## 4.3

## RISIKOVURDERING AV PATOGENER I OPPDRETT

### 4.3.1 Virus

#### *Salmonid alphavirus (SAV)–pankreassyke (PD)*

Pankreassyke (PD) er en alvorlig sykdom i oppdrett av laks som i Norge forårsakes av to varianter av Salmonid Alphavirus (SAV), SAV2 og SAV3. Forekomst av SAV/PD-tilfeller er i dag tydelig regionalisert og det er opprettet egne forvaltningsregioner for PD, med kjerneområder på Vestlandet (produksjonsområdene (PO 2-4) og Midt-Norge (PO5-6) for hhv SAV3 og SAV2. PO7 fungerer i dag som buffersoner knyttet til spredning nord for PO6.

#### *Utslipp*

Det er et stort antall SAV2 og SAV3-tilfeller hvert år, og mye infisert fisk står i sjøen over langt tid (Svåsand mfl. 2016; Hjeltnes mfl. 2017). SAV overlever lenge i miljøet (Patel mfl., upublisert; Graham mfl. 2007), og vil derfor kunne bli spredd med havstrømmene over store områder. Dette tilsier at det trolig er en omfattende frigjøring av smitte fra oppdrett i PO2-6, og utslippet av SAV i sjø vurderes i disse områdene som høyt. Det er noen PD-utbrudd i PO7, og utslippet av SAV vurderes som moderat. I tillegg vil rømt smittet fisk kunne være en utslippskilde både i sjø og i ferskvann, og en betydelig andel rømt fisk i PD-regionene vil kunne være infisert med SAV (Madhun mfl. 2015; Madhun mfl. 2018). Utslipp av SAV i

en elv antas å ha sammenheng med mengden rømt fisk i elvene i PD-regionene og vil variere mellom elver. På bakgrunn av dette vurderes utslippet av SAV i elv i PO2-7 som lavt. Utenfor PO2-7 er det et fåtall påvisninger av SAV/PD og utslippet av SAV i PO1 og PO8-13 vurderes derfor som neglisjerbart.

#### *Eksponering*

De fleste SAV2-tilfeller er sent på høsten, i september-desember (Svåsand mfl. 2016; Hjeltnes mfl. 2017). Utvandrende smolt, tilbakevandrende laks og det meste av sjørreten har lav eksponering for SAV2-smitte. De fleste SAV3-tilfellene forekommer om sommeren, oftest etter smoltutvandringen, men samtidig med innvandring av laks og fjordbeite hos sjørreten og disse kan derfor ha høy eksponering i PO2-6. All yngel, parr og gytefisk i elvene vil kunne bli eksponert for SAV dersom det er rømt smittet fisk i elven, og det blir frigjort virus fra denne. Liten andel av den rømte fisken som vandrer opp i elvene vil være SAV-smittet, og få av disse vil trolig skille ut virus. Derfor vurderes eksponeringen for SAV i elv som lav i PO2-7.

#### *Konsekvens*

Smitteforsøk har vist at lakseyngel er mottakelig for SAV og at den vil kunne dø (Cano mfl. 2015; Gonen mfl. 2015;

Herath mfl. 2017). Kartlegging av smittestatus for SAV i parr i elver med mye rømt oppdrettsfisk indikerer på den andre siden at det ikke skjer omfattende oppspitting av juvenile laks i elv (Madhun mfl, upublisert). Det er ikke påvist kliniske utbrudd i ferskvann, men dette kan induseres eksperimentelt, med varierende dødelighet (Cano mfl. 2015; Gonen mfl. 2015; Herath mfl. 2017). Under naturlige forhold antas dødeligheten å være mindre, og konsekvensen av SAV-infeksjon i juvenile villakpopulasjoner vurderes som lav.

Det er ikke påvist SAV-infeksjoner i sjørreten, eller i utvandrende laksesmolt. Prevalensen i tilbakevandrende laks er svært lav. Smitteforsøk med postsmolt gir begrenset dødelighet etter smitte med SAV (f.eks. Jarungriapisit mfl. 2016a; Jarungriapisit mfl. 2016b). Forsøk med sjørreten har indikert at denne er mer resistent enn laks (Boucher mfl. 1995; Kvamme mfl. upublisert).

Oppdrettsfisk kan være smittet med SAV uten å utvikle alvorlig sykdom eller dø, og mye av laksen i PD-regionene vil ha hatt en SAV-infeksjon i løpet av produksjonstiden. Dødelighet i oppdrett som følge av PD varierer mye, men er ofte lav til moderat (Jansen mfl. 2015). Det er indikasjoner på at konsekvensene av SAV2 infeksjoner er mindre enn for SAV3. På bakgrunn av

dette vurderes konsekvensene av SAV-infeksjoner i laks og ørret i sjø som lav. Det er ikke kunnskapsgrunnlag for å vurdere konsekvenser for sjørøye.

#### Risikovurdering

Risikoen for bestandsregulerende effekter på laks og sjørøret som følge av SAV vurderes som lav i PO2-7 og ikke tilstede i PO1 og PO8-13. Det er ikke kunnskapsgrunnlag for å vurdere risiko for sjørøye eller andre fiskearter.

#### Infeksiøst lakseanemivirus (ILAV) – infeksiøs lakseanemi (ILA)

ILA er en alvorlig liste 1 sykdom som forårsakes av ILAV. Det har vært relativt få ILA-utbrudd i Norge de siste årene, men med en liten økning senere år (tabell 4.2). Det finnes to hovedvarianter av viruset, en som gir sykdom (virulent), og en som ikke gir sykdom (avirulent). Vurderingen gjelder virulent ILAV. Sannsynligvis kan avirulent ILAV gå over til virulent ILAV, men hva som utløser dette er ikke kjent.

#### Utslipp

Det er et begrenset antall ILA-tilfeller hvert år og frem til 04.12. 2017 var det 13 nye registrerte tilfeller. Tilfellene er spredt i de forskjellige produksjonsområdene. Enkeltutbrudd kan indikere lokalt forhøyet utslipp. Smittet fisk kan stå i flere måneder før sykdommen blir oppdaget og ILA har ofte et kronisk forløp, noe som øker utslippsperioden. Ved ILA vil ofte fisk bli slaktet ut, noe som reduserer

utslippstiden. På bakgrunn av dette vurderes det å være lavt utslipp av ILAV.

#### Eksponering

Noen av ILA-tilfellene i 2017 overlapper med tidsrom for smoltutvandring og tilbakevandring av laks, spesielt i PO6-9 og PO12. Virusutskillelse kan foregå over et lengre tidsrom før ILA-utbruddet blir oppdaget. Dette gir økt sannsynlighet for eksponering i nærheten av anlegg med smitte også i periodene før påvisning. Viruset anses ikke som spesielt robust, og spredning antas derfor å være begrenset og innenfor et mindre område. I PO1, 4, 5, 11 og 13 anses derfor risikoen for eksponering av villfisk for ILAV som ubetydelig. Som følge av få utbrudd og begrenset overlevelse i miljøet vurderes det at eksponeringen av fisk i sjø er lav i PO2-3,6-10 og 12. Rømt fisk med ILA vil kunne ta dette med opp i elver. Det er få anlegg med ILA/ILAV, og ved påvisning blir fisken i anleggene slaktet ut. Det vil derfor være lite rømt fisk med ILAV og eksponering i elv for ILAV vurderes som lav.

#### Konsekvens

Smitte med virulent ILAV gir sykdom med akkumulert dødelighet som varierer, men kan bli betydelig. I smiteforsøk er det vist at laks i ferskvannsfasen er minst like mottakelig som laks i sjøvann. Følgene av smitte med virulent ILAV til villfisk er ikke kjent. Basert på erfaringene fra oppdrett, der ILAV kan forårsake

alvorlige sykdomsutbrudd, er det grunn til å tro at infeksjoner i villfisk både i sjø og elv i noen tilfeller vil gi ILA og dødelighet. Konsekvensene av ILAV infeksjon hos villfisk anses derfor som moderat. Sjørøret og røye kan bli infisert av viruset uten å utvikle sykdom (Nylund mfl. 1994; Snow mfl. 2001) og konsekvensen for disse vurderes som lav.

#### Risikovurdering

Risikoen for bestandsreduserende effekter på laks som følge av ILA i oppdrett vurderes som lav. Usikkerheten i anslaget anses som moderat basert på få spredte utbrudd og virusets begrensede evne til å overleve og spre seg. Risikoen for bestandsreduserende effekter av ILAV på sjørøret og røye vurderes som neglisjerbar. Det er ikke mulig å vurdere risiko for juvenile stadier.

#### Piscint orthoreovirus (PRV) – hjerte- og skjelettmuskelbetennelse (HSMB)

PRV infeksjoner er svært alminnelige i oppdrettslaks, og er vanligvis harmløse. Infeksjon kan føre til betennelse i hjerte- og skjelettmuskulatur. Viruset forekommer i alle PO-områder og både i vill og oppdrettet fisk. Sykdommen HSMB ble første gang påvist i Norge i 1999, og antallet påviste utbrudd har deretter økt kraftig.

#### Utslipp

HMSB er et svært utbredt problem i oppdrett og PRV-infeksjoner forekommer i de fleste anleggene i alle produksjonsområ-

**Tabell 4.2.**

Antall lokaliteter i hvert produksjonsområde og måned (januar-oktober) med registrert ILA/ILAV. Kilde BarentsWatch, 11/2017.

Produksjonsområde	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O
1										
2									1	1
3					1	1	1	2	2	2
4										
5										
6	3	1	1	1	1	1	4	4	3	3
7	1	1	1	1	1	1	1	1		
8	6	3	3	3	3	1	1	1		
9			1	1	1	1	1	1		1
10					2	2				
11										
12	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1
13										
<b>Totalt</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>8</b>

**Table 4.2.**

Number of registered ILA/ILAV cases each month in each production area. Source BarentsWatch, 11/2017.



dene. Det meste av laksen i anleggene er infisert ved slakt, og er vanligvis klinisk frisk. Viruset kan skilles ut både fra syk og klinisk frisk fisk. Utslippet av PRV vurderes derfor som høyt i alle produksjonsområder. Rømt fisk er ofte infisert med PRV og vil kunne gi utslipp i elver.

#### *Eksposering*

Virusets overlevelse i miljøet er ikke kjent, men det synes å være forholdsvis stabilt og kan derfor trolig spres over store områder. Eksposeringen av villfisk i sjø for PRV i alle produksjonsområder vurderes derfor som høy. Rømt fisk vil ofte være smittet med PRV og vil kunne spre virus i elver. Det er varierende mengder rømt fisk i elvene, og eksposeringen i elv vurderes som moderat.

#### *Konsekvens*

PRV-infeksjoner er alminnelige, og oftest uten sykdomsutvikling. Det er ikke kjent HSMB fra villfisk, og akkumulert dødeligheten ved HSMB er vanligvis moderat (< 20%). Kartlegging viser ingen sammenheng mellom sykdom i oppdrett og forekomst av PRV i villaks. Sjøørret fra områder med mye lakseoppdrett og HSMB-problemer har svært lav PRV-prevalens og virusnivåene i smittet fisk er oftest svært lave. Smitteforsøk viser at sjøørret er mindre mottagelig for viruset enn laks (Kvamme mfl. upublisert). Det er påvist moderate til høye virusmengder i tilsynelatende frisk oppdrett- og villaks. Det finnes begrenset informasjon om konsekvenser av PRV i ulike livsstadier for laks, og lite eller ingen informasjon om PRV i sjørøye. Konsekvensene av PRV-smitte vurderes på bakgrunn av dette som lav i laks og sjøørret. Konsekvensene kan ikke vurderes for juvenile fisk og sjørøye.

#### *Risikovurdering:*

Risikoen for bestandsreducerende effekter av PRV-infeksjoner hos sjøørret og villaks vurderes som lav. Usikkerheten i vurderingen anses som moderat på bakgrunn av at viruset har høy prevalensen, lave konsekvenser og at mye smittet fisk med høy mengde virus framstår som upåvirket. Det er ikke mulig å vurdere risiko for sjørøye eller andre villfisk.

#### ***Piscint myocardittvirus (PMCV) - Kardiomyopatisyndrom***

Kardiomyopatisyndrom (CMS) er en alvorlig sykdom i oppdrett av laks som i Norge forårsakes av Piscint myocardittvirus (PMCV). CMS finnes langs hele kysten, men kjerneområdet for sykdommen er PO5-6 (tabell 4.1).

#### *Utslipp*

Smitte med PMCV kan skje gjennom vannet, og siden det er et stort antall

CMS-tilfeller årlig frigjøres trolig betydelige mengder virus. Smitte og sykdom kan ofte være tilstede i mange måneder før den blir oppdaget. Det er ukjent hvordan og hvor mye virus som frigjøres og hvor robust PMCV er. Utslippet av PMCV vurderes til å være lavt i PO1 og PO13 moderat i PO2-4 og PO7-12, og høyt i PO5-6.

#### *Eksposering*

PMCV er vist å smitte når smittet og naive fisk går sammen i kar (cohabitering) og det er indikert at PMCV smitter mellom anlegg. Det er også høyere risiko for nye utbrudd på lokaliteter der det har vært CMS tidligere. Dette indikerer at viruset overlever i miljøet rundt anlegg, men det er ukjent hvor robust det er. CMS-årsaket dødelighet forekommer gjennom hele året, og PMCV-infisert fisk kan stå i sjø over lengre tid. Det er høyest antall utbrudd i Midt-Norge, og det antas derfor at eksposeringen av villfisk er moderat i produksjonsområdene 2-4 og 7-12, og høy i PO5-6.

#### *Konsekvens*

Smitte av oppdrettsfisk med PMCV og utvikling av CMS kan forekomme når som helst i løpet av det første året i sjøen uten at det er synlige tegn til sykdom. Sykdommen har et kronisk forløp med tiltagende ødeleggelse av hjertemuskulatur. Laksesmolt som smittes under utvandring og blir i havet i lengre tid, er derfor mer utsatt enn tilbakevandrende laks. CMS-dødelighet opptrer oftest blant stor fisk, særlig knyttet til stress. Hjerteskadene kan påvirke smittet villfisks kapasitet til f.eks. å unnsnippe predatorer eller vandre opp krevende elvestrekninger. Prevalensen av PMCV-infeksjon i villfisk ser ut til å være svært lav, selv om det er rapportert lokalt høyere prevalenser. Dette kan indikere begrenset oppsmitting også i områder med mye CMS. Konsekvensen av PMCV-infeksjoner i laks vurderes som følge av dette å være lav. Konsekvensene av PMCV-infeksjon i sjøørret og -røye, eller i juvenile fisk er ikke kjent.

#### *Risikovurdering*

Det er sannsynlig at PMCV slippes ut i betydelige mengder, spesielt i PO5-6 og at villfisk blir eksponert. Det er stor variasjon i konsekvensene av smitte, men villfiskdata indikerer at det ikke skjer omfattende oppsmitting selv i kjerneområdene for sykdommen. Risikoen for bestandsreducerende effekter av PMCV vurderes derfor som lav for laks. Det er ikke mulig å vurdere risiko for sjøørret og -røye og juvenile stadier med dagens kunnskapsnivå.

#### ***Infeksiøs pankreasnekrose virus (IPNV) – Infeksiøs pankreasnekrose (IPN)***

Infeksiøs pankreasnekrose (IPN) er forårsaket av infeksiøs pankreasnekrose virus (IPNV) og viruset er blitt påvist i et bredt spekter av fiskearter. IPNV forekommer i smoltanlegg i hele Norge, bortsett fra i PO1-2 og 13. Sykdom opptrer hovedsakelig i settefisk og rett etter utsett av smolt i sjø og er fortsatt en viktig sykdom hos yngel av laks i ferskvannsfasen. På grunn av bedre bedriftsstyring og bruk av IPN-resistent laks, er IPN et betydelig mindre problem i lakseoppdrett enn tidligere (Hjeltnes mfl. 2017).

#### *Utslipp*

Til tross for en betydelig reduksjon i antallet IPN-utbrudd er det fremdeles en del tilfeller hvert år og i 2016 var det 27 utbrudd i PO3-13, med ca. halvparten i nord (PO6-13). Utbruddene skjer gjennom året, men med hovedtyngden i mai-august. Fisk med IPN kan skulle ut store mengder virus via avføring, kjønnsprodukter og muligens urin. Utslipp av IPNV fra oppdrett vurderes med dagens situasjon som lav. Rømt IPNV smittet fisk vil i hovedsak være postsmolt som i liten grad vandrer opp i elver. Mengden rømt fisk smittet med IPNV i elv antas derfor å være lav og utslipp av IPNV i ferskvann vurderes derfor som lavt.

#### *Eksposering*

IPNV er meget robust og overlever lenge i miljøet, og kan spres over store områder med vann. Dette sannsynliggjør at villfisk i områder med IPN utbrudd, både i sjø og i ferskvann, vil bli eksponert. Sykdomsutbrudd i oppdrettsfisk overlapper med smoltutvandring, tilbakevandring av laks og med fjordbeite hos sjøørret og -røye. Eksposering av disse kan skje, men vurderes som moderat der det er IPN i oppdrett. Det antas at få rømte oppdrettsfisk som vandrer opp i elvene vil være smittet med IPNV, og eksposeringen av fisk i elv antas derfor å være lav.

#### *Konsekvens*

Dødelighet i oppdrett som følge av IPN varierer fra ubetydelig til over 90%. Det er vist at IPNV lett smitter nye verter, selv ved lave virusmengder, noe som sannsynliggjør at eksponert fisk blir smittet. Det er stor variasjon i konsekvenser for ulike virusvarianter, vertarter og livsstadier, men yngel og postsmolt blir påvirket i størst grad. Det er ikke kjent hvilke konsekvenser smitte med IPNV i ville fisk har, men til tross for et svært høyt antall IPN-tilfeller i oppdrett har undersøkelser i Norge vist svært lav prevalens i villfisk. Basert på erfaring fra oppdrett vurderes konsekvensene av infeksjon som høy for yngel og postsmolt og moderat for andre

livsstadier av laks. Det er ikke mulig å vurdere konsekvensene for andre ville laksefisk.

#### Risikovurdering

Konsekvensene av IPNV-smitte er høy i noen livsstadier av laks, spesielt yngel og postsmolt. Som følge av at det over lang tid ikke er funnet indikasjoner på omfattende oppsmittning av laks, eller andre arter, samt at det i dag er et moderat antall utbrudd, vurderes risikoen for populasjonsreduserende effekter på laks som følge av IPNV som lav. Det er ikke mulig å vurdere risiko forbundet med IPNV for andre ville laksefisk. Som følge av redusert antall utbrudd av IPN i de senere år ansees risikoen som synkende.

#### Laksepoxyvirus (SGPV) – Laksepox

Laksepoxyvirus (Salmonid gill poxvirus - SGPV) er et stort (300 nm) DNA virus

som hører til familien Poxviridae. Viruset infiserer gjellene hos laks. Viruset er kun nylig karakterisert, og kunnskapsgrunnlaget om agenset er derfor svært mangelfullt.

#### Utslipp

Sykdomsutbrudd forårsaket av SGPV i settefiskanlegg kan føre til omfattende virusfrigjøring til utløpsvannet og bidra til økt smittepress i nærområdet. Men det finnes ingen informasjon om når, hvordan og hvor mye virus som frigjøres. Antallet påvisninger er usikkert, men dagens antall kjente tilfeller indikerer at utslipp av SGPV er lavt.

#### Eksponering

Det er vist eksperimentelt at SGPV kan overføres horisontalt fra infisert fisk til laksesmolt (Wiik-Nielsen mfl. 2017), men det finnes ingen informasjon om virusets

evne til å overleve i vann. SGPV smitter raskt i tette bestander, og det anses som sannsynlig at villfisk som eksponeres kan bli infisert. Med dagens kunnskapsnivå er det ikke mulig å vurdere i hvor stor grad villfisk eksponeres for SGPV.

#### Konsekvens

Selv om SGPV er assosiert med dødelighet i smoltanlegg, er det ikke klarlagt om SGPV er et primært eller sekundært patogen. SGPV er vanlig forekommende i villfisk. Kochs postulat har ikke blitt oppfylt og det er derfor ikke mulig å vurdere konsekvenser av SGPV med dagens kunnskapsnivå.

#### Risikovurdering

Med dagens kunnskapsnivå er det ikke mulig å vurdere risiko for bestandsreduserende effekter på villfisk som følge av SGPV i oppdrett.

### 4.3.2 Bakterier

#### Sårbakterier

Sår på oppdrettsfisk, forårsaket av ulike bakterier, har vært et økende problem de siste årene. Med unntak av systemisk infeksjon med *Flavobacterium psychrophilum* i regnbueørret er ingen andre sårbakterier meldepliktige, og det reelle omfanget av problemene er derfor svært usikkert. Utvikling av sår utgjør et betydelig velferdsproblem for fisken, det utvikles lett sekundærinfeksjoner i sårene og fisken vil i tillegg kunne få problemer med osmoregulering. Dødeligheten som følge av sårutvikling kan være betydelig og strekkes ut i tid. Patogener som er assosiert med, og kan føre til, utvikling av sår er *Tenacibaculum* spp., *Aliivibrio wodanis*, *Moritella viscosa* i sjø og *Flavobacterium psychrophilum* i fersk- og brakkvann.

#### *Tenacibaculum* spp.

Disse bakteriene forårsaker sår på fisk i marint miljø. De artene som hyppigst er satt i sammenheng med sårutvikling i norsk oppdrett er *Tenacibaculum finnmarkense* og *Tenacibaculum dicentrarchi*.

#### Utslipp

Det er et økende problem med *Tenacibaculum* spp. infeksjoner i oppdrett av laks i sjø, noe som tilsier økende frigjøring av bakteriene til miljøet. Problemene med *T. finnmarkense* oppstår langs hele kysten, men mer i nord (PO8-13). Med dagens datagrunnlag er det vanskelig å vurdere utslippet av *Tenacibaculum* spp., men utslippet antas å være lavt i PO1-7 og moderat i PO8-13.

#### Eksponering

*Tenacibaculum* spp. kan smitte gjennom vann. Overlevelse i sjøvann er lite kjent, men bakteriene overlever ikke under 15 %. Sårutvikling, og dermed smittespredning, som følge av *Tenacibaculum* spp. skjer oftest høst og vinter. Utvandrende smolt, tilbakevandrende laks, sjøørret og -røye vil derfor i liten grad komme i kontakt med bakteriene. Sjøørret som står i sjø om høsten/vinteren vil kunne bli eksponert for *Tenacibaculum*-smitte, men eksponeringen antas å være liten siden disse ofte oppholder seg i brakkvann (estuarier). Eksponering av fisk i sjø i sommerhalvåret vurderes som lav, eksponering av fisk om vinteren i PO1-7 vurderes som neglisjerbar og eksponeringen i PO8-13 vurderes som lav.

#### Konsekvens

Mottageligheten for *Tenacibaculum* spp. hos frisk fisk uten sår vurderes som lav, som følge av at flere smitteforsøk med laks har indikert at hverken badesmitte eller dersom smittet og naïve fisk går sammen (cohabitering) gir omfattende sårutvikling.

#### Risikovurdering

Risikoen for bestandsreduserende effekter av *Tenacibaculum* spp. fra oppdrett vurderes på bakgrunn av dette som lav. Basert på smitteforsøk, nåværende kunnskap om smitte og mottakelighet, samt at sjøørret som eksponeres om vinteren ofte står i brakkvann, vurderes også usikkerheten som lav.

#### *Moritella viscosa* - vintersår

Bakterien *Moritella viscosa* er kjent for å forårsake sår på fisk i sjø når sjøtemperaturen er lav, og sykdommen refereres til som "vintersår". Sårutvikling skjer ofte i forbindelse med håndtering.

#### Utslipp

Sårproblemer som følge av *M. viscosa* opptrer langs hele kysten, men er hyppigst ved temperaturer under 10 °C. Problemer i oppdrett som følge av bakterien er derfor mer hyppig i Nord-Norge. Mye av oppdrettsfisken er i dag vaksinert mot *M. viscosa*. Det er ikke kjent hvor mye bakterier som kan frigjøres, men det er sannsynlig at det kan frigjøres mye bakterier fra fisk med overflatesår. På bakgrunn av dette vurderes utslippet av *M. viscosa* som neglisjerbart i sommerhalvåret og lavt i vinterhalvåret i alle produksjonsområder.

#### Eksponering

Sårproblemer som følge av *M. viscosa* forekommer hyppigst om vinteren og utvandrende smolt, tilbakevandrende laks, sjøørret og sjørøye vil ha lav eksponering for bakterien. Sjøørret som står i sjø om vinteren vil kunne bli eksponert. En kjenner lite til overlevelsen til bakterien i sjøvann, og det er derfor ikke mulig å vurdere hvor langt bakterien kan spres. Lokalt vil eksponeringen kunne være noe forøket. Totalt sett vurderes eksponeringen for *M. viscosa* som neglisjerbar i sommerhalvåret for hele kysten og lav i vinterhalvåret.

### Konsekvens

Konsekvenser av *M. viscosa*-infeksjoner i villfisk er ikke kjent og bakterien finnes i miljøet. I oppdrett kan *M. viscosa*, i samspill med andre bakterier, gi omfattende sårutvikling når forholdene ligger til rette for dette. Villfisk vil oppleve betydelig lavere smittepress enn fisk i oppdrett eller i smitteforsøk. Konsekvens av *M. viscosa*-infeksjoner i villfisk vurderes derfor som lav.

### Risikovurdering

Risikoen for bestandsreducerende effekter på villfisk som følge av *M. viscosa*-infeksjoner i oppdrett vurderes på bakgrunn av dette som lav for alle produksjonsområder. Usikkerheten i vurderingen er lav som følge av at en begrenset mengde villfisk vil kunne bli eksponert, samt at sårutvikling hos oppdrettsfisk ofte har sammenheng med håndtering.

### *Flavobacterium psychrophilum*

*Flavobacterium psychrophilum* forårsaker sår på laksefisk i fersk- og brakkvann. Sårutvikling som følge av denne bakterien er hovedsakelig et problem i oppdrett av regnbueørret og i indre fjordområder med mye brakkvann.

### Utslipp

*F. psychrophilum* er en miljøbakterie med global utbredelse. Ved utbrudd i settefiskanlegg forekommer det trolig frigjøring til vann. Det er få og sporadiske utbrudd som følge av *F. psychrophilum*, og kun fra regnbueørret i fersk- og brakkvann. Utslipet av *F. psychrophilum* vurderes derfor som lavt i alle produksjonsområder.

### Eksposering

Bakterien overlever i brakkvann, og kan overleve lenge i ferskvann. Direkte utslipp av *F. psychrophilum* til sjø vil være begrenset til settefiskanlegg med utbrudd og noen lokaliteter i brakkvann. Fisk som står i fersk- og brakkvann i nærheten vil derfor kunne bli eksponert, men grad av eksponering vurderes generelt som lav.

### Konsekvens

De variantene av *F. psychrophilum* som forårsaker problemer i oppdrett i dag ser ut til å være spesifikke for regnbueørret, og laksefisk hjemmehørende i Norge er lite mottagelige for disse virulente *F. psychrophilum*-stammene. I noen tilfeller kan andre varianter av *F. psychrophilum* forårsake hudinfeksjoner hos laks. Konsekvensene av *F. psychrophilum* infeksjon hos norske laksefisker vurderes som neglisjerbare.

### Risikovurdering

Risikoen for at virulente *F. psychrophilum* fra regnbueørret har bestandsreducerende effekter på ville laksefisk i Norge er neglisjerbar. Som følge av at *F. psychrophilum*-infeksjoner i liten grad har konsekvenser for norske laksefisker vurderes usikkerheten som lav.

### Andre bakterier

#### *Yersinia ruckeri* - Yersiniose

Yersiniose forårsakes av bakterien *Yersinia ruckeri*. Syk fisk får en systemisk infeksjon (spredt rundt i hele fisken). Ytre sykdomstegn er ofte blødninger i kjeve-/hoderegionen, noe som har gjort at sykdommen også kalles for rødmunnsyke. Det er økende problemer som følge av infeksjoner med *Y. ruckeri*, også i sjø.

#### Utslipp

*Y. ruckeri* er vanlig forekommende i hele Norge, og forårsaker utbrudd i oppdrettsfisk langs hele kysten. Utbrudd forekommer ofte rett etter sjøutsett, eller håndtering (stress). Bakterien synes å forårsake størst problemer i Midt-Norge (PO6-7) og ved utbrudd vurderes lokalt utslipp som moderat.

#### Eksposering

Den økende forekomsten av utbrudd i sjøfasen indikerer økende smittefrigjøring i de områder der det er utbrudd. Bakterien er hovedsakelig studert i ferskvann, men kan spres også i sjøvann. Ved utbrudd kan utvandrende laksemolt, tilbakevandrende laks, sjøørret og annen villfisk bli eksponert for bakterien. I PO6-7 antas eksponeringen lokalt å kunne være moderat i nærheten av lokaliteter med utbrudd av yersiniose, men ellers lav. Det antas at få rømte oppdrettsfisk som vandrer opp i elvene vil være smittet med *Y. ruckeri*, eksponering i elv vil være lav.

#### Konsekvens

Konsekvensene av infeksjon i villfisk med *Y. ruckeri* er ikke kjent. I oppdrett kan bakterien forårsake alvorlig sykdom, spesielt i ferskvann, med en dødelighet opp mot 30%. I badesmitteforsøk har det vist seg vanskelig å indusere sykdom, noe som tyder på at konsekvensen av infeksjon er lav.

#### Risikovurdering

Risikoen for at *Y. ruckeri* i oppdrett skal forårsake bestandsreducerende effekter på vill laksefisk vurderes som lav langs hele kysten. Usikkerheten i vurderingen anses for å være lav, med unntak av i hovedområdene for yersiniose.

### *Epitheliocystis*

Epitheliocystis kan forårsakes av flere ulike bakterier som invaderer hud og gjelleceller. Noen er chlamydier og regnes som lite skadelige. Det viktigste epitheliocystis-agenset er *Candidatus Branchiomonas cysticola* (CBC), som er blitt knyttet til hyperplasi (unormal økning i antallet celler i et organ eller vev) og betennelse i gjellene hos laks (parr). Vurderingen her gjelder derfor CBC.

### Utslipp

Epitheliocystis er mest vanlig i forbindelse med gjelleproblemer (proliferativ gjellebetennelse (PGI), «høstsyke») om høsten, og er svært utbredt. CBC er vist å smitte horisontalt gjennom vann. Vertstettheten til bakterien har økt dramatisk med de økende oppdrettsvolumene. Dette har trolig medført et betydelig økt smittepress i sjø, og utslipp av CBC antas å være høyt i alle produksjonsområder om høsten. Fisk som rømmer om høsten, og som går opp i elv, vil kunne være infisert med CBC.

### Eksposering

Vinter og vår antas eksponering for CBC å være neglisjerbar i alle produksjonsområder både i sjø og ferskvann. Utvandrende laksemolt vil trolig ikke bli eksponert i særlig grad om våren. Sommer og høst antas eksponeringen å være høy i sjø i alle produksjonsområder, og all laksefisk vil sannsynligvis være utsatt for et høyt smittepress i denne perioden. Utslipet i elv antas å ha sammenheng med mengden rømt fisk, og vil variere mellom elver. På bakgrunn av dette vurderes utslippet av CBC i elv i PO1-13 som moderat.

### Konsekvens

Det er uvisst om CBC er et primærpatogen. Epitheliocystis er vanlig hos tilsynelatende frisk fisk, og infeksjoner som gir konsekvenser må være massive. Dødelighet er kun kjent i forbindelse med kompleks gjellesyke (f.eks. PGI) i oppdrett, der CBC er assosiert med en rekke andre gjelleagens. Alvorlig epitheliocystis vil kunne påvirke fiskens yteevne. Som følge av kunnskapsmangel er det ikke mulig å vurdere konsekvens for villfisk som følge av CBC fra oppdrett.

### Risikovurdering

Risiko for bestandsreducerende effekter av epitheliocystis kan ikke vurderes som følge av manglende kunnskap om konsekvenser for villfisk.



### 4.3.3 Parasitter

#### *Paramoeba perurans* – amøbegjellesykdom AGD

AGD ble påvist for første gang i Norge i 2006 og forekommer nå årvisst i kyststrøk av Sør-Norge der saliniteten er høy. Sykdommen affiserer laks, regnbueørret, leppefisk og rognkjeks. AGD opptrer vanligvis om høsten, og amøbene forsvinner fra laksen om vinteren. Det er uvanlig med amøber på fisken vår-sommer og en har ikke AGD-tilfeller i merdanlegg i den perioden. AGD kan derimot opptre hele året i lukkede anlegg som tar inn dypvann. AGD er et betydelig problem i PO2-7.

#### Utslipp

Erfaringer fra smitteforsøk tyder på at en har omfattende frigjøring av amøber til vannet fra fisk med AGD. Utslipet av amøber om høsten antas derfor å være høyt, og en forventer et høyt smittepress fra oppdrett i denne perioden i områder av PO2-7 med høy saltholdighet.

#### Eksposering

Amøbens overlevelse i miljøet er ikke godt kjent, men er minst to uker. Den har derfor potensiale til å spres over store områder i vann med høy saltholdighet. Utvandrende laksesmolt (mai, juni) forlater kysten i en periode da *P. perurans*-infeksjoner er uvanlige på oppdrettslaks og eksponeres derfor trolig ikke for smitte. Tilbakevandrende laks vil kunne bli eksponert, men vil raskt gå inn i brakkvann eller ferskvann. Sjøørret som oppholder seg i sjøvann med høy saltholdighet om høsten kan bli eksponert for smitte. Siden sjøørret ofte vandrer tilbake til ferskvann om høsten i forbindelse med gyting, og fordi sjøørret som forblir i sjø gjennom vinteren er mest vanlig i estuarier (lav saltholdighet), er det trolig en liten andel av bestandene som holder til i miljø der sykdomsutvikling er mulig (Hjeltnes mfl. 2014). Marin villfisk i PO2-7 vil også kunne bli eksponert.

#### Konsekvens

Tilbakevandrende laks vil kunne bli infisert, men vil raskt gå inn i brakkvann eller ferskvann, og infeksjonen vil ikke gi konsekvenser fordi amøben har liten toleranse for lav saltholdighet og ikke overlever i ferskvann. Amøben er påvist på klinisk frisk villfisk fanget nær anlegg med AGD,

men det foreligger ikke data som viser AGD hos villfisk. *P. perurans*-infeksjoner eller AGD er ikke påvist på sjøørret i Norge. Konsekvensen av *P. perurans*-infeksjoner på vill laksefisk vurderes derfor som lav.

#### Risikovurdering

Villaks vil enten ikke eksponeres eller vandre inn i brakk- og ferskvann hvor amøben ikke overlever. Følgelig vurderes risikoen for AGD utvikling og bestandsreducerende effekter av *P. perurans*-infeksjoner på villaks som lav. Usikkerheten i vurderingen anses som lav.

#### *Desmozoön lepeophtherii*

Denne mikrosporidieparasitten invaderer celler i både laks og lakselus. Effekter på verten er lite kjent fordi det er ikke gjort vellykkede realistiske smitteforsøk. Kraftige infeksjoner med parasitten er blitt assosiert med proliferativ gjellesykdom («høstsyke») og tarmbetennelse hos laks.

#### Utslipp

Omfattende frigjøring av smitte (sporer) fra oppdrettslaks og lakselus er sannsynlig, spesielt i sørlige deler av Norge, der smittepresset synes å være betydelig.

#### Eksposering

Molekylære studier av infeksjoner i oppdrettslaks tyder på at smittepresset er lavt tidlig på året, men øker sensommer-høst. Utvandrende laksesmolt tatt i munnningen av Hardangerfjorden i mai 2013 var ikke infisert (Svåsand mfl. 2016). Sjøørret inne i fjordene på Vestlandet viser lav prevalens når de tas tidlig (juni), og høy prevalens senere. Tilbakevandrende laks tatt i elver i Hordaland og holdt i kar for kultiveringsformål har høy prevalens av parasitten (80–100%). Dette indikerer at sjøørret og tilbakevandrende laks eksponeres for smitte, mens utvandrende laksesmolt i liten grad eksponeres.

#### Konsekvens, risiko

På bakgrunn av tilgjengelig informasjon vurderes det som sannsynlig at villfisk i Sør-Norge eksponeres for smitte fra oppdrett. Da det ikke er gjort vellykkede smitteforsøk, er konsekvenser av *D. lepeophtherii*-infeksjoner ukjente og kan ikke vurderes. Det er ikke mulig å vurdere

risiko for bestandsreducerende effekter av *D. lepeophtherii*.

#### *Parvicapsula pseudobranchicola* – parvicapsulose

Denne myxosporidieparasitten danner sporer i pseudobranchiene (to små gjellesstrukturer i munnhulen) hos laks og ørret. Disse parasittene smitter ikke direkte, men er avhengig av børstemark som alternerende vert. I børstemarken dannes actinosporer, som kan infisere fisk. *P. pseudobranchicola* er naturlig forekommende i villfisk langs hele kysten. Parasittens ødeleggelse av pseudobranchiene er knyttet til både dødelighet og produksjon av taperfisk. Sykdommen (parvicapsulose) er dårlig kjent, blant annet fordi målorganet (pseudobranchienes) funksjon er ukjent. Det er ikke gjort smitteforsøk. Parasitten er alminnelig forekommende i oppdrettslaks, villaks og sjøørret i PO1-13, men parvicapsulose er mest utbredt i PO6-13, særlig PO9-13.

#### Utslipp

Omfattende frigjøring av smitte (myxosporer) fra laks i oppdrett er sannsynlig i sykdommens kjerneområde i Nord-Norge. Det er mulig at parasittens børstemark-vert kan bli infisert med høy prevalens i disse områdene og ved frigjøring av actinosporer forårsake høyt smittepress.

#### Eksposering

Ved indirekte kartlegging, f.eks. infeksjon i nyutsatt oppdrettslaks, er smittepresset i Nord-Norge funnet å være stort sensommer-høst. Det er sannsynlig at sjøørret og tilbakevandrende laks eksponeres, men utvandrende laksesmolt vil sannsynligvis forlate kysten før smittepresset blir stort.

#### Konsekvens, risiko

Parasitten er alminnelig forekommende i villaks og sjøørret, også i oppdrettsfrie områder. Årsaken til sykdommens regionale opptreden er ukjent. På bakgrunn av tilgjengelig kunnskap er det ikke mulig å vurdere risikoen for bestandsreducerende effekter av *P. pseudobranchicola*-infeksjoner med opphav fra oppdrett.

## 4.4

## KUNNSKAPSSTATUS

For å skaffe mer kunnskap om smittespredning og sykdomsinteraksjon mellom oppdrettsfisk og vill laksefisk ble det

startet omfattende kartleggingsaktiviteter ved Havforskningsinstituttet i 2012. Det er også gjennomført kartlegging av

patogener i stamfisk ved Veterinærinstituttet (Biering mfl. 2013; Madhun mfl. 2014).

Kartleggingsaktivitetene har hovedsakelig fokusert på å undersøke forekomsten av viktige oppdrettsrelaterte virus i tilbakevandrende laks, utvandrende smolt, juvenil laksefisk i elv, sjørret og rømt laks (figur 4.3, tabell 4.3). Ett viktig formål med kartleggingen er å bli i stand til å påvise kvalitative og kvantitative

endringer i repertoaret av patogener hos villfisk som følge av oppdrettsaktiviteter.

I tillegg til kartlegging og overvåking er det viktig å gjennomføre undersøkelser under kontrollerte betingelser i laboratoriet for å bekrefte eller avkrefte observasjonene som er gjort i villfisk. Hvor mye og når patogener slippes ut, hvor lenge

frigjorte patogener overlever i miljøet, hvor stor mengde av et patogen en vert må bli eksponert for før verten blir smittet, samt i hvilken grad en art er mottakelig for et patogen, hvor godt den tolererer smitte og om det er forskjeller mellom ulike livsstadier, er alle eksempler på viktig kunnskap for å vurdere risiko knyttet til patogener i oppdrett.

#### 4.4.1 Kartlegging av smittestatus

##### Sjørret

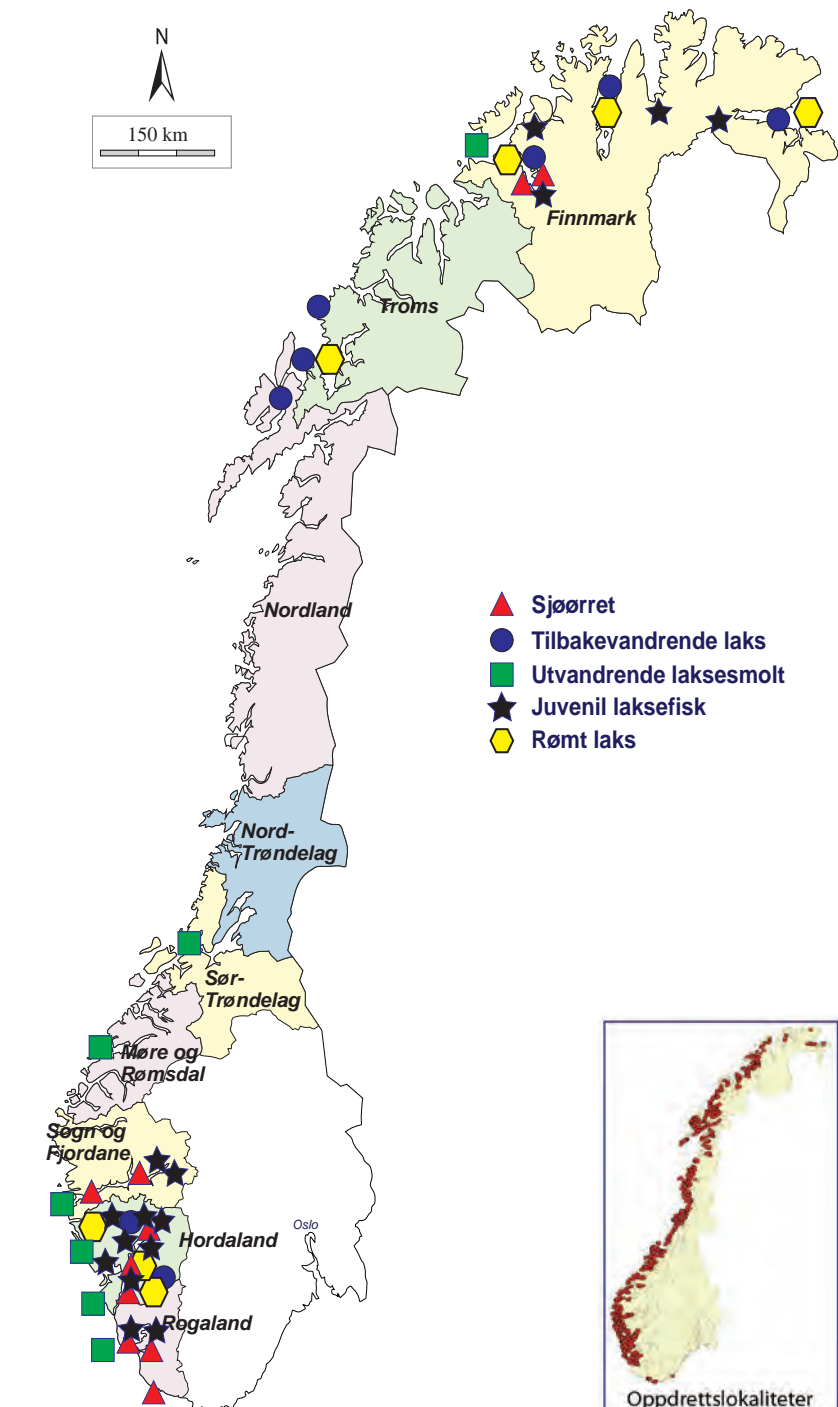
Det er undersøkt 843 sjørret fra Finnmark, Sogn og Fjordane, Hordaland og Rogaland i perioden 2011–2013 (figur 4.3, tabell 4.3) for smitte med Salmonid Alphavirus (SAV) og Piscint orthoreovirus (PRV) (Madhun mfl. 2016) som hhv. forårsaker pankreassyke (PD) og hjerte- og skjelettmuskelbetennelse (HSMB). SAV ble ikke påvist, mens PRV ble påvist med lav prevalens (1,3%) og lav virusmengde (Madhun mfl. 2016). Det var ikke sammenheng mellom prevalens i sjørret og mengden av lakseoppdrett eller HSMB-tilfeller i de undersøkte områdene. Resultatene kan tyde på at sjørret er lite mottagelig for SAV og PRV.

##### Tilbakevandrende laks

###### Nord-Norge 2012

I 2012 ble det tatt prøver av 419 tilbakevandrende laks fra sjølaksefisket i Finnmark, Troms og Nordland. Analyser av skjellprøver viste at 10% av laksen var rømt oppdrettslaks. SAV ble ikke påvist i fisken. Det var to PD-tilfeller i innsamlingsområdet i perioden 2010–2012, ett i Finnmark og ett i Troms.

PRV-smitte ble påvist i 8% av villaksen og i 86% av den rømte oppdrettslaksen (Madhun mfl. 2018). Fisken hadde lave til moderate virusmengder (Ct-verdier mellom 23 og 37). Den rømte oppdrettslaksen hadde høyere virusmengde enn villaksen. Det var ikke signifikant forskjell mellom innsamlingslokalitetene. Det var mange HSMB-tilfeller i innsamlingsområdet i perioden 2010–2012 (figur 4.4). Våre data viser ingen sammenheng mellom disse sykdomstilfellene i oppdrett og virusforekomst i villaksen. Prevalensen av PRV øker med hvor lenge villaksen hadde vært i sjøen. Dette mønsteret kan oppstå både med høyere smittepress i enkelte år (2010, se figur 4.4), smitteoverføring i sjøfasen (beiteområdene) og ved at PRV-infeksjon kan forsinke kjønnsmodningen. PRV-genotypene i villaksen og den rømte oppdrettslaksen bestod av en blanding av typer tidligere påvist i Norge, uten noe klart geografisk mønster. Dette kan ha sammenheng med flytting



Figur 4.3. Kart som viser områder hvor laksefisk er blitt samlet inn.

Figure 4.3. Map of areas where salmonids have been collected.

**Tabell 4.3.**

Prevalens (%) av virusinfeksjoner i prøver av villaks, sjørørret og rømt oppdrettslaks, basert på real-time RT-PCR analyser (Madhun mfl. upublisert, Havforskningsinstituttet).

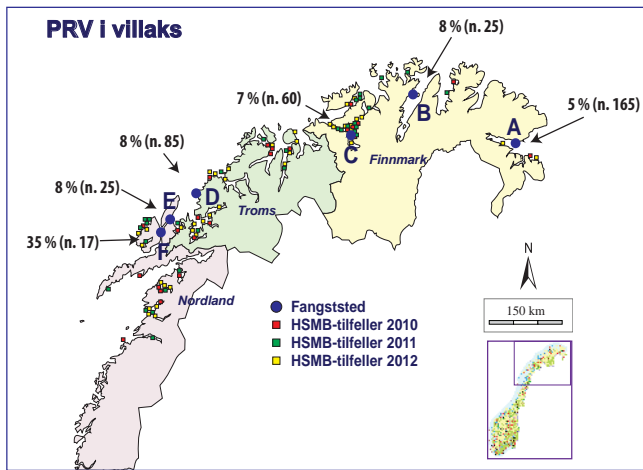
**Table 4.3.**

Prevalence (%) of viral infections in wild salmon, sea trout and escaped farmed salmon, based on RT-PCR analysis (Madhun et al. unpublished, Institute of Marine Research).

Samlingslokaliteter (år)	Antall fisk	Prevalens (%)				
		SAV	PRV	ILAV	IPNV	PMCV
<b>Sjørørret</b>						
Finmark (2012)	69	0	0	-	-	-
Sogn og Fjordane (2012)	100	0	0	-	-	-
Hordaland (2011-2013)	426	0	0	-	-	-
Rogaland (2011-2013)	248	0	4,4	-	-	-
<b>Tilbakevandrende laks</b>						
Nord-Norge (2012)	377	0	8	7 <sup>a</sup>	-	-
Osterfjorden (2012-2014)	682	0	15	0	-	-
Etnefjorden (2015)	364	0	7 <sup>d</sup>	1 <sup>b</sup>	-	3
<b>Stamlaks/Gytelaks</b>						
Daleelva (2012)	47	0	5	-	-	-
Daleelva (2017)	48	0	-	0	0	6
Etnelva (2017)	48	0	-	0	0	0
<b>Utvandrende smolt</b>						
Sognefjorden (2012-2014)	148	0	6	-	-	-
Osterfjorden (2012-2014)	375	0	5	-	-	-
Hardangerfjorden (2012-2015)	148	0	2	0	0	-
<b>Juvenile laksefisk</b>						
Vestre Jakobselv (2016)	208	0	0	0	0	0
Oselva (2014-2014)	333	0	3	0	0	-
Etnelva (2014)	85 <sup>c</sup>	0	0	0	0	-
Eidfjordvassdraget (2014)	176	0,5	-	0	0	2
Uskedalelva (2017)	91	0	-	0	0	32
<b>Smolt fra vaktbur</b>						
Hardangerfjorden (2015)	55	0	-	0	-	-
Bjørnafjorden (2015)	70	0	-	0	-	-
<b>Rømt Laks</b>						
Nord-Norge (2010)	42	0	86	5 <sup>a</sup>	-	-
Hardangerfjorden (2012)	58	98	100	1 <sup>a</sup>	-	0
Etnelva (2014)	129	12	79	1 <sup>a</sup>	-	-
Etnelva (2016)	16	44	69	-	-	19
<b>Pukkellaks</b>						
Etnelva (2017)	40	0	-	5 <sup>b</sup>	0	0

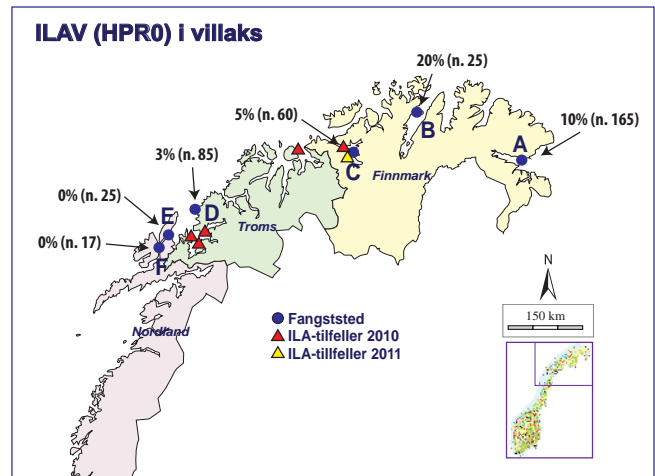
-: ikke testet, a: ILAV HPR0, b: ukjent HPR. c: 36 sjørørret og 49 laks, d: 54 testet





**Figur 4.4.** Kart over lokalitetene (A-F) hvor det er fanget laks i sjøen, oppdrettslokaliteter med HSMB-påvisning i perioden 2010-2012 og prevalensen av PRV i villaks (n = antall individer undersøkt).

**Figure 4.4.** The map shows the sea sites (A-F) where salmon were caught, fish farms sites with HSMI during the period 2010-2012 and the prevalence of PRV in wild salmon (n = number of individuals examined).



**Figur 4.5.** Kart over lokalitetene (A-F) hvor det ble fanget laks i sjøen, oppdrettslokaliteter med ILA i perioden 2010-2012 (ingen ILA i 2012) og prevalensen av ILAV HPR0 i villaks (n = antall individer undersøkt).

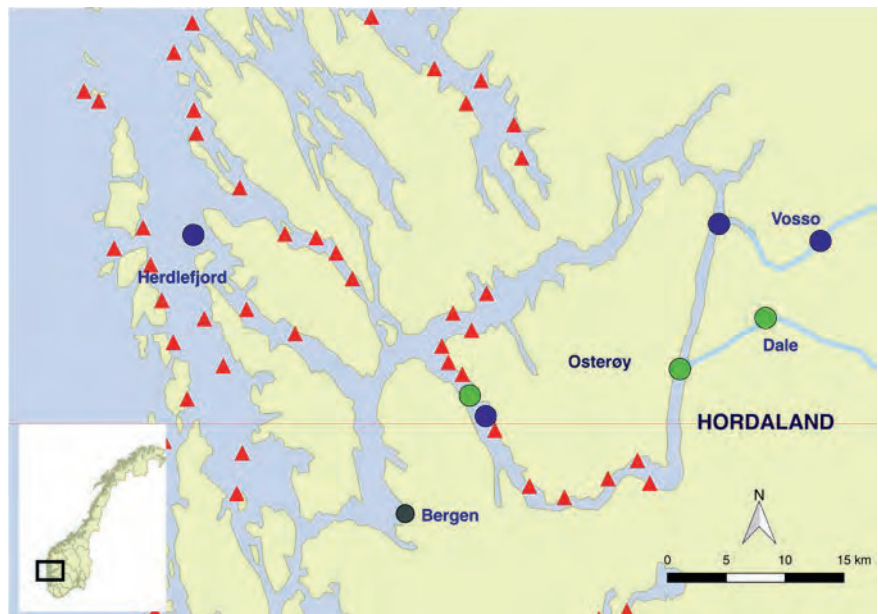
**Figure 4.5.** Map of sites (A-F) where salmon were caught, fish farms with ISA in the period 2010-2012 (no ISA in 2012) and the prevalence of ISAV HPR0 in wild salmon (n = Number of fish examined).

av smittebærende fisk og virusutveksling mellom oppdretts- og villaks over lang tid (Garseth mfl. 2013c). Resultatene fra villfiskundersøkelsene tyder på at virusutveksling mellom laks også kan skje i biteområder i havet (Madhun mfl. 2018).

Laksen ble også undersøkt for infeksiøst lakseanemivirus (ILAV) (figur 4.5) i gjelleprøver. Infeksjoner med HPR0-varianten av ILAV er alminnelige i oppdrett. I motsetning til virulent ILA-virus (HPRΔ-ILAV), forårsaker HPR0-ILAV forbigående infeksjonen uten klinisk sykdom. Virulent (HPRΔ) ILAV ble ikke påvist, men avirulent (HPR0) ILAV ble påvist i 7% av villaksen og i 5% av den rømte laksen (Ct-verdier mellom 19 og 37). De fleste påvisningene ble gjort i Finnmark, med høyest prevalens (20%) i Porsangerfjorden (lokalitet B). Prevalensen av HPR0 ILAV i villaks var høyest i områder med lav oppdrettsintensitet (lokaliteter A og B). Segment 6 (HE) av ILAV fra 15 infiserte laks (14 ville og 1 rømt) ble sekvensert. HE-gen-sekvensene viste at alle infeksjonene representerte en genotype nær beslektet med en HPR0-type tidligere påvist i Finnmark (Plarre 2012; Plarre mfl. 2012). Det var fem ILA-tilfeller i 2010, ett i 2011 og ingen i 2012 i dette området (figur 4.5).

#### Osterfjorden 2012–2014

Havforskningsinstituttet og Uni Research Miljø har gjennomført utsetninger av smolt fra Daleelva og Vossoassdraget gjennom flere år. En del av smolten slepes utover i Osterfjordbassenget og er blitt sluppet på forskjellige lokaliteter (figur 4.6). Fisken er merket, og det er



**Figur 4.6.** Kart over Osterfjordbassenget. Sirkler viser utslippssteder for smolt fra Vosso (blå) og Dale (grønn). Røde trekanter representerer oppdrettsanlegg. Tilbakevandrende laks ble fanget i indre del av fjorden (sjø) i elvemunning (brakkvann) eller i elvene (ferskvann).

**Figure 4.6.** Map of Osterfjord basin. Circles show smolt from Vosso (blue) and Dale (green). Red triangles represent fish farms. Returning salmon were caught in the inner part of the fjord (sea), in the estuary (brackish water) or in the rivers (freshwater).

derfor mulig å sammenligne smittestatus mellom forskjellige livsstadier og mellom forskjellige utsetningsår. Det ble tatt prøver av 682 tilbakevandrende laks fra Vosso (n=627) og Daleelva (n=55), som ble testet for SAV og PRV-infeksjon (figur 4.6). I tillegg undersøkte vi gjeller fra 573 laks for ILAV-infeksjon og 47 gytelaks fra Daleelva (2012) ble undersøkt for PRV og SAV.

ILAV og SAV ble ikke påvist i noen av prøvene, men PRV ble påvist i 15% av den tilbakevandrende laksen. Dalelaks hadde høyere PRV-prevalens (25%) enn Vossolaks (14%). I gytelaksen som ble undersøkt ble SAV ikke påvist, men PRV forekom i 3 (6%) av disse.

#### Etneelva

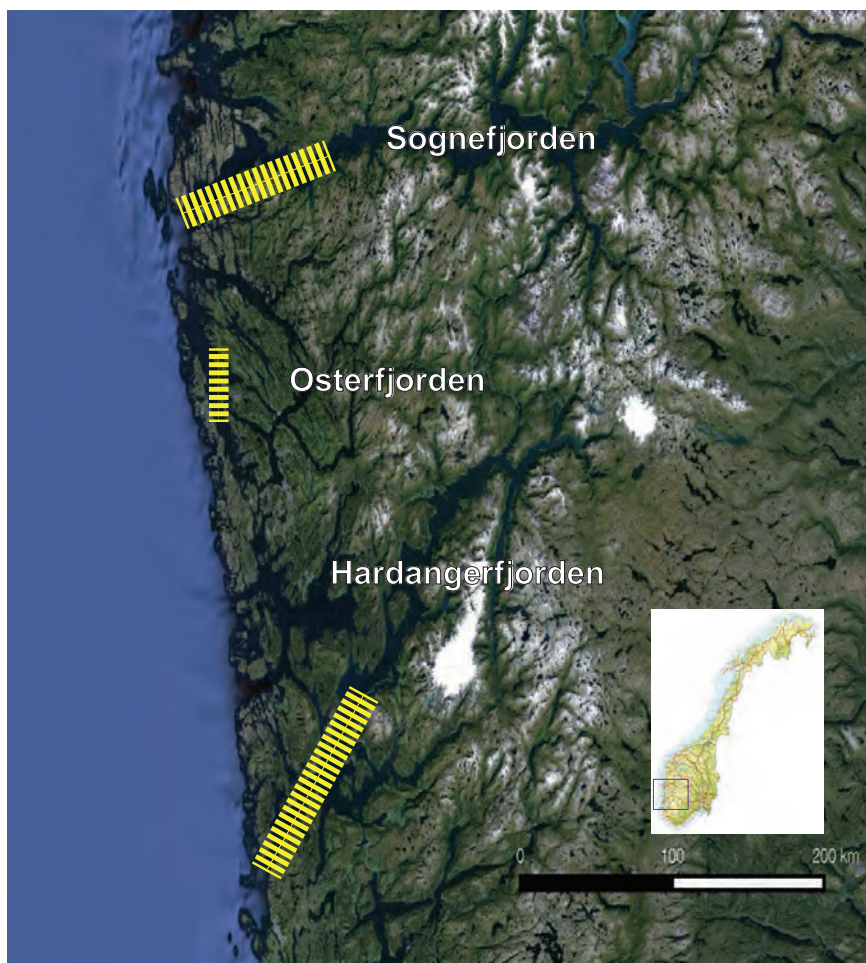
I forbindelse med forskning på lakselus har Havforskningsinstituttet gjennomført





**Figur 4.7.**  
Laksefellen i Etne. (Foto: Øystein Paulsen.)

**Figure 4.7.**  
Fish trap in Etne (Photo: Øystein Paulsen.)



**Figur 4.8.**  
Kart over områder på Vestlandet hvor utvandrende laksesmolt er blitt samlet inn og testet for infeksjoner.

**Figure 4.8.**  
Map of areas in Western Norway where migrating salmon smolt has been collected and tested for infections.

utsetninger av flere tusen laksesmolt i Etnefjorden både i 2013 og 2014. Tilbakevandrende fisk fra disse utsettene blir fanget i laksefella i Etneelva (figur 4.7). Vi har testet 364 tilbakevandrende laks fanget i 2015-2016. SAV ble ikke påvist i noen av fiskene, mens ILAV, PMCV og PRV ble påvist i hhv 1,3%, 3,0% og 7,4% av de tilbakevandrende laksene fanget i fellen.

#### Utvandrende laksesmolt

Smittestatus i utvandrende smolt kan gi en direkte indikasjon på smittepress fra oppdrettsnæringen i et fjordområde. Havforskningsinstituttet samlet inn 148 utvandrende smolt fra Hardangerfjorden og 148 fra Sognefjorden i mai-juni 2013, 2014 og 2015 ved tråling (figur 4.8). I tillegg ble 375 utvandrende smolt tatt i ruse i mai-juni 2013 og 2014 i ytre del av Herdla fjorden av Uni Research Miljø. Mer enn halvparten (64%) av smolten fanget i Herdla fjorden var merket oppdrettsfisk som var satt ut i Daleelva eller Vosso. De øvrige var villfisk, men disse kan også stamme fra andre elver i Osterfjordbasenget. Hjerterprøver fra smolten ble testet for SAV og PRV. SAV-infeksjoner ble ikke påvist i utvandrende smolt. Derimot var 6% av smolten fra Sognefjorden, 5% fra Osterfjorden og 2% fra Hardangerfjorden PRV-positive. Infisert smolt hadde lave til moderate virusmengder (Ct-verdier 20-37). Så langt viser undersøkelsene at vill smolt fra Osterfjorden og Sognefjorden hadde en høyere andel PRV-positive fisk enn kultivert smolt (10% vs 2%). Utvandrende smolt fra Hardanger 2013 ble også testet for ILAV (n=51) og IPNV (n=19), og funnet negative.

Observasjonene så langt tyder på at den utvandrende laksesmolten ikke blir infisert med SAV, PRV og ILAV i særlig grad under utvandringen. Det kan ikke utelukkes at forekomsten er underestimert fordi det tar flere dager eller uker etter smitte før virus er påviselig i fisken. Det er også mulig at PRV-positive smolten kan bli smittet i elv.

Undersøkelsene på utvandrende smolt vil fortsette. I 2017 ble det trålt etter utvandrende laksesmolt i 6 fjordsystemer, og totalt samlet inn ca. 2000 smolt.

#### Juvenil laksefisk (parr)

Aldersspesifikk forskjell i mottakelighet og sykdomsrisiko er velkjent (se f.eks. Izhar & Ben-Ami 2015). Det er derfor godt mulig at ungfisk kan være mer mottagelige for smitte enn større og eldre individer, og infeksjoner som er ufarlige i voksen fisk kan føre til sykdom i juvenile stadier (Zainathan 2012). Rømt oppdrettsfisk som går opp i elver, kan frigjøre



smitte som kan infisere yngel eller parr. Hvis dette resulterer i sykdom, kan overlevelsen til ungfisken bli redusert.

Det ble i 2014–2017 samlet inn laksefiskparr fra en rekke elver på Vestlandet og i Nord-Norge. Til nå er det testet 333 lakseparr fra Oselva (2014–2015) og 36 ørretparr og 49 lakseparr fra Etneelva (2014) for SAV, PRV, ILAV og IPNV. Det ble ikke påvist SAV, ILAV eller IPNV i materialet fra Hordaland. Derimot var 3% av fisken fra Oselva smittet med PRV, og alle de PRV-positive fiskene ble fanget i den øvre delen av elven i april 2014. I tillegg har vi testet 208 lakseparr fra Vestre Jakobselv (2016) i Finnmark for SAV, PRV, ILAV, IPNV og PMCV. Ingen av disse var positive for virus. Vi har også testet 167 parr innsamlet i 2014 fra Eidfjordvassdraget (Hordaland) for SAV, ILAV, IPNV og PMCV. Ingen av fiskene var smittet med IPNV eller ILAV, men ett individ (0,5%) var smittet med SAV og tre parr med PMCV. Undersøkelsene fra screening av 91 lakseparr fra Uskedalselva (Hordaland, 2017) kunne ikke påvise SAV, ILAV eller IPNV i fisken. Men, 32% av disse fiskene var smittet med PMCV. Den høye forekomsten av PMCV i parr fra Uskedalselva er oppsiktsvekkende og er vanskelig å forklare. Det vil bli samlet inn parr fra Uskedalselva også i 2018 for å undersøke endring i forekomsten over tid.

Dataene en har så langt tyder på at de undersøkte virusene har lav prevalens i ungfisk (parr), med unntak av PMCV i Uskedalselva. Oselva har et høyt innslag av rømt oppdrettsfisk, mens Vestre Jakobselv, Uskedalselva og Eidfjordvassdraget har lavt innslag av rømt laks (se kapittel «Rømming og genetisk påvirkning»). Våre resultater tyder derfor så langt ikke på en omfattende oppsmittning av parr i elv som følge av at rømt fisk tar med seg smitte opp i elvene.

### Stamlaks

Havforskningsinstituttet har forskningsprosjekter som innebærer smoltutsetting i Etne- og Daleelva. I 2017 ble stamlaks som brukes til smoltproduksjon (48 fisk fra Daleelva og 24 fra Etneelva) undersøkt for IPNV, ILAV, SAV, PMCV, *Renibacterium salmoninarum* (BKD) og *Aeromonas salmonicida* (furunkulose). Med unntak av påvisning av PMCV i 3 stamfisk fra Daleelva, var ingen av fisken smittet med de andre patogener.

### Vaktbur

I forbindelse med overvåking av lakselus settes ca. 30 smolt i vaktbur som plasseres en meter under overflaten i to eller tre uker. Ved å bruke ikke-vaksinert laks som er testet og funnet virusfri, kan fisken fra

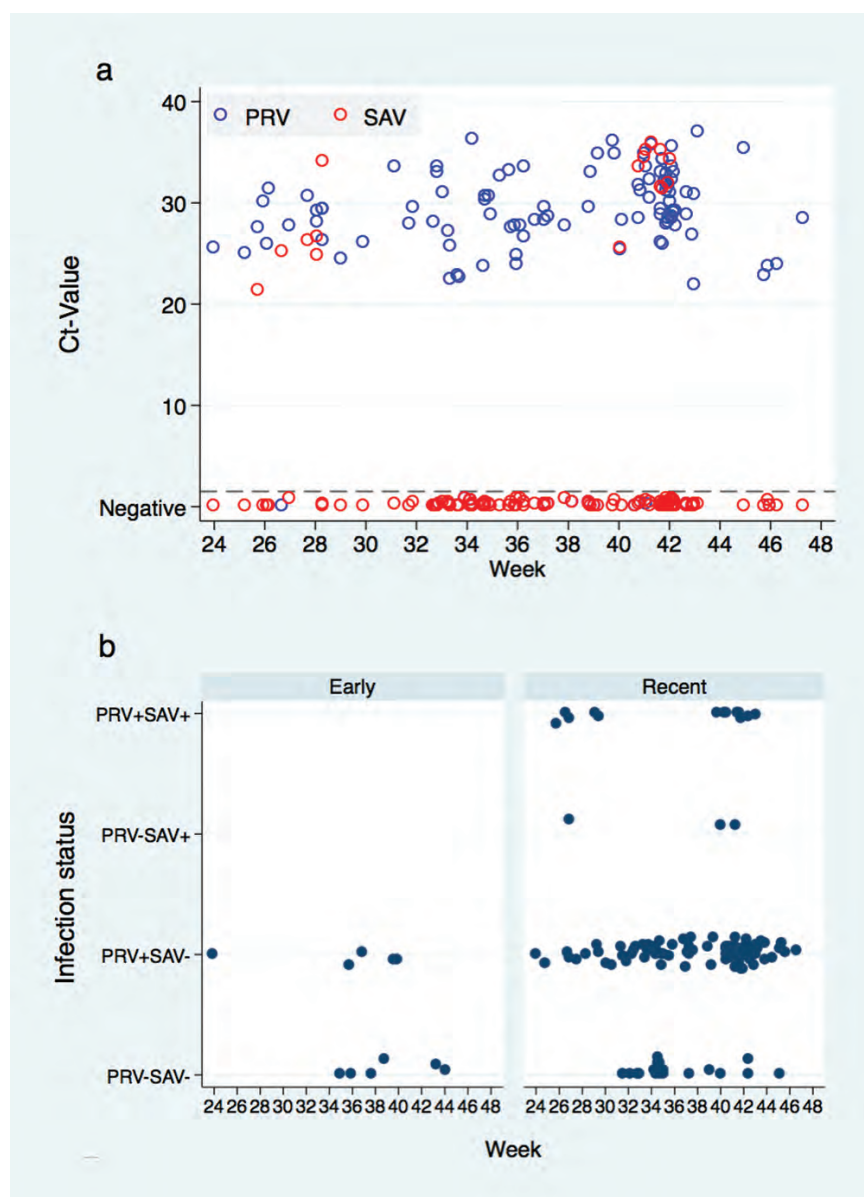
smoltbur også benyttes til analyser for virusinfeksjoner. Vi har hittil analysert prøver fra vaktbur på åtte lokaliteter fra 2014 i Hardanger og Bjørnafjorden for SAV eller ILAV. Vaktburene/lokalitetene ble valgt på bakgrunn av nærhet til oppdrettsanlegg med PD-utbrudd. Ingen av de analyserte smoltene var positive (n=125).

### Rømt laks

Rollen rømt laks spiller i smittespredning fra oppdrett til ville laksefiskbestander er lite kjent. Tross nedgang i antall rømt fisk i senere år, er det fremdeles et betydelig innslag av oppdrettsfisk i elvene (se kapittel «Rømming og genetisk påvirkning»). Oppdrettslaks (n=58) fra en urapportert

rømming i Hardanger i 2012 ble analysert for SAV, PRV og PMCV. Nesten alle de rømte laksene var smittet med både SAV og PRV, og en del av fiskene hadde høye virusmengder i hjertet. 21 av disse fiskene ble gjenfanget i Steinsdalselva som har en bestand av både laks og ørret. Høye virusmengder (Ct-verdier: SAV 20,7-31,1 og PRV 21,5-34,9) i flere av fiskene tydet på en aktiv infeksjon og dermed at fisken kunne frigjøre virus i miljøet (Madhun mfl. 2015). Tilfellet indikerer derfor at smittet rømt oppdrettslaks kan eksponere villfisk i elver for smitte.

I Nord-Norge ble det også funnet PRV i 85% og HPR0 ILAV i 5% av den rømte



**Figur 4.9.** (a) SAV og PRV-smitte i rømt oppdrettslaks representert ved Ct-verdiene fra RT-PCR analyse i innsamlingsperioden og (b) smittestatus for tidlig og nylig rømt fisk. PRV-: PRV-negativ, PRV +: PRV-positiv, sparing: SAV-negativ, SAV +: SAV-positiv.

**Figure 4.9.** (a) SAV and PRV infection in escaped farmed salmon during the collection period represented by the Ct values from the RT-PCR analysis and (b) infection status for early and recently escaped farmed fish. PRV-: PRV Negative, PRV +: PRV Positive, SAV-: SAV Negative, SAV +: SAV Positive.



oppdrettslaksen som ble gjenfanget og undersøkt. SAV ble ikke påvist, men SAV infeksjoner/PD er uvanlig i nord.

Resultater fra screening av rømt laks (n=129) som ble fanget i laksefellen i Etne i perioden mai–november 2014 viste at 81% av fisken var smittet med ett eller flere virus (figur 4.9). 79% av fisken var smittet med PRV og 12% med SAV (Madhun mfl. 2017). Det ble påvist HPR0 ILAV i en fisk. Laksen hadde lave til moderate virusmengder (PRV Ct-verdier: 22-37, SAV: 22-36). PRV-smittet rømt laks ble fanget gjennom hele perioden (mai–november), mens SAV-smittet laks kun ble fanget i to perioder; juli og oktober. Fettsyreanalyser tyder på at 8% av fisken hadde rømt tidlig (dvs. som smolt). Ingen av disse hadde SAV-infeksjon, men 45%

var PRV-positive. Alle SAV-positive laks hadde nylig rømt ifølge fettsyreanalysene, og 81% av disse igjen var også PRV-positive. Genetisk testing, fettsyreanalyser og størrelsessammensetning tyder på at fisken kom fra flere rømmingsepisoder. I 2016, ble 16 rømt laks fanget i Etnefellen testet for SAV, PRV og PMCV. Det ble påvist SAV, PRV, og PMCV i hhv 6, 11 og 3 av det rømte laksene. Disse observasjonene viser at elver kan motta en jevn strøm av smittet fisk med varierende opphav og patogener.

#### Pukkellaks i 2017

Pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) er en fiskeart som har sitt opphav i Stillehavet, men det er etablert bestander av pukkellaks ved utsett i elvene i nord-vest Russland rundt Kvitsjøen. Dette er en art

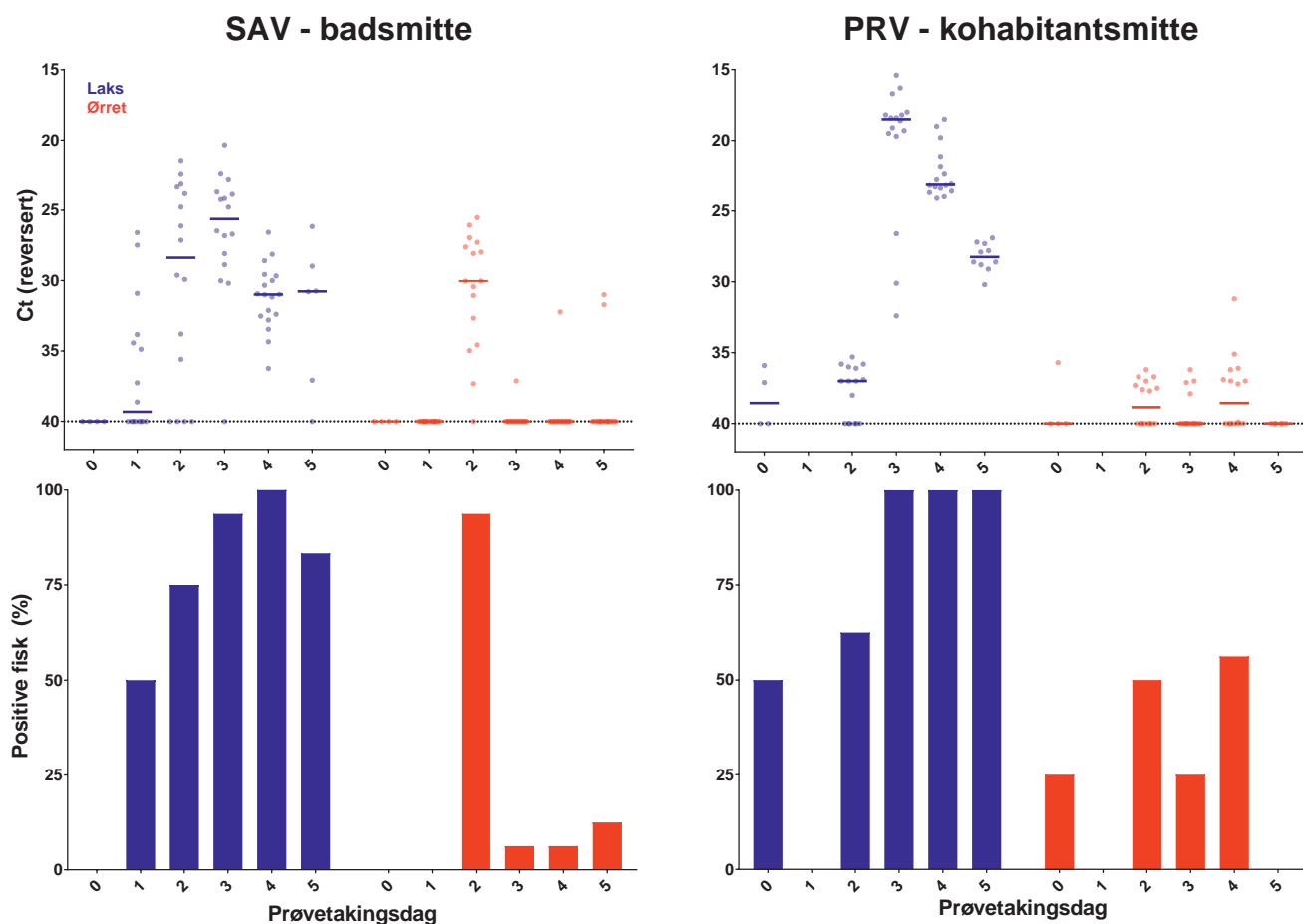
som ikke er hjemmehørende i Norge, og de russiske utsettingene kan ha ført til etablering av fremmede patogener som potensielt kan spres til laksefisk i norske elver. Pukkellaks blir fanget hvert år i Norge, særlig i Finnmark nær grensen til Russland, men også enkeltvis over hele landet. I 2017 ble det observert og fanget et betydelig antall pukkellaks i flere elver i Sør Norge. Vi har undersøkt pukkellaks (n=40) tatt i laksefellen i Etne for ILAV, SAV, IPNV, PMCV og IHNV (infeksiøst hematopoetisk nekrosevirus). Ingen av laksen var positive for SAV, IPNV, PMCV og IHNV, men to individer var positive for ILAV. Virusvariant (dvs. HPR0 eller HPRΔ) kunne ikke bestemmes pga. lav virusmengde (Ct-verdier: 36,3 og 35,2) i de smittede fiskene.

### 4.4.2 Laboratorieundersøkelser

Ulike patogener har svært ulik evne til å klare seg i miljøet (Mojica & Brussaard 2014; Oidtmann mfl. 2017). Dersom man kjenner minimumsdosen som er

nødvendig for å infisere nye verter vil man med bedre sikkerhet kunne si noe om når og hvor det er sannsynlig at infeksjoner vil kunne skje. Kunnskap om dette er

viktig for utvikling av smittespredningsmodeller som beskriver fordelingen av patogener i tid og rom.



**Figur 4.10.** Smitteforsøk med laks (blå) og sjøørret post-smolt (rød). RT-PCR kvantifisering av virus (øverst) og andel (%) positive fisk (nederst) etter badsmitte med SAV (venstre) og der PRV-smittet og naive fisk ble holdt i samme kar (cohabitantsmitte) (høyre) (Kvamme mfl. upublisert).

**Figure 4.10.** Challenge experiment with salmon (blue) and sea trout (red). RT-PCR quantification of virus (upper) and prevalence (%) positive fish (lower) after bath-challenge with SAV (left) and cohabitant-challenge with PRV (right) (Kvamme et al. unpublished).

Ved Havforskningsinstituttet er det undersøkt hvor lenge SAV er i stand til å infisere ny fisk etter å ha vært i vanlig sjøvann ved ulike temperaturer (Patel mfl, upublisert). Vann fra kar med SAV-infisert fisk ble oppbevart ved ulike temperaturer i flere uker. Vannet ble analysert med sann-tids RT-PCR, i cellekultur og brukt til å infisere fisk. Resultatene viste at SAV er et robust virus som kan overleve lenge i vann. I dette forsøket overlevde viruset i over en uke ved 16 °C, og lenger ved lavere temperaturer. Ved å bruke en badesmittmodell er det vist at SAV er i stand til å etablere en infeksjon i laks selv ved lave

doser (7 TCID<sub>50</sub> L<sup>-1</sup>) (Jarungsriapisit mfl. 2016a). Videre viste forsøkene at andelen smittet fisk økte raskere med økende virusmengde, samt at økende mengde virus så ut til å gi tydeligere sykdomstegn.

Resultatene fra kartlegging av virus i laks og sjørret tyder på at sjørret er lite mottagelig for PRV og SAV (Madhun mfl. 2016). Resultater fra nylig gjennomførte smitteforsøk med SAV3 og PRV ved Havforskningsinstituttet indikerte for første gang at færre postsmolt av sjørret enn laks ble smittet med PRV, og at virusmengden var lavere i sjørret enn i laks.

Tilsvarende smitteforsøk med SAV indikerte at sjørret kan bli smittet, men forløpet er lengre og at det blir dannet mindre virus enn i laks. I tillegg kvittet sjørretene seg raskere med viruset (figur 4.10; Kvamme mfl. upublisert).

Resultatene har stor betydning både for hvordan forvaltningen skal håndtere SAV i lakseoppdrett, for vurderingene av sannsynligheten for at villfisk blir eksponert for virus fra infisert eller syk fisk i oppdrettsanlegg, og for utvikling av realistiske spredningsmodeller.

## 4.5

## REFERANSER

- Asplin L, Johnsen IA, Sandvik AD, Albretsen J, Sundfjord V, Aure J & Boxaspen KK (2014). Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord. *Marine Biology Research* 10(3): 216-225.
- Bakke TA & Harris PD (1998). Diseases and parasites in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 247-266.
- Biering E, Madhun A, Isachsen CH, Omdal LM, Einen ACB, Garseth AH, Bjørn PA, Nilsen R & Karlsbakk E. (2013). "Annual Report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway." Rapport fra Havforskningsinstituttet.
- Boucher P, Raynard RS, Houghton G & Laurencin FB (1995). Comparative experimental transmission of pancreas disease in Atlantic salmon, rainbow trout and brown trout. *Diseases of Aquatic Organisms* 22: 19-24.
- Cano I, Joiner C, Bayley A, Rimmer G, Bateman K, Feist SW, Stone D & Paley R (2015). An experimental means of transmitting pancreas disease in Atlantic salmon *Salmo salar* L. fry in freshwater. *Journal of Fish Diseases* 38(3): 271-281.
- Combes C (2001). *Parasitism: The ecology and evolution of intimate interactions*. Chicago, USA, Univ. Chicago Press.
- Dobson AP & Hudson PJ (1986). Parasites, disease and the structure of ecological communities. *Trends in Ecology & Evolution* 1(1): 11-15.
- Garseth AH, Biering E & Aunsmo A (2013a). Associations between piscine reovirus infection history traits in wild-caught Atlantic salmon *Salmo salar* L. in and life Norway. *Preventive Veterinary Medicine* 112(1-2): 138-146.
- Garseth AH, Fritsvold C, Opheim M, Skjerve E & Biering E (2013b). Piscine reovirus (PRV) in wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea-trout, *Salmo trutta* L., in Norway. *Journal of Fish Diseases* 36(5): 483-493.
- Garseth ÅH, Ekrem T & Biering E (2013c). Phylogenetic Evidence of Long Distance Dispersal and Transmission of Piscine Reovirus (PRV) between Farmed and Wild Atlantic Salmon. *PLoS ONE* 8(12): e82202.
- Gonen S, Baranski M, Thorland I, Norris A, Grove H, Arnesen P, Bakke H, Lien S, Bishop SC & Houston RD (2015). Mapping and validation of a major QTL affecting resistance to pancreas disease (salmonid alphavirus) in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Heredity* 115(5): 405-414.
- Graham DA, Staples C, Wilson CJ, Jewhurst H, Cherry K, Gordon A & Rowley HM (2007). Bio-physical properties of salmonid alphaviruses: influence of temperature and pH on virus survival. *Journal of Fish Diseases* 30(9): 533-543.
- Herath TK, Ashby AJ, Jayasuriya NS, Bron JE, Taylor JF, Adams A, Richards RH, Weidmann M, Ferguson HW, Taggart JB, Migaud H, Fordyce MJ & Thompson KD (2017). Impact of Salmonid alphavirus infection in diploid and triploid Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry. *PLoS ONE* 12(9): e0179192.
- Hjeltnes B, Bornø G, Jansen MD, Haukaas A & Walde CS, Eds. (2017). *Fiskehelserapporten 2016. Veterinærinstituttets rapportserie*. Oslo, Norway, Veterinærinstituttet.
- Hjeltnes B, Karlsbakk E, Mo TA, Mortensen S, Olsen RE & Rimstad E (2014). Risk assessment of amoebid gill disease. Report from the Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM). Oslo, Norway, Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM): 40.
- Hjortaa MJ, Bang Jensen B, Taksdal T, Olsen AB, Lillehaug A, Trettenes E & Sindre H (2016). Genetic characterization of salmonid alphavirus in Norway. *Journal of Fish Diseases* 39(2): 249-257.
- Izhar R & Ben-Ami F (2015). Host age modulates parasite infectivity, virulence and reproduction. *Journal of Animal Ecology* 84(4): 1018-1028.
- Jansen MD, Bang Jensen B, Taksdal T, Sindre H & Lillehaug A (2015). Pankreassykdom hos laksefisk. En review med fokus på forbygging, kontroll og bekjempelse. Veterinærinstituttets rapportserie(5-2015): 29.
- Jarungsriapisit J, Moore LJ, Maehle S, Skar C, Einen AC, Fiksdal IU, Morton HC, Stefansson SO, Taranger GL & Patel S (2016a). Relationship between viral dose and outcome of infection in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., post-smolts bath-challenged with salmonid alphavirus subtype 3. *Veterinary Research* 47: 13.
- Jarungsriapisit J, Moore LJ, Taranger GL, Nilsen TO, Morton HC, Fiksdal IU, Stefansson S, Fjell-dal PG, Evensen O & Patel S (2016b). Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts challenged two or nine weeks after seawater-transfer show differences in their susceptibility to salmonid alphavirus subtype 3 (SAV3). *Virology Journal* 13: 14.
- Jensen Ø, Dempster T, Thorstad EB, Uglem I & Fredheim A (2010). Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 71-83.
- Johnsen BO & Jensen AJ (1991). The Gyrodactylus Story in Norway. *Aquaculture* 98(1-3): 289-302.
- Johnsen BO & Jensen AJ (1994). The spread of furunculosis in salmonids in Norwegian rivers. *Journal of Fish Biology* 45(1): 47-55.
- Johnsen BO, Møkkelgjerd PI & Jensen AJ (1993). *Furunkolose i norske vassdrad - Statusrapport NINA. Forskningsrapport*: 73.
- Johnsen IA, Asplin LC, Sandvik AD & Serra-Llinares RM (2016). Salmon lice dispersion in a northern Norwegian fjord system and the impact of vertical movements. *Aquaculture Environment Interactions* 8: 99-116.
- Karlsen M, Gjerset B, Hansen T & Rambaut A (2014). Multiple introductions of salmonid alphavirus from a wild reservoir have caused independent and self-sustainable epizootics in aquaculture. *Journal of General Virology* 95: 52-59.



Kinnula H, Mappes J, Valkonen JK & Sundberg LR (2015). The Influence of Infective Dose on the Virulence of a Generalist Pathogen in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Zebra Fish (*Danio rerio*). *PLoS ONE* 10(9): 10.

Madhun A, Isachsen CH, Omdal LM, Einen AC, Mæhle S, Wennevik V, Nelmela E, Svåsand T & Karlsbakk E (2018). Occurrence of salmonid alphavirus (SAV) and piscine orthoreovirus (PRV) in returning adult salmon (*Salmo salar* L.) in northern Norway. *Journal of Fish Diseases*.

Madhun AS, Biering E, Isachsen CH, Omdal LM, Einen ACB, Wennevik V, Svåsand T & Karlsbakk E (2014). Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway. Annual Report. Bergen, Norway, Institute of Marine Research; Norwegian Veterinary Institute: 15.

Madhun AS, Isachsen CH, Omdal LM, Einen ACB, Bjorn PA, Nilsen R & Karlsbakk E (2016). Occurrence of salmonid alphavirus (SAV) and piscine orthoreovirus (PRV) infections in wild sea trout *Salmo trutta* in Norway. *Diseases of Aquatic Organisms* 120(2): 109-113.

Madhun AS, Karlsbakk E, Isachsen CH, Omdal LM, Eide Sorvik AG, Skaala O, Barlaup BT & Glover KA (2015). Potential disease interaction reinforced: double-virus-infected escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., recaptured in a nearby river. *Journal of Fish Diseases* 38(2): 209-219.

Madhun AS, Wennevik V, Skilbrei OT, Karlsbakk E, Skaala O, Fiksdal IU, Meier S, Tang YK & Glover KA (2017). The ecological profile of Atlantic salmon escapees entering a river throughout an entire season: diverse in escape history and genetic background, but frequently virus-infected. *Ices Journal of Marine Science* 74(5): 1371-1381.

Miller KM, Teffer A, Tucker S, Li SR, Schulze AD, Trudel M, Juanes F, Tabata A, Kaukinen KH, Ginther NG, Ming TJ, Cooke SJ, Hipfner JM, Patterson DA & Hinch SG (2014). Infectious disease, shifting climates, and opportunistic predators: cumulative factors potentially impacting wild salmon declines. *Evolutionary Applications* 7(7): 812-855.

Mojica KD & Brussaard CP (2014). Factors affecting virus dynamics and microbial host-virus interactions in marine environments. *FEMS Microbiology Ecology* 89(3): 495-515.

Nylund A, Alexandersen S, Løvik P & Jakobsen P (1994). The response of brown trout (*Salmo trutta* L.) to repeated challenge with infectious salmon anaemia (ISA). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 14(5): 167-170.

Oelckers K, Vike S, Duesund H, Gonzalez J, Wadsworth S & Nylund A (2014). *Caligus rogercresseyi* as a potential vector for transmission of Infectious Salmon Anaemia (ISA) virus in Chile. *Aquaculture* 420: 126-132.

Oidtmann B, Dixon P, Way K, Joiner C & Bayley AE (2017). Risk of waterborne virus spread

- review of survival of relevant fish and crustacean viruses in the aquatic environment and implications for control measures. *Reviews in Aquaculture*.

Plarre H (2012). Infectious salmon anaemia virus (ISAV): Evolution, genotyping, reservoirs and transmission. PhD, Universitetet i Bergen.

Plarre H, Nylund A, Karlsen M, Brevik O, Saether PA & Vike S (2012). Evolution of infectious salmon anaemia virus (ISA virus). *Archives of Virology* 157(12): 2309-2326.

Regoes RR, Ebert D & Bonhoeffer S (2002). Dose-dependent infection rates of parasites produce the Allee effect in epidemiology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269(1488): 271-279.

Skilbrei OT, Heino M & Svåsand T (2015). Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway. *Ices Journal of Marine Science* 72(2): 670-685.

Snow M, Raynard RS & Bruno DW (2001). Comparative susceptibility of Arctic char (*Salvelinus alpinus*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brown trout (*Salmo trutta*) to the Scottish isolate of infectious salmon anaemia virus. *Aquaculture* 196(1): 47-54.

Sterud E, Forseth T, Ugedal O, Poppe T, Jørgensen A, Bruheim T, Fjeldstad H & Mo T (2007). Severe mortality in wild Atlantic salmon *Salmo salar* due to proliferative kidney disease (PKD) caused by *Tetracapsuloides bryosalmonae* (Myxozoa). *Diseases of Aquatic Organisms* 77(3): 191-198.

Svåsand T, Karlsen Ø, Kvamme BO, Stien LH, Taranger GL & Boxaspen KK (2016). Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2016. Fisken og Havet. Bergen, Norway, Havforskningsinstituttet: 190.

Thorstad EB, Fleming IA, McGinnity P, Soto D, Wennevik V & Whoriskey F (2008). Incidence and impacts of escaped farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in nature. . *NINA Special Report*(36): 110.

Wiik-Nielsen J, Gjessing M, Solheim HT, Litlabo A, Gjevne AG, Kristoffersen AB, Powell MD & Colquhoun DJ (2017). *Ca. Branchiomonas cysticola*, *Ca. Piscichlamydia salmonis* and Salmon Gill Pox Virus transmit horizontally in Atlantic salmon held in fresh water. *Journal of Fish Diseases*.

Wobeser GA (2013). *Essentials of Disease in Wild Animals*, Wiley.

Zainathan SC (2012). Detection of aquareovirus in farmed Tasmanian Atlantic salmon (*Salmo salar*). PhD, University of Tasmania.

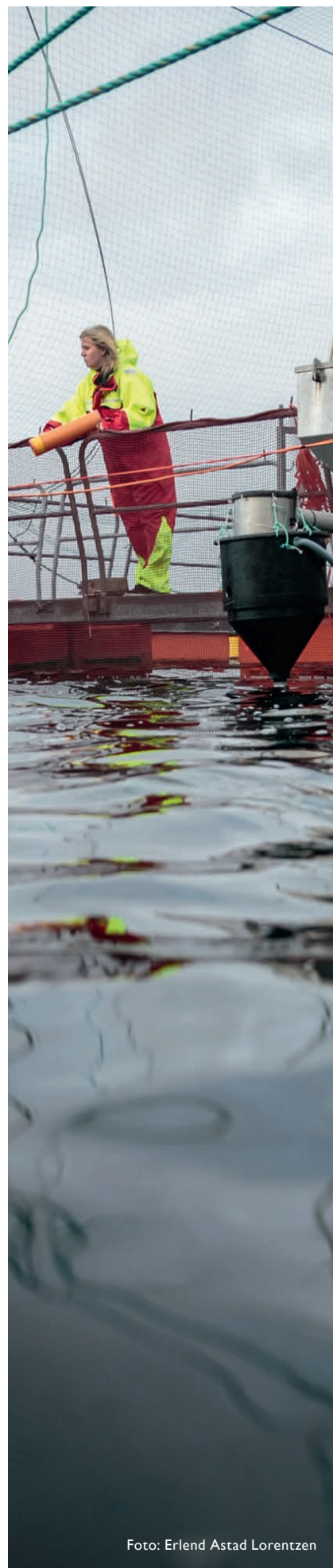


Foto: Erlend Astad Lorentzen



# Rømming og genetisk påvirkning

Kevin A. Glover<sup>1</sup>, Kjetil Hindar<sup>2</sup>, Vidar Wennevik<sup>1</sup>, Monica F. Solberg<sup>1</sup>, Sten Karlsson<sup>2</sup>, Mikko Heino<sup>1,3</sup>, Geir Bolstad<sup>2</sup>, Ola Diserud<sup>2</sup>, Øystein Skaala<sup>1</sup>, Terje Svåsand<sup>1</sup>

1) HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, 2) NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING, 3) UNIVERSITETET I BERGEN

# 5



FOTO: ASBJØRN POJGE



## 5.1

## BAKGRUNN

Rømming av laks fra oppdrettsanlegg utgjør en trussel mot den genetiske integriteten til de ville laksebestandene, og utgjør sammen med lakselus de største miljøutfordringene i oppdrett av laks. I risikovurderingen av genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks har vi brukt offisielle rømmingstall og data fra eksperimentelle forsøk til å vurdere hvor mange

som rømmer. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettsfisk i vassdrag gir årlige punktestimater på innslag av rømt oppdrettslaks i elvene, og genetiske analyser gir svar på hvor mye oppdrettslaks som faktisk har krysset seg inn i bestandene. Det gis også en oversikt over ny kunnskap om konsekvenser av at oppdrettslaks krysser seg med villaks.

Risikoanalysen bygger på etablerte terskelverdier for innslag av rømt fisk i elvene som et estimat for sannsynlighet for lav, moderat eller høy risiko for genetisk påvirkning på villaks, og til slutt gjennomføres en risikoevaluering basert på tilgjengelig kunnskap.



Foto: Asbjørn Børge

## 5.1.1 Overvåking av rømt oppdrettslaks

Siden 2001 har flere millioner oppdrettslaks rømt fra en rekke anlegg langs norskekysten. De fleste av disse fiskene «blir borte» i det marine miljøet uten videre spor, men noen vil vandre opp i lakseelver. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettslaks i vassdrag, som ble utformet og etablert på oppdrag fra Fiskeridirektoratet etter føringer fra Nærings- og fiskeridepartementet i 2014, beregnet innslag av rømt oppdrettslaks i 140 vassdrag i 2014 (Anon. 2015) og 165 vassdrag i 2015 (Anon. 2016). Overvåkingen ble utvidet i 2016, da innslag av rømt oppdrettslaks ble beregnet i 196 vassdrag (Anon. 2017).

Vassdragene som er overvåket er valgt ut fra en rekke kriterier; god geografisk spredning, inkludering av de nasjonale laksevassdragene, representasjon av vassdrag av ulik størrelse samt å bygge videre på vassdrag med tidsserier og med gode lokale nettverk, som er etablert i ulike

prosjekter finansiert av Norges forskningsråd og miljømyndighetene siden 1989. Data blir samlet inn fra sportsfiske om sommeren, høstfiske, stamfiske og drivtelling om høsten. De tre førstnevnte metodene er i hovedsak basert på stangfiske og skiller mellom rømt oppdrettslaks og villaks ved å undersøke fiskens skjell, som gir et bilde av fiskens vekstbetingelser gjennom livet. Drivtelling innebærer at snorklere foretar en visuell inspeksjon av fisk i elven, teller opp og karakteriserer vill og rømt oppdrettet laks på basis av utseende og atferd. I mange av elvene som ble undersøkt ble mer enn én metode benyttet. Innsamlete data har vært gjennom en kvalitetssikringsprosess og blitt enkeltvis vurdert i henhold til en rekke kriterier for å få en total vurdering av dataenes representativitet. Innslaget av rømt oppdrettslaks for hver elv presenteres i rapporten fra overvåkingsprogrammet som prosentandelene registrert ved de ulike metodene, samt som en årsprosent

som beregnes fra andel oppdrettslaks i sportsfiske og/eller høstfiske/stamfiske. Årsprosenten tar hensyn til at sportsfisket sannsynligvis gir et for lavt, og høstfisket sannsynligvis et for høyt estimat av innslaget av rømt oppdrettslaks. Det ble i 2016 beregnet årsprosent for 122 elver, og det presenteres i rapporten fra overvåkingsprogrammet data fra drivtelling fra 124 elver.

Resultatene fra overvåkingsprogrammet er presentert på to nivåer. Hovedrapporten representerer en oppsummering av hovedresultatene, og viser hvilke metoder som er lagt til grunn (Anon. 2017). I tillegg er det publisert vedleggsdokumenter elektronisk som viser detaljerte resultater for hvert vassdrag. Disse vedleggsdokumentene er organisert fylkesvis og omfatter mer enn 500 sider til sammen ([https://www.hi.no/publikasjoner/andre\\_publicasjoner/romt\\_oppdrettslaks\\_i\\_vassdrag/nb-no](https://www.hi.no/publikasjoner/andre_publicasjoner/romt_oppdrettslaks_i_vassdrag/nb-no)).

## 5.1.2 Genetiske interaksjoner

Vi har data på tidligere innkryssning i mange elver (175+), der 2/3 deler av bestandene er plassert i kategoriene svake genetisk forandringer indikert til

store genetisk forandringer dokumentert (Diserud mfl. 2017). Dette viser at genetisk innkryssning forekommer i en stor del av elvene i Norge, også i vassdrag med

gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks på under 10 %, hvor risiko for genetisk påvirkning er antatt å være lav til moderat. En slik omfattende oversikt

foreligger ikke i andre land, og Norge fremstår dermed som et globalt kunnskapscenter på denne problemstillingen. Vi har i tillegg betydelig kunnskap om potensielle konsekvenser av innkrysning av rømt oppdrettslaks i ville laksebestander basert på grunnleggende evolusjonsteori, eksperimentelle forsøk som har vært utført i både felt og kar, samt resultater fra modellering. Kunnskapen om dette

er nylig sammenfattet i en ICES-rapport og i et oversiktsarbeid (ICES 2016; Glover mfl. 2017). I tillegg finnes det empiriske data som påviser forandringer i ville bestander, i alder og størrelse ved kjønnsmodning, som følge av innkrysning av rømt oppdrettslaks (Bolstad mfl. 2017).

Risikoen for at en rømt oppdrettslaks overlever fram til kjønnsmodning og

vandrer opp i elv er størst hvis fisken rømmer som smolt om sommeren, eller det samme året den blir kjønnsmoden. Risikoen er minst for smolt som rømmer om høsten, og umoden laks som ikke blir kjønnsmoden før tidligst neste år. Å redusere rømming ytterligere, og spesielt rømming fra kritiske tidspunkter, vil være av betydning for å redusere risikoen for genetisk påvirkning av de ville bestandene.

### 5.1.3 Forvaltningstiltak

Data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet og risikovurderingene kommer til anvendelse gjennom utfiskingsforskriften som Nærings- og fiskeridepartementet vedtok i 2015, der oppdrettsnæringens sammenslutning for utfisking av rømt oppdrettsfisk (OURO) er hjemlet.

Her er det fastsatt at det skal gjøres tiltak for å redusere mengde rømt oppdrettslaks i elver med mer enn 10 % innslag av oppdrettslaks, dokumentert gjennom overvåkingsprogrammet. I 2016 ble det gjennomført tiltak i 37 elver, og i 52 elver i 2017 ([www.utfisking.no](http://www.utfisking.no)). Det

gjennomføres således utfisking i flere elver enn de som er vurdert til å ha > 10 % innslag av rømt oppdrettslaks. I tillegg til utfiskingstiltak organisert gjennom OURO, organiserer også Fiskeridirektoratet uttaksfiske som avbøtende tiltak ved akutte rømmingsepisoder.

## 5.2

## RISIKOIDENTIFISERING OG USIKKERHET

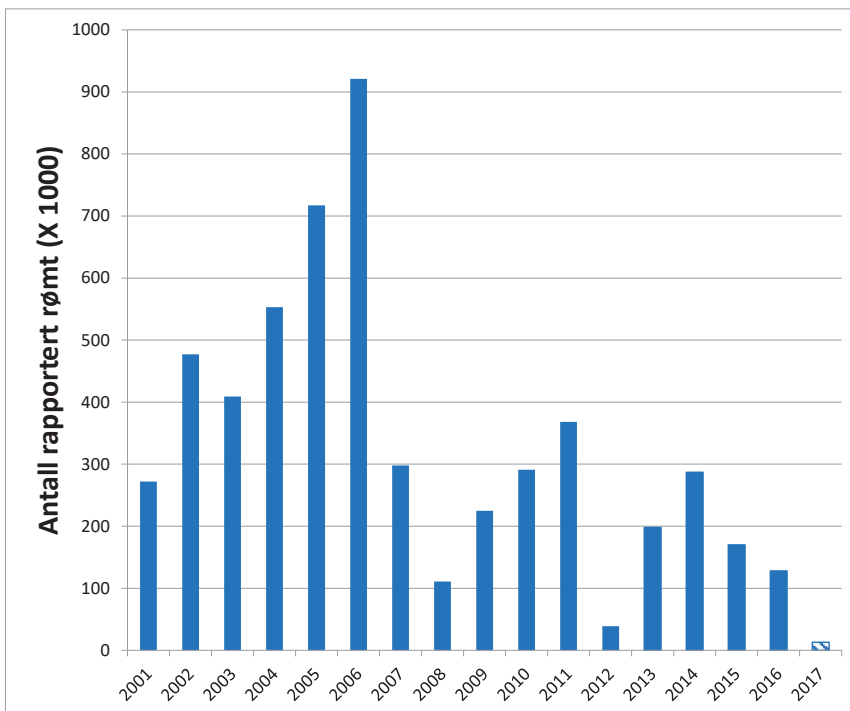
### 5.2.1 Rømming fra oppdrettsanlegg

De offisielle innrapporterte rømmingstallene for laks ([www.fiskeridir.no](http://www.fiskeridir.no)) viser at det siden 2001 årlig har rømt flere hundre

tusen oppdrettslaks de fleste år (figur 5.1). I 2017 var det kun rapportert 10 000 rømt fisk som det er det laveste nivået i

hele perioden. Det høyeste rapporterte tallet var i 2006 da 921 000 fisk rømte. Disse tallene er minimumsestimater og de faktiske rømmingstallene er sannsynligvis høyere enn det som rapporteres. Havforskningsinstituttets DNA-identifisering av urapportert rømt oppdrettslaks (Glover 2010; Zhang mfl. 2013), og en større studie med utsetting av merket laks og modellering viste at de faktiske rømmingstallene for perioden 2005-2011 sannsynligvis var 2-4 ganger høyere enn den offisielle statistikken (Skilbrei mfl. 2015a). Det er ikke gjort tilsvarende studier for seinere år.

Det er foreslått at <4 %, 4-10 %, og >10 % innslag av rømt oppdrettslaks (regnet som årsprosent) representerer grensene for når risikoen for genetisk påvirkning på ville bestander er lav, moderat eller høy (Taranger mfl. 2013). Disse grenseverdiene har også blitt vektlagt i Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk (2015), og utføring av pålagte oppgaver fra forskriften ble satt i verk av OURO (Oppdrettsnæringens sammenslutning for utfisking av rømt oppdrettsfisk) i 2016 (<http://utfisking.no/>). Fra analysen av statistisk usikkerhet framkommer det at det er vanskelig å plassere en enkelt elv i disse tre kategoriene med høy grad av statistisk sikkerhet (figur 5.2 og 5.3) (Anon. 2017).



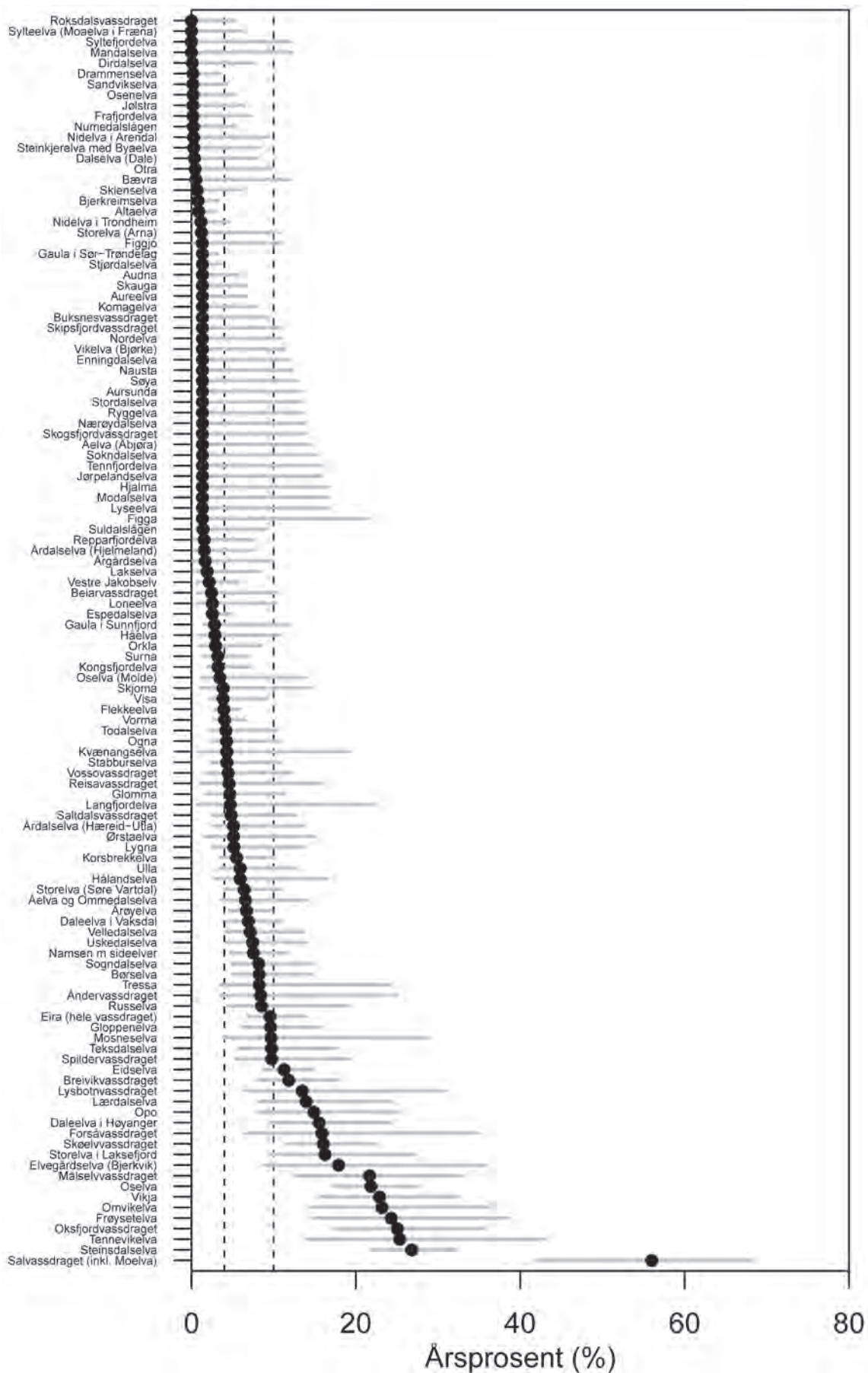
Figur 5.1

Antall rømt laks rapportert årlig til Fiskeridirektoratet i perioden 2001-2017 (per 15.12.17). Foreløpige tall for 2017.

Figure 5.1

Number of escaped farmed salmon reported by fish farmers to the Norwegian Directorate of Fisheries for the period 2001-2017 (per 15.12.17). Preliminary estimate for 2017.



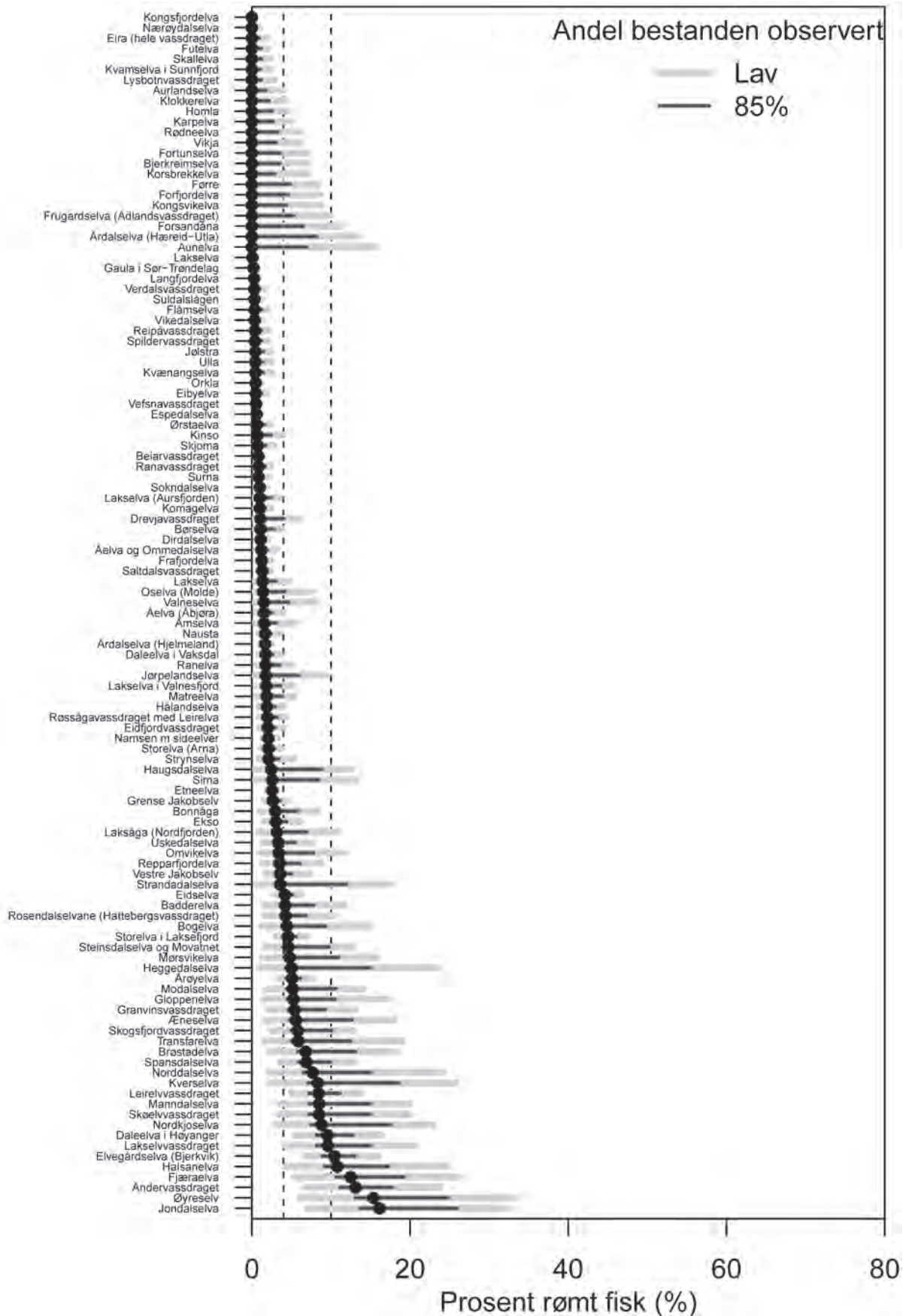


Figur 5.2

Beregnet årsprosent for innslag av rømt oppdrettslaks med 95 % konfidensintervall for elvene med sportsfiske- og/eller høstfiskedata i det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettslaks i vassdrag. Stiplede linjer viser innslag på 4 % og 10 %, som er grensene for lav, moderat og høy risiko for genetisk påvirkning (Taranger mfl. 2013). Fra Anon. (2017).

Figure 5.2.

Estimated annual incidence (%) of escaped farmed salmon with 95% confidence intervals for summer angling and autumn-angling sampling in the national monitoring program for escaped farmed salmon. Dotted lines represent 4% and 10%, representing the limits of low, moderate and high risk of genetic impact from escapees (Taranger et al., 2013). From Anon. (2017).



**Figur 5.3.**

Innslag av rømt oppdrettslaks med beregnet 95% konfidensintervall for elvene med drivtelling i det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettslaks i vassdrag. Konfidensintervallet er først beregnet ut fra en situasjon der det tas en tilfeldig prøve fra en betydelig større bestand (lav), og så etter at det er antatt at 85% av bestanden er blitt drivtelt (85%). Stiplede linjer viser innslag på 4% og 10%, som er grensene for lav, moderat og høy risiko for genetisk påvirkning (Taranger mfl. 2013). Fra Anon. (2017).

**Figure 5.3.**

Percentage of escaped farmed salmon with calculated 95% confidence intervals for rivers including snorkeling surveys in the national monitoring program for escaped farmed salmon. Confidence intervals were first calculated from a random sample from a significantly larger population (low), and then after 85% of the stock is assumed counted (85%). Dashed line shows 10% which is the limit for high risk of genetic impact (Taranger et al. 2013). From Anon. (2017).

### 5.2.2 Kilder til usikkerhet i dataene

Ulike kilder til usikkerhet i dataene fra overvåkingsprogrammet blir diskutert i rapporten (Anon. 2017). De ulike metodene som har blitt benyttet i de forskjellige elvene har sine styrker og svakheter, både i forhold til prøvestørrelsene og sikker identifikasjon av rømt oppdrettslaks. At innslaget av rømt oppdrettslaks i vassdragene kan endre seg i løpet av sesongen og at rømt oppdrettslaks til dels har en annen atferd enn villaks, gjør det krevende både å innhente gode data og å sammenligne data innhentet med de ulike metodene. Ved utregning av et estimat for prosentvis andel oppdrettslaks i elven, kommer det i tillegg en statistisk usikkerhet (vist som 95 % konfidensintervall) på

anslaget som avhenger av prøvestørrelsen og innslaget av rømt oppdrettslaks. Figur 5.2 viser statistisk usikkerhet i beregnet årsprosent for elvene i overvåkingsprogrammet. Usikkerheten rundt estimatene er generelt så stor at mange observasjoner ikke kan plasseres under eller over 10 % innslag av rømt laks med rimelig grad av sikkerhet. Det må imidlertid presiseres at i totalvurderingen av om en elv ligger over eller under 10 %, tas det også hensyn til annen informasjon fra vassdragene som antas å kunne ha påvirket de målte innslagene, som for eksempel representativiteten til prøvene og uttaksfiske etter rømt oppdrettslaks. I mange av elvene med årsprosent er det i tillegg data

fra drivtelling som også har betydning for vurderingene. I rapporten er det også vist 95 % konfidensintervall for de andre metodene, eksempelvis for drivtelling (figur 5.3). For denne metoden blir konfidensintervallene på estimatet for innslaget av rømt oppdrettslaks lavere av at antallet fisk som observeres er langt høyere enn ved fangst (Anon. 2017). Drivtelling er basert på visuell identifikasjon av den rømte oppdrettslaksen som må antas å være mer usikker enn lesing av skjellene av fanget fisk. Det er viktig å påpeke at usikkerheten knyttet til «identifiseringsusikkerhet» ikke er tatt hensyn til ved beregning av konfidensintervall for drivtelling i figur 5.3.

## 5.3

### RISIKOANALYSE

#### 5.3.1 Konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks

Konsekvensen av at oppdrettsfisken rømmer og gyter sammen med villfisk, kan være at det oppstår en genetisk endring i den ville populasjonen av laks. Gjennom flere internasjonale arbeid er det godt dokumentert at rømt oppdrettslaks kan gyte og etterlate seg avkom i naturen (f.eks. Sægrov mfl. 1997; Clifford mfl. 1998a; Crozier 2000; Glover mfl. 2013; Karlsson mfl. 2016). Det er også dokumentert at innkryssing av rømt oppdrettslaks reduserer den genetiske variasjonen som finnes naturlig mellom bestandene (Skaala mfl. 2006; Glover mfl. 2013).

Det er mange biologiske faktorer (bestandsstørrelse, tetthet, livshistoriekaraktistikk og timing av kritiske hendelser som gyting) og fysiske faktorer (elvegredient og lengde, temperaturforhold, substrat, vandringshinder) som, i tillegg

til forekomst av rømt oppdrettslaks, vil påvirke graden av genetisk innkryssing og konsekvensene for den ville bestanden. Pågående eksperimentelt arbeid, blant annet i QuantEscapeII (NFR-prosjekt 2016-2019) har som mål å identifisere og kvantifisere de viktigste av disse faktorene slik at vi på sikt får en bedre forståelse for risikofaktorer knyttet til sannsynligheten for genetisk innkryssing. Disse vil forhåpentligvis foreligge i løpet av 2018, og bidra til å øke kunnskapsgrunnlaget for risiko for innkryssing i tid og rom, samt vurdering av konsekvenser av genetisk innkryssing. Noen faktorer har allerede vært undersøkt i forbindelse med 5-årsevalueringen av ordningen med nasjonale laksevassdrag, og -fjorder, hvor en bl.a. har sett på hvilke typer elver som tiltrekker seg rømt fisk (Fiske mfl. 2013). Forfatterne har vist at økt vannføring, større

laksebestand og økt oppdrettsintensitet i regionen, øker antallet rømt oppdrettslaks i elven. Andelen rømt oppdrettslaks øker også med økt vannføring og oppdrettsintensitet i regionen, men avtar med økende bestandsstørrelse av villaks. At antall/andel rømt laks i et vassdrag har en sammenheng med nærhet til og omfanget av oppdrett i nærheten sammenfaller med tidligere analyser (Fiske mfl. 2006). Høy vannføring (og stor laksebestand) ansees å være viktig fordi det tiltrekker rømt oppdrettslaks. Det arbeides videre med disse analysene til 10-årsevalueringen av ordningen med nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder.

Resultatene fra det videre arbeidet vil fortløpende inkluderes i fremtidige risikoreporter.

#### 5.3.2 Sannsynlighet for genetisk påvirkning

For 2016 omfattet det nasjonale overvåkingsprogrammet 196 vassdrag. På grunn av de statistiske utfordringene (store konfidensintervall) med å klassifisere hver elv i < 4, 4–10 og > 10 %-kategoriene, og for å kunne integrere data fra drivtelling og andre kilder, bestemte overvåkingsprogrammet å forenkle klassifiseringen av elvene i følgende tre kategorier i henhold til sannsynlighet for genetisk påvirkning ut i fra andel rømt laks observert i elvene i det aktuelle året (alle aktuelle tall er også presentert):

**Lavt til moderat sannsynlighet:** Innslag av rømt oppdrettslaks i vassdraget vurderes til å være under 10 %.

**Middels sannsynlighet:** Det er ikke grunnlag for å konkludere om innslag av rømt oppdrettslaks er noe opp mot eller noe over 10 %.

**Høy sannsynlighet:** Innslag av rømt oppdrettslaks i vassdraget vurderes til å være over 10 %.

Klassifiseringene for å forenkle presentasjonen av dataene, bygger på en samlet vurdering av alle datakildene for de respektive elvene (Anon. 2017). For hver elv har dataomfang og datakvalitet blitt vurdert. I noen tilfeller er beregninger basert på andre overvåkingsmetoder, for eksempel Etneelven i Hordaland der det ble brukt en fiskefelle som ansees å gi svært robuste data.

I de fleste elvene er det relativt entydig om elven bør plasseres i gruppene som har under eller over 10 % innslag av rømt



oppdrettslaks. De ulike metodene gir vanligvis resultater som samsvarer godt. Når årsprosent eller andre estimater ligger opp mot eller noe over 10 %, har prosjektgruppen for overvåkingsprogrammet kommet til at det er hensiktsmessig å plassere disse

i en egen gruppe (middels). Det er viktig å merke seg at denne måten å klassifisere elvene på ikke er ment som en erstatning for systemet foreslått i brev av 23.11.2012 fra NINA og Havforskningsinstituttet til fiskeri- og miljømyndighetene på direkte

forespørsel fra dem (Taranger mfl. 2013), eller som eneste grunnlag for tiltak basert på Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk (2015).

## 5.4

## RISIKOEVALUERING

### 5.4.1 Risiko for genetisk påvirkning

Resultater fra overvåkingsprogrammet for 2016 viste at det er høy risiko for genetisk påvirkning i 24 elver (innslaget av rømt oppdrettslaks var over 10 %) og moderat eller lav risiko i 154 elver (innslag under 10 %). I de resterende 18 elvene var ikke presisjonen i dataene god nok til å avgjøre om innslaget var noe under eller noe over 10 %. Det er derfor ikke mulig å fastslå om det er moderat eller høy sannsynlighet for genetisk påvirkning og risikoen er derfor usikker. Full beskrivelse av resultatene for 2016 finnes i delkapittel «5.6 Utvidet beskrivelse av innslag av rømt oppdrettslaks 2016».

I de årlige risikovurderingene vurderes sannsynlighet for genetisk påvirkning ut i fra andel rømt laks observert i elvene i det aktuelle året. Vi har hittil ikke tatt hensyn til elvekarakteristikk, bestandens tilstand og evt. sårbarhet, nærhet til oppdrettsaktivitet, forekomst av rømt oppdrettslaks i de foregående årene, og ikke minst, den beregnede genetiske innkryssningen av rømt oppdrettslaks som følge av rømming i det siste 20 til 40 år. Disse og andre ukjente faktorer vil kunne være av betydning for bestandens «tålegrense» for genetisk innkryssning, og noen av faktorene vil kunne ha en akkumulerende effekt over tid.

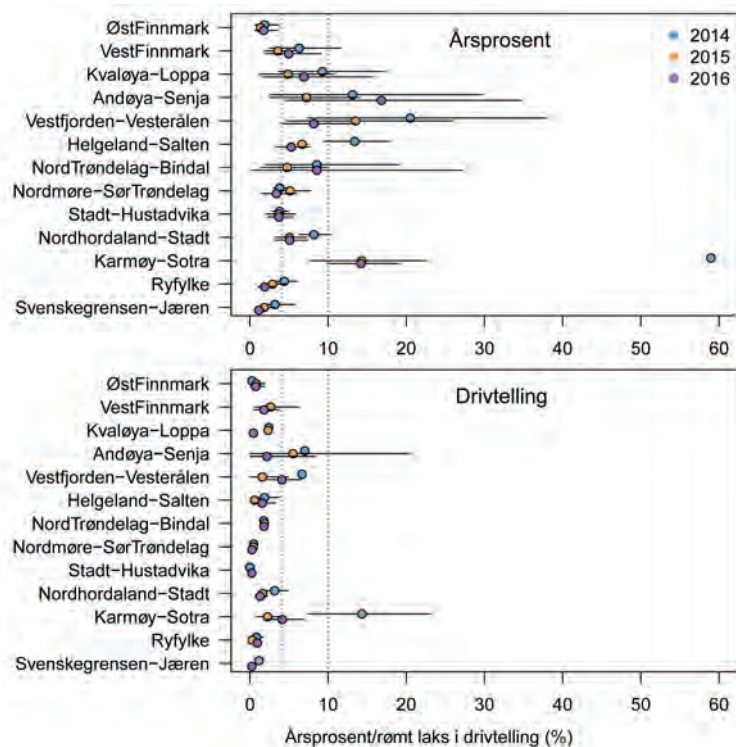
NINA og Havforskningsinstituttet har i samarbeid produsert et omfattende sett med estimater for tidligere genetisk innkryssning av rømt oppdrettslaks i 175 bestander (Diserud mfl. 2017), som representerer nær 85 % av villaksressursene i Norge (beregnet som andel av det totale gytebestandsmålet). Disse resultatene, sammen med innslag av rømt oppdrettslaks (fra det nasjonale overvåkingsprogrammet) for de tre siste årene er vist i tabell 5.1 og figur 5.4. I tabellen finner man vassdrag som viser fire «ytterpunkter», og alle mulige varianter i mellom:

- Vassdrag som ikke har påvist historisk innkryssning og som har lavt til moderat (under 10 %) innslag av rømt oppdrettslaks i 2014-2016 (f. eks. Oгна og Bjerkreim = relativt upåvirkete vassdrag)

**Figur 5.4.**

Beregnet gjennomsnittlig årsprosent og andel rømt laks % i drivtelling med 95 % konfidensintervall for årene 2014-2016 pr produksjonsområde, basert på data fra tabell 5.1.

- Vassdrag som ikke har påvist historisk innkryssning, men som har middels til høy (rundt eller over 10 %) innslag av rømt oppdrettslaks i 2014-2016 (f. eks. Halsan (kun data fra 2016) og Eidselva = relativt upåvirkete vassdrag fra før, men ut fra årsprosent 2014-2016 er det risiko for genetisk endring)
- Vassdrag som har hatt påvist innkryssning historisk, men som har lavt til middels (rundt eller under 10 %) innslag av rømt oppdrettslaks i 2014-2016 (f. eks. Ørsta-elva og Ekso = vassdrag påvirket fra før, men det er sannsynlig at den beregnede genetiske innkryssningen etter hvert vil avta)



**Figure 5.4.**

Estimated average incidence and estimated escaped salmon % from snorkeling surveys with 95 % confidence intervals for 2014-2016 per production area, based on data from table 5.1.

- Vassdrag som har hatt påvist innkryssning historisk, og som har middels til høy (rundt eller over 10%) innslag av rømt oppdrettslaks i 2014-2016 (f. eks. Vikja og Granvin (ikke data fra 2014) = vassdrag påvirket fra før og høy risiko for videre genetisk påvirkning)

Når vi har tilstrekkelig data vil vi vurdere å inkludere genetisk status, sammen med andre biologiske (f.eks. bestandsstørrelse) og ikke biologiske (f.eks. elvekarakteristikk) faktorer, som del av grunnlaget når vi vurderer sannsynlighet for genetisk påvirkning per vassdrag. Dette har vi ikke gjort i år, men det vil bli gjenstand for forskning og vektlagt i fremtidige risikovurderinger.

Tabell 5.1

Status for genetisk integritet i 175 vassdrag i Norge (data fra Diserud mfl. 2017) med tilhørende produksjonsområde (produksjonsområdeforskriften 2017) og forekomst av rømt oppdrettslaks i 2014-2016 basert på den forenklete klassifiseringen fra overvåkingsprogrammet og tilhørende estimater for årsprosent basert på sportsfiske/høstundersøkelser og drivtelling, og elver med utfiskingstiltak (OURO og andre tiltak) (data fra Anon. 2017). Fargekodene er forklart på slutten av tabellen.

Table 5.1

Status of genetic integrity in 175 salmon populations in Norway (data from Diserud et al., 2017) with associated production area (production area regulation 2017) and incidence of escaped farmed salmon in 2014-2016 based on the simplified classification from the monitoring program and associated estimates for incidence of farmed salmon based on sport fishing/harvest surveys and snorkling surveys, and rivers with active measures to remove escaped salmon (OURO and other measures) (data from Anon. 2017). The color codes are explained at the end of the table.

Vassdrag		Prod. omr.	Genetisk status		Overvåkingsprogram 2014		Overvåkingsprogram 2015		Overvåkingsprogram 2016		Utfiskingstiltak 2016
Elv	Vdr.no		Periode	Kategori og % innkr.	sport. høst.	drivtel.	sport. høst.	drivtel.	sport. høst.	drivtel.	Utfiskingstiltak 2016
Enning	001.1Z	1	2012-14	0,0	1,3		1,3		1,3		
Tista	001.Z	1	2014-16	22,6			4,9				
Glomma	002.Z	1	2011-16	0,0	20,0		19,6		4,7		OURO
Lysaker	007.Z	1	2014-15	0,0							
Sandvik	008.Z	1	2015-16	0,0			0,2		0,2		
Lier	011.Z	1	2015-16	0,0							
Drammen	012.Z	1	2014-16	0,0	0,2		0,2		0,2		
Numedal	015.Z	1	2012-16	3,6	6,0		2,6		0,2		
Skien	016.Z	1	2012-16	5,5	2,7		1,7		0,7		
NidelvaAA	019.Z	1	2014-15	0,0	13,7		3,0		0,3		
Tovdal	020.Z	1	2008	0,0							
Otra	021.Z	1	2014	2,4	0,4		0,2		0,4		
Søgne	022.1Z	1	2008-09	0,0							
Mandal	022.Z	1	2008	0,0			1,6		0,0		
Audna	023.Z	1	2007	1,3			1,3		1,3		
Lygna	024.Z	1	2015	2,8			1,3		5,2		
Kvina	025.Z	1	2015	13,0							
Sokna	026.4Z	1	2011-14	7,1		1,2			1,3	1,0	
Ogna	027.6Z	1	2008	0,0	3,8		1,3		4,3		
Bjerkreim	027.Z	1	2014-16	0,0	0,8		1,5		0,8	0,0	
Håelva	028.3Z	1	2014-16	4,1	0,2		0,2		2,9		
Figgjo	028.Z	2	2014-16	1,4	4,0	0,0	0,8		1,3		
Dirdal	030.2Z	2	2015-16	0,0	7,4	3,3	3,1	0,9	0,1	1,1	Annet uttak
Espedal	030.4Z	2	2014-15	0,0	1,3	0,8	3,9	0,2	2,6	0,6	
Frafj	030.Z	2	2014-15	3,4	1,3	0,8	0,0	0,4	0,2	1,3	
Lyseelva	031.Z	2	2012-15	0,0	7,4		1,3		1,3		
Jørpeland	032.Z	2	2011-15	10,2		0,0	9,7	0,0	1,3	1,8	Annet uttak
Årdal	033.Z	2	2011-16	1,4	6,6	0,6	2,6	0,4	1,6	1,7	Annet uttak
Vorma	035.3Z	2	2008-11	7,8	3,6	0,0	6,6	0,0	4,0		
Håland	035.7Z	2	2015	1,9		3,2	1,3	1,2	5,9	1,9	Annet uttak
Ulla	035.Z	2	2011-15	0,0		1,8	5,2	1,1	5,9	0,4	
Suldal	036.Z	2	2011-16	0,0	3,2	0,5	4,8		1,4	0,3	OURO
Saudavassdr.	037.Z	2	2014-16	26,1							
Vikedal	038.Z	2	2012-14	4,1	7,9	3,2	2,8	0,0		0,4	Annet uttak
Etne	041.Z	3	2011-16	13,8		4,3		0,8		2,6	OURO
Ådland	044.3Z	4	2015-16	20,2						0,0	Annet uttak
Uskedal	045.2Z	3	2015	12,4		9,2	7,6	2,3	7,4	3,3	Annet uttak
Rosendal	045.4Z	3	2015-16	17,5		31,1	24,3	0,9		4,3	OURO
Jondal	047.2Z	3	2015-16	29,7		43,5	12,4			16,1	OURO

Opo	048.Z	3	2015-16	9,4					14,9		Annet uttak
Kinso	050.1Z	3	2015-16	14,1		14,3		3,2		0,7	OURO
Eio	050.Z	3	2011-16	0,0		5,3		2,1		2,0	Annet uttak
Granvin	052.1Z	3	2011	44,4				7,3		5,4	OURO
Steinsdal	052.7Z	3	2015-16	12,4		15,4	3,2	7,1		4,6	OURO
Oselva	055.7Z	3	2011	5,0	59,0	6,3	32,4	0,0	21,8		OURO
Lone	060.4Z	4	2012-16	2,2	0,5	2,9	0,0		2,5		
Arna	061.2Z	4	2014-16	7,6	3,2	2,2	1,5	1,9	1,2	2,1	Annet uttak
DaleHrd	061.Z	4	2014-16	38,3	8,8	4,3	7,5	2,8	6,9	1,8	OURO
Vosso	062.Z	4	2011-16	15,2	1,4		4,2		4,5		
Ekso	063.Z	4	2009-11	54,1		2,6		3,0		3,0	Annet uttak
Frøyset	067.6Z	4	2011-15	5,2			1,3		24,3		
Vikja	070.Z	4	2013-16	15,3	12,8	6,7	11,6		22,9	0,0	OURO
Nærøydal	071.Z	4	2011-14	4,9	7,7	0,5		0,6	1,3	0,0	
Flåmselva	072.2Z	4	2015-16	11,6		2,9		0,5		0,4	
Aurland	072.Z	4	2015	12,3		2,2		2,0		0,0	
Lærdal	073.Z	4	2014-16	5,3			1,3		14,0		
Mørkrids	075.4Z	4	2006-08	8,5							
Fortun	075.Z	4	2014-16	9,2				0,0		0,0	
Sogndalselva	077.3Z	4	2014-15	9,8	6,6		3,4		8,2		
Årøyelva	077.Z	4	2011-16	14,2	7,0	0,3	4,8	1,8	6,7	5,1	OURO
DaleHøy	079.Z	4	2012-16	15,0	13,3		28,0	2,6	15,5	9,6	OURO
Dalselva	082.5Z	4	2013	0,0	8,1		1,4		0,4		
Flekk.Guddal	082.Z	4	2011-16	0,0	12,2		3,9		3,9		
GaulaSF	083.Z	4	2012-16	0,0	16,8		12,6		2,8		OURO
Nausta	084.7Z	4	2012-16	5,8	5,7		1,3	2,6	1,3	1,7	Annet uttak
Jølstra	084.Z	4	2013-16	18,1		15,5		5,0	0,2	0,4	OURO
Osenelva	085.Z	4	2009-10	0,0	2,1	3,2	2,3	0,7	0,2		Annet uttak
Hyen	086.8Z	4	2014-16	0,6			14,3				
Åelva	086.Z	4	2009	0,0		1,5			6,6	1,2	
Ryggelva	087.1Z	4	2011-13	0,0			1,3		1,3		
Gloppen	087.Z	4	2008-11	13,0	13,8		14,7		9,6	5,3	OURO
Olden	088.1Z	4	2007-08	10,6	21,4						
Loen	088.2Z	4	2012-15	5,1	9,8						
Stryn	088.Z	4	2011-13	10,7		0,0		1,4		2,1	
Hjalma	089.4Z	4	2010-12	0,0					1,3		
Eidselva	089.Z	4	2011	0,0	13,2	21,1	9,1	2,0	11,3	4,2	OURO
Ervik	091.3Z	4	2014	0,0		1,0					
Åheim	092.Z	5	2015	2,4			1,3				
Myklebust	093.2Z	5	2014-16	0,9							
Øyraelva	094.6Z	5	2014-16	0,1							
Storelva MR	095.3Z	5	2014-15	7,5	5,1	0,0	1,3		6,4		
Ørstaelva	095.Z	5	2014-16	16,2	2,4		12,7		5,1	0,6	OURO
Bondal	097.1Z	5	2014-16	14,0	1,3		1,3				
Vikelva	097.2Z	5	2015	1,7					1,3		
Aure	097.72Z	5	2014-16	1,5	5,2	0,0	1,3		1,3		
Fetvdr	097.7Z	5	2014-16	8,0	5,4		8,2		7,1		
Stranda	098.3Z	5	2014-16	9,5							
Korsbrekk	098.6Z	5	2014-15	7,3	9,0		1,3		5,5	0,0	
Tennfj	101.6Z	5	2015	0,0			1,3		1,3		



Tressa	102.6Z	5	2012-13	2,0			3,8		8,2		
Måna	103.1Z	5	2012-13	10,7							
Visa	104.2Z	5	2015	5,5			3,7		3,9		
Eira	104.Z	5	2011-16	13,3	3,8		7,8		9,6	0,0	
OselvaMR	105.Z	5	2012	0,0	3,0		15,6		3,5	1,4	OURO
Sylte	107.3Z	5	2012-15	1,9	1,6		0,8		0,0		
Driva	109.Z	6	2012-14	0,0					16,9		
Søya	111.7Z	6	2012	2,2					1,3		
Toåa	111.Z	6	2012-16	16,7			1,3		4,2		
Bævra	112.3Z	6	2011-16	14,0			8,0		0,5		
Surna	112.Z	6	2011-16	2,6	4,9		6,3		3,2	0,8	OURO
Orkla	121.Z	6	2012-13	0,0	2,8	0,4	5,0	0,6	3,0	0,5	
Børselva	122.1Z	6	2015-16	7,1							
Vigda	122.2Z	6	2009-10	0,6							
GaulaST	122.Z	6	2012-16	0,7	2,6	0,6	1,2	0,3	1,3	0,2	
Homla	123.4Z	6	2011-12	0,0				0,0		0,0	
Nidelva ST	123.Z	6	2014-15	8,4	4,3		0,8		1,2		
Stjørdal	124.Z	6	2014-16	1,2	3,5		3,4		1,3		
Verdal	127.Z	6	2008	0,2			1,3			0,3	
Byaelva	128.Z	6	2016	1,4					0,3		
Skauga	132.Z	6	2014	3,8	1,3		4,6	1,9	1,3		
NordelvaBj	133.3Z	6	2013-15	16,9					1,3		
Teksdal	134.Z	6	2015	17,1	5,7		24,5		9,7		OURO
StordalÅfj	135.Z	6	2011-15	5,5			9,5		1,3		
Steinsdal	137.2Z	6	2014-15	2,5	6,9		9,7		26,8		OURO
Aursunda	138.5Z	7	2011	0,0			1,3		1,3		
Bogna	138.6Z	7	2011-12	3,2							
Årgård	138.Z	7	2012-15	0,0	0,5		1,0		1,7		
Namsen	139.Z	7	2012-16	0,3	6,8		8,5		7,5	2,1	OURO
Salsvt	140.Z	7	2013-15	9,4	26,5		14,9		56,0		OURO
Åelva	144.Z	7	2014-15	6,8	9,5	1,8	3,7	1,9	1,3	1,5	
Langfj	148.312Z	8	2010	0,0							
Hestdal	149.61Z	8	2008-11	0,0							
Halsan	149.6Z	8	2008-11	0,0						10,8	Annet uttak
Vefsna	151.Z	8	2013-14	7,8						0,5	Annet uttak
Fusta	152.Z	8	2013	26,9							OURO
Røssåga	155.Z	8	2011	28,5						2,0	
Gjerval	159.21Z	8	2010	0,0							
Spilder	160.41Z	8	2014-2015	4,4		4,6		0,9	9,8	0,4	
Reipåga	160.43Z	8	2011-14	5,8		0,0		0,4		0,4	
Beiar	161.Z	8	2012-16	16,4	18,8	4,3	7,5	0,8	2,5	0,8	OURO
Saltdal	163.Z	8	2012	4,8	8,8	1,5	5,9	0,3	4,8	1,3	
Bonnåga	167.3Z	9	2010	0,0				0,0		3,0	
Mørsvik	168.5Z	9	2010	10,0							
Hopvsdr	168.6Z	9	2015	4,4			12,8				
Varpa	170.5Z	9	2008-09	0,0			5,7				
Forsåga	172.Z	9	2012	1,4	20,1				15,9		
Skjoma	173.Z	9	2016	13,0					3,9	0,8	Annet uttak
Elvegård	174.5Z	9	2011-12	16,2	54,3	6,7	49,8	6,3	17,9	10,5	OURO
Tårstadvsd	175.4Z	9	2013-15	0,0							

Heggedal	177.7Z	9	2010	32,8						5,0	
StorelvaNrd	178.74Z	10	2010	0,1							
Buksnes	178.7Z	9	2015	0,0	1,3				1,3		
Alsvåg	185.1Z	9	2014-15	0,0			1,3				
Oshaug	185.44Z	9	2010	0,0							
Holmstad	185.4Z	9	2010	14,7							
Roksdal	186.2Z	10	2012-15	0,0	0,0		0,2		0,0		
Åseelva	186.22Z	10	2015-16	0,0							
Salang	191.Z	10	2013-16	13,1	39,5			20,8	55,6		
Målselv	196.Z	10	2011-15	6,3	7,8		15,2		21,7		OURO
Skipsfj	202.11Z	11	2012-15	5,3	1,3		1,3		1,3		
Skibotn	205.Z	11	2011-16	34,0							
Signalidal	204.Z	11	2013-16	41,4							
Laukhelle	194.Z	10	2012-13	4,2							
Lysbotn	194.3Z	10	2015	9,0		6,9	7,4		13,5	0,0	
Skøelv	193.Z	10	2015	11,3	24,8	7,1	12,9	0,0	16,0	8,5	OURO
Oksfj	208.4Z	11	2014	38,9	17,0		13,6		25,1		OURO
Børselva	225.Z	12	2011	0,1	12,6			1,5	8,2	1,1	
Reisa	208.Z	11	2012-13	0,6	7,3		3,0		4,6		
Kvænangen	209.Z	11	2012-14	0,9	16,9	2,4		2,3	4,3	0,5	
Alta	212.Z	12	2012-14	1,8	6,5		2,2		0,9		
Repparfjord	213.Z	12	2012-13	0,6	7,9		2,9	5,6	1,6	3,5	
Russelva	218.Z	12	2014-16	11,6					8,5		
Stabbur	223.Z	12	2012-13	1,1	1,3		1,3		4,3		
Lakselv	224.Z	12	2012	4,6	0,2		4,1	0,0	1,9	0,1	
Veidnes	227.6Z	12	2014	15,3	6,5						
StorelvaLeb	228.Z	12	2015	21,7	18,8		9,3	8,2	16,2	4,6	OURO
SandfjordGMV	231.7Z	13	2009-12	1,8			1,3				
Risfjord	231.8Z	13	2011	5,8							
Langfj	233.Z	13	2012-2013	0,1	1,0		1,8		4,7	0,3	
Tana	234.Z	13	2005-10	0,0							
Kongsfjord	236.Z	13	2014-15	2,6	1,3	0,3	1,3	0,1	3,3	0,0	
VesterOrdo	237.Z	13	2015	3,3	0,1		0,3		0,0		
Komag	239.Z	13	2006-12	6,0	3,1		1,3	0,7	1,3	1,0	
VJE	240.Z	13	2012-13	3,9	6,4		2,8	2,7	2,2	3,6	
Neiden	244.Z	13	2011-14	1,8							

### Forklaring til fargekoder

#### KATEGORIENE FOR GENETISK STATUS (FRA DISERUD MFL. 2017)

- **Tilstand svært god eller god:** Ingen genetisk endringer observert
- **Tilstand moderat:** Svake genetisk endringer indikerte
- **Tilstand dårlig:** Moderat genetisk endringer er påvist
- **Tilstand svært dårlig:** Store genetisk endringer er påvist

#### KATEGORIENE FOR FOREKOMST AV RØMT LAKS (BESTEMT AV OVERVÅKNINGSPROGRAMMET - ANON. 2016A, 2017)

- **Lavt til moderat innslag:** Innslag av rømt oppdrettslaks i vassdraget vurderes til å være under 10 %
- **Middels innslag:** Det er ikke grunnlag for å konkludere om innslag av rømt oppdrettslaks er under eller over 10 %.
- **Høyt innslag:** Innslag av rømt oppdrettslaks i vassdraget vurderes til å være over 10 %

### 5.4.2 Risikotrend

Det er et stort arbeid på gang, bl.a. gjennom NFR-prosjektet QuantEscapeII (2016-2019) for å identifisere påvirkningsfaktorer og sammenhenger mellom innslag av rømt fisk og genetisk påvirkning. Her har vi gjennomført en forenklet analyse for å finne ut om faktorer som tidligere årsprosent (2014-2015), tidligere innkryssing og produksjonsområde kan forklare observert innslag av rømt laks i 2016. Innledningsvis vurderte vi også fangstdata som et estimat for bestandsstørrelse, men dette gav ikke signifikante utslag. Produksjonsområde var ikke en signifikant forklaringsvariabel i modellen til tross for observert variasjon mellom områdene (figur 5.4). Dette kan skyldes at tidligere årsprosent ikke er uavhengig av produksjonsområdet (generelt lav i noen områder og generelt høy i andre områder), og dermed blir beholdt i modellen som en bedre forklaringsvariabel.

Alle andeler (årsprosent og innkryssing) er angular-transformert i følgende lineære modell som vi sto igjen med når ikke-signifikante faktorer var tatt ut:

årsprosent 2016 ~ innkryssing + årsprosent 2014&2015 (modellert i R)

Denne modellen kan forklare 56 % av variasjonen i årsprosent i 2016. Tidligere innkryssing og gjennomsnittlig årsprosent i 2014-2015 har positive effekter; den siste effekten er sterkest og forklarer 30 % av variasjonen, mot 26 % for innkryssing. Det vil si at elver som hadde høy årsprosent i 2014-2015 også har høy årsprosent i 2016, og at elver med høy historisk innkryssing har forholdsvis høy årsprosent i 2016 (figur 5.5a).

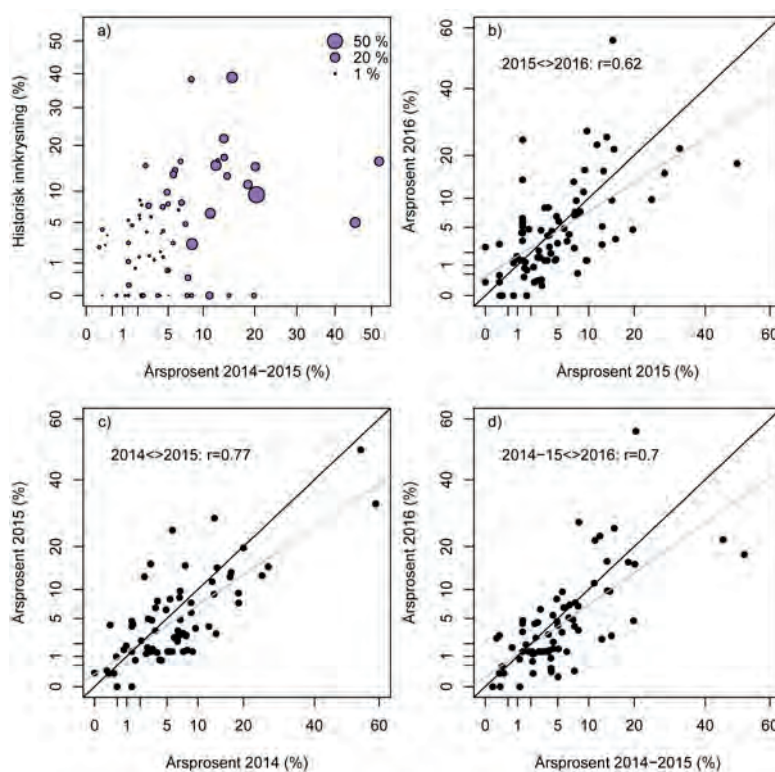
Tilsvarende modell der årsprosent i 2016 er erstattet med prosent rømt oppdrettslaks i drivtellingene, har kun årsprosent i 2014-2015 som signifikant forklaringsvariabel. Modellen klarer likevel å forklare 48 % av variasjonen i andel rømt oppdrettslaks i drivtelling i 2016.

Som konklusjon viser analysen at elver som tidligere har vist høy andel rømt

oppdrettslaks har høy risiko for videre eksponering. Dette er tydelig hvis man sammenlikner årsprosent fra år til år (figur 5.5, b-d). Med de forklaringsvariablene vi har brukt, kan vi ikke gi en mer detaljert forklaring av hvordan risiko er korrelert over tid. Mulige forklaringer som kunne vurderes med mer data, er elvemorfologi (vannføring, barrierer som hindrer innvandring av rømt laks men ikke villaks osv), elvens posisjon i forhold til anlegg,

og bestandens størrelse (selv om fangst ga ikke signifikant effekt i kombinasjon med andre forklaringsvariabler). Analysene vil bli utvidet når slike data er tilgjengelig.

Figur 5.5b-d viser at det er flere elver med lavere årsprosent i 2016, sammenlignet med 2014/2015, enn omvendt. En slik trend har en også rapportert i overvåkingsprogrammet (Anon. 2017).



**Figur 5.5.**

a) Gjennomsnittlig årsprosent i 2014-2015 mot tidligere innkryssing, satt i sammenheng med observert årsprosent 2016 (illustrert med sirkler, hvor arealet er proporsjonalt til årsprosent observert i 2016). b-d) Sammenheng mellom årsprosent målt i påfølgende år og i 2016 mot gjennomsnittet i to tidligere år. Merk at alle aksene er ikke-lineære. Svart linje viser diagonalen mens grå linje viser trend (regresjonslinjen).

**Figure 5.5.**

a) Incidence of farmed salmon in 2014-2015 plotted against previous introgression, in conjunction with incidence of farmed salmon in 2016 (illustrated with circles, where the area is proportional to incidence of farmed salmon observed in 2016). b-d) Correlation between incidence of farmed salmon estimated in subsequent years and in 2016 against the average in two previous years. Note that all the axes are non-linear. Black line shows the diagonal while gray line shows the trend (regression line).

### 5.4.3 Konklusjoner, tiltak og videre arbeid

Basert på dagens kunnskap er det lite rom for tvil om at rømt oppdrettslaks representerer en trussel mot genetisk integritet til ville laksebestander i Norge. Alle empiriske data, samt resultater fra modellering, tilsier at graden av genetisk forandring i ville bestander samsvarer med innslag av oppdrettslaks på gyte plassene,

og at denne effekten vil akkumuleres over tid. Dette utypes nærmere i det påfølgende kapittelet «5.5 Kunnskapsstatus».

Å fjerne rømt oppdrettslaks fra elvene før de kan bidra til gyting, noe som nå gjennomføres i betydelig omfang, er et viktig tiltak for å redusere risiko

for genetisk påvirkning. Tiltak for å få ned rømmingstallet vil også hindre innkryssing av oppdrettslaks i ville bestander. Oppdrett basert på steril fisk kan hindre genetisk påvirkning fra rømt laks, og det gjennomføres nå fullskala produksjon av triploid, steril, fisk, samt at det arbeides med nye steriliseringsmetoder,



som genredigering ved bruk av molekylære verktøy (Wargelius mfl. 2016).

I hvilken grad en bestand kan gjenopprette sin naturlige tilstand dersom innkryssing av rømt oppdrettslaks opphører, er enda uvisst. I Etne, en bestand der genetisk innkryssing er beregnet til ca 20 %, blir rømt oppdrettslaks sortert ut i fiskefellen, slik at det i dag er tilnærmet kun villfisk som gyter i elven. Havforskningsinstituttets

oppfølging av denne bestanden kan de nærmeste årene gi kunnskap om langtids-konsekvensene av innkryssing av rømt oppdrettslaks og i hvilken grad en laksebestand utsatt for innkryssing av oppdrettslaks kan gjenopprette sin naturlige tilstand når immigrasjonen av rømt oppdrettslaks opphører.

Basert på nåværende kunnskap er det vanskelig å sette en kritisk grense for

andelen rømt oppdrettslaks per vassdrag med direkte tilhørende sannsynlighet for innkryssing. I tillegg til andel rømt laks, har andre biologiske og ikke biologiske faktorer en påvirkning på villbestandens motstandsdyktighet og dermed genetiske integritet. Videre forskning vil bidra til å kartlegge disse faktorene og dagens grenser vil bli revidert når ny kunnskap tilsier at det er nødvendig.

## 5.5

## KUNNSKAPSSTATUS

### 5.5.1 Atlantisk laks, en art med genetisk forskjellige bestander

Gjennom de siste 40 årene har det vokst fram en omfattende vitenskapelig litteratur om laks som dokumenterer en geografisk bestandsstruktur med store genetiske forskjeller mellom bestander i Nord-Amerika og Europa, og med regionale og lokale forskjeller innenfor kontinentene (Webb mfl. 2007; Bourret mfl. 2013). Geografisk oppdeling av en art, og variasjoner i livsmiljø, bidrar til utvikling av genetiske forskjeller mellom bestander, både i gener av betydning for fitness

(tilpasningsdyktighet) og i ikke-selekterte regioner av genomet (arvestoffet). Siden vi ikke vet hvilke gener som nå eller i fremtiden er viktige for individer og bestander, er det et mål å bevare den naturlige genetiske variasjonen både innen og mellom bestander.

De siste årene har den vitenskapelige produksjonen som dokumenterer genetiske forskjeller mellom laksebestander økt betraktelig, delvis som følge av den raske

utviklingen innenfor molekylærbiologi og statistikk. Etter hvert er det også vist eller modellert at avkom av oppdrettslaks har lavere overlevelse i naturen og at de derfor kan påvirke bestandene av villaks negativt der de krysser seg inn (Hindar mfl. 1991; Bourke mfl. 1997; McGinnity mfl. 1997; Verspoor 1997; Fleming mfl. 2000; Koljonen mfl. 2002; Fraser mfl. 2011; Skaala mfl. 2012; Besnier mfl. 2015; Reed mfl. 2015).

### 5.5.2 Hvor ulik er villaks og oppdrettslaks?

Den genetiske påvirkningen fra rømt oppdrettslaks på villaks er kompleks, og er avhengig av mange faktorer som varierer i tid og rom. Viktige, eller sannsynligvis viktige faktorer, inkluderer blant annet andel rømt laks i de ville bestandene (Glover mfl. 2013; Heino mfl. 2015; Karlsson mfl. 2016), deres gytessuksess (Fleming mfl. 1996), graden av genetisk forskjell mellom oppdrettet og vill laks (Fraser mfl. 2010) og status for den ville bestanden (Glover mfl. 2012, 2013; Heino mfl. 2015). Det er også grunn til å tro at responsen hos den ville bestanden som følge av innkryssing av rømt oppdrettslaks vil variere fra bestand til bestand (Normandeau mfl. 2009; Harvey mfl. 2016a).

Genetiske forskjeller mellom vill- og oppdrettslaks kan oppstå gjennom tilfeldige prosesser (for eksempel begrenset antall stamfisk i hver generasjon) og som resultat av målrettet seleksjon av egenskaper i avlsarbeidet. I Norge har man domestisert laksen i snart 50 år, med tidlig oppstart av målrettet avl (Gjedrem mfl. 1991; Gjøn & Bentsen 1997; Gjedrem 2010) for å endre kommersielt viktige egenskaper som tilvekst, kjønnsmodning, fettfordeling

og sykdomsresistens. Seleksjon for en mer økonomisk produktiv oppdrettslaks foregår i avlsprogram som opprinnelig var basert på vill laks fanget i en rekke norske elver tidlig på 1970-tallet (Gjedrem mfl. 1991; Gjøn & Bentsen 1997). Under kontrollerte forhold blir de mest produktive familier og individer selektert basert på produksjonskriterier (f.eks. tilvekst), og disse individene blir benyttet til å føre stammen videre. På denne måten oppnår man en gradvis domestisering av laksen der viktige kommersielle trekk blir forandret i ønsket retning.

Glover mfl. (2017) oppsummerte den omfattende kunnskap som nå er etablert om de genetiske forskjellene mellom oppdrettslaks og villaks. Oppdrettete og vill laks har vært sammenlignet med ulike metoder i en lang rekke vitenskapelige arbeider, og disse omfatter studier av genetisk variasjon med molekylære markører, eksperimentelle studier i laboratorium og kar hvor en har sammenlignet atferd, morfologi og fysiologi, og studier av overlevelse og vekst i et naturlig miljø. Noen eksperimentelle studier er også supplert med analyse av genuttrykk og fysiologisk måling.

Sammenligning av genetisk variasjon og diversitet i oppdrettslinjer og ville laksebestander har blitt gjennomført over lengre tid med en rekke molekylære markører. De tidligste studiene var hovedsakelig basert på analyser av proteinkodende gen (Verspoor 1988; Cross & Challanain 1991; Mjølnerød mfl. 1997; Skaala mfl. 2005), der det er blitt vist genetisk forskjell mellom oppdrettslaks og de ville utgangsbestandene, og redusert nivå av genetisk variasjon i oppdrettslaks, målt som allelisk diversitet (mengde forskjellige genvarianter totalt sett) og heterozygoti (mengde individ med to ulike varianter av et gen, istedenfor to like).

Seinere har DNA-markører blitt brukt til å sammenligne oppdrettslinjer og vill laks, for eksempel med mini- og mikrosatellittmarkører (Mjølnerød mfl. 1997; Clifford mfl. 1998a, b; Norris mfl. 1999; Skaala mfl. 2004), mikrosatellittmarkører kombinert med både mitokondrie DNA (mtDNA) (Karlsson mfl. 2010), og «single nucleotide polymorphism» (SNP) markører (Rengmark mfl. 2006; Karlsson mfl. 2011). Selv om resultatene fra disse studiene varierer noe, støtter de opp om konklusjonene fra tidligere analyser basert



Foto: Asbjørn Borge

på proteinkodende gen; det er redusert genetisk variasjon hos den enkelte oppdrettslinje sammenlignet med de ville laksebestandene.

I en sammenligning av fem avlslinjer av oppdrettslaks med fire villaksbestander fra Neiden, Namsen, Vosso og Loneelva, viste alle de 12 undersøkte DNA-mikrosatellittmarkørene redusert allelisk variasjon i samtlige avlslinjer sammenlignet med de ville bestandene (Skaala mfl. 2004). I gjennomsnitt hadde avlslinjene 58 % av den alleliske variasjonen sammenlignet med prøver av villaks, og dette kan forklares av begrenset effektiv bestandsstørrelse i oppdrettslinjene. Samtidig var estimatene for genetisk forskjell flere ganger høyere mellom de ulike avlslinjene enn mellom de ville laksebestandene. Andre studier har vist at tap av genetisk diversitet i oppdrettslinjer er mer komplekst enn tidligere antatt (Karlsson mfl. 2010), men det kan likevel konkluderes med at oppdrettslaks har redusert genetisk variasjon i forhold til ville laksebestander. Dette samsvarer med tilsvarende observasjoner fra andre domestiserte organismer (se Araki & Schmid 2010), og kan forklares med at det er et begrenset antall familier/individer som bidrar til hver generasjon i et avlsprogram. Den effektive bestandsstørrelsen i norske oppdrettslinjer er tidligere blitt estimert til 33–125 individer (Mork mfl. 1999), noe som teoretisk sett skal føre til lav til moderat innavl over den aktuelle avls-perioden.

På grunn av et målrettet avlsarbeid er det ikke uventet at oppdrettslaks vokser bedre enn villaks i et oppdrettsmiljø (Einum & Fleming 1997; Thodesen mfl. 1999;

Fleming mfl 2002, Glover mfl. 2009; Solberg mfl. 2013a, b; Harvey mfl. 2016a, b, c). I et oppdrettsmiljø vil vekstforholdet mellom oppdrettslaks og villaks være 2-5:1 (Glover mfl. 2017). Også i et naturlig miljø kan oppdrettslaks ha større vekst enn villaks (Johnsson & Björnsson 1994; Einum & Fleming 1997; McGinnity mfl. 1997, 2003; Skaala mfl. 2012; Jonsson & Jonsson 2017; Bolstad mfl. 2017), men ikke på langt nær i samme grad som i oppdrettsmiljø (typisk vekstforhold mellom opprettet laks og villaks i naturen er 1,0-1,3:1).

Mange egenskaper som ikke inngår direkte i avlsarbeidet, som aggresjon, stress- og temperatortoleranse, kan også bli endret hos oppdrettslaksen gjennom avlsprosessen (Fleming & Einum 1997; Houde mfl. 2010; Debes & Hutchings 2014; Solberg mfl. 2016). Årsaken er at målrettet seleksjon for blant annet tilvekst påvirker både aggresjon og andre egenskaper, for eksempel hormonregulering og atferd. I eksperimentelle studier er det vist at tilførsel av veksthormon øker appetitten (Johnsson & Björnsson 1994; Jönsson mfl. 1996), aggresjon og aktivitet (Jönsson mfl. 1998), altså atferd som sannsynligvis påvirker overlevelse i naturen (Johnsson mfl. 1996; Jönsson mfl. 1996; Martin-Smith mfl. 2004). Det er derfor ikke overraskende at oppdrettslaks er ulik villaks i flere egenskaper som påvirker overlevelse i naturen, slik som tilvekst, aggresjon, dominans og antipredatoratferd (Einum & Fleming 1997; Fleming & Einum 1997; Johnsson mfl. 2001; Fleming mfl. 2002; Houde mfl. 2010). I tillegg er det avdekket genetiske forskjeller mellom vill- og oppdrettslaks

i egenskaper som kjøttfarge, kjønnsmodning og fettinnhold (Glover mfl. 2009), reaksjonsnormer (Darwish & Hutchings 2009; Solberg mfl. 2013a, b), morfologi (Fleming & Einum 1997), stresstoleranse (Solberg mfl. 2013a) og en rekke andre egenskaper (Glover mfl. 2017).

Det er også dokumentert genetiske forskjeller i genuttrykk mellom laks av ville- og oppdrettsforeldre, samt hybrider av disse (Roberge mfl. 2006, 2008; Solberg mfl. 2012; Bicskei mfl. 2014, 2016). Resultatene er også interessante fordi hybridene ikke alltid hadde et genuttrykk som lå mellom foreldrebestandene. Hybridene hadde i noen tilfeller genuttrykk som lå høyere enn verdiene målt for vill- og oppdrettsfisk, noe som tyder på ikke-additive genetiske effekter. Dette betyr i praksis at innkryssning av oppdrettsfisk i ville bestander i noen tilfeller kan gi uventede effekter. Påfølgende arbeid støtter også denne konklusjonen. Hvilken endring man får i genuttrykk hos hybrider av vill- og oppdrettslaks er avhengig av hvilke ville bestander som krysses inn (Normandeau mfl. 2009; Fraser mfl. 2010).

Det er ikke avdekket noen store forskjeller i resistens mot lakselus, ILA (infeksiøs lakseanemi) eller furunkulose mellom vill- og oppdrettslaks (Glover & Skaala 2006; Glover mfl. 2006a, b). Det er heller ikke avdekket genetiske forskjeller i deformiteter hos smolt av oppdretts- og villaks (Fjelldal mfl. 2009). Seleksjon for sykdomsresistens har vært praktisert ulikt for de ulike oppdrettslinjene, og dette vanskeliggjør sammenligning mellom linjer. For eksempel er det funnet genetiske markører (såkalt QTL - Quantitative Trait



Locus) som forklarer en stor grad av toleransen for sykdommen infeksiøs pankreasnekrose (Houston mfl. 2008; Moen mfl. 2009) og denne kunnskapen er inkludert i avlsarbeid hos flere avlsselskaper.

Til tross for at avkom av rømt laks har lavere overlevelse i naturen enn avkom av villaks, har ikke forsøk i naturen (Skaala mfl. 2014) eller eksperimentelle forsøk (Debes & Hutchings 2014; Solberg et al.

2015) demonstrert at avkom av oppdrettslaks er utsatt for høyere predasjon. Redusert anti-predator-atferd (Einum & Fleming 1997; Johnsson et al. 2001; Houde et al. 2010), i tillegg til økt toleranse for predasjonsrelatert stress (Debes & Hutchings 2014), har derimot blitt dokumentert i eksperimentelle forsøk.

En oppsummering av vitenskapelig litteratur viser at det er til dels store genetiske

forskjeller mellom vill- og oppdrettslaks i kvantitative egenskaper som har direkte eller indirekte betydning for overlevelsen av laks i naturen. Det er grunn til å tro at de genetiske forskjellene kommer til å øke for hver avlsgenerasjon. Dette har blitt observert for tilvekst, der forskjellen mellom vill- og oppdrettslaks under oppdrettsbetingelser økte ytterligere fra generasjon 8 til 10 (Glover mfl. 2009; Solberg 2013a, b).

### 5.5.3 Atferden til rømt oppdrettslaks

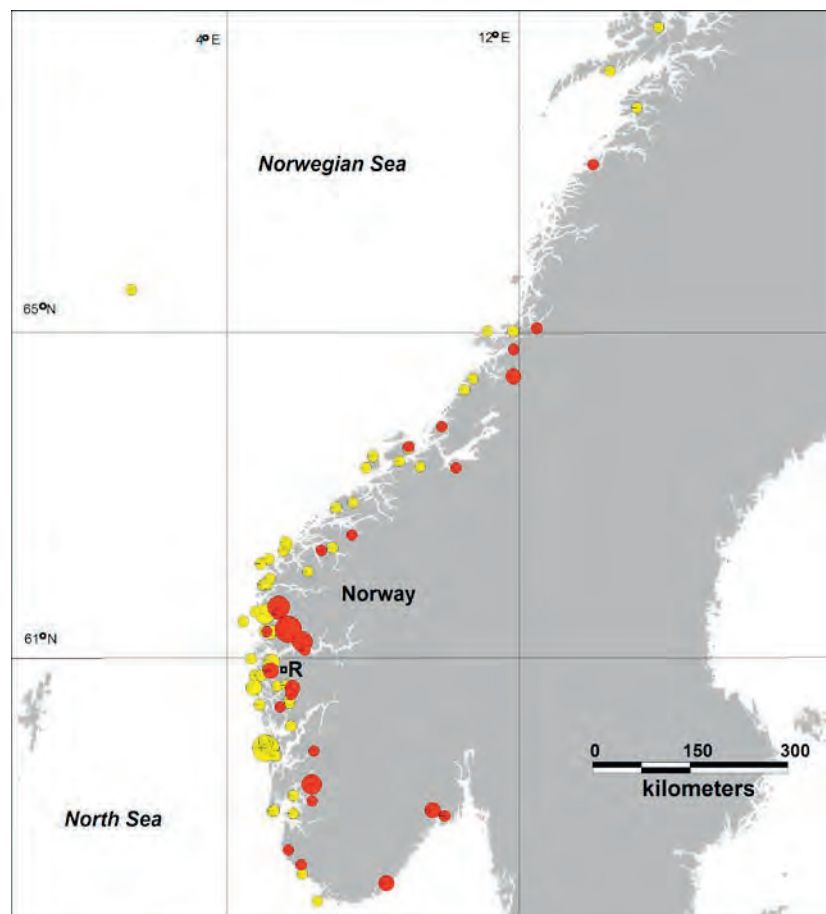
Rømt oppdrettslaks kan spre seg over store områder (Hansen mfl. 1993; Jensen mfl. 2013; Quintela mfl. 2016), og en del av disse blir gjenfanget i elvene der villaksen gyter hvert år. Det er stor variasjon i spredning og overleving hos rømt oppdrettslaks. Årstid, rømmingslokalitet (eks. fjord vs kyst), størrelse og alder ved rømming ser ut til å være avgjørende for hvor den rømte fisken svømmer og i hvilken grad de overlever.

Villaks legger ut på lange vandring, fra elven til storhavet som liten smolt og tilbake som kjønnsmoden laks. Vandringerne er synkronisert med årstidene, der smolt vandrer ut til havet i perioden april-juli, mens kjønnsmoden laks vandrer tilbake til elvene fra sent om våren til utpå høsten. Også laks i oppdrett har disse vandringsinstinktene, men både årstid, størrelse og kjønnsmodningsstatus til fisken når den rømmer, har betydning for hvilken atferd den får i frihet. I noen tilfeller vil rømt oppdrettslaks spre seg hurtig og være lite fangbar, mens den under andre forhold vil holde seg lenge i området og kanskje søke opp i nærliggende elver.

Havforskningsinstituttet har gjennomført en serie med eksperimentelle slipp av oppdrettslaks for å studere ulike atferdsmønstre. Resultatene fra disse forsøkene er satt sammen med kunnskap fra andre kilder som også beskriver slipp av merket oppdrettslaks (Hansen 2006ab; Chittenden mfl. 2011). Smolt og postsmolt som rømmer den første sommeren etter at de er satt ut i merder i sjøen, vil normalt vandre hurtig mot havet (Skilbrei 2010, Skilbrei mfl. 2015a). Dette innebærer at gjenfangst blir nærmest umulig. Denne fisken vokser opp i de åpne havområdene sammen med villaksen, og en liten andel (0,4 % gjenfangst fra våre utslipp) kommer tilbake til kysten ett til tre år senere som kjønnsmoden fisk. Våre undersøkelser viser at en høy andel av disse vil søke tilbake mot ferskvannskilder i området de rømte fra som smolt, men mange vandrer likevel opp i elver spredd over et område på flere hundre kilometer (Skilbrei mfl. 2015a; figur 5.6).

Vandringsviljen til postsmolt som rømmer om høsten reduseres i takt med at dagene blir kortere. Derfor øker også den lokale gjenfangsten av postsmolt som rømmer utover høsten (13 % gjenfangst fra våre utslipp), blant annet fordi de er blitt store nok til å bli fanget i garn og av sportsfiskere (Skilbrei mfl. 2015a).

Dersom fisk rømmer kort tid etter at de har blitt flyttet fra kar på et settefiskanlegg til merd i sjøen, blir vandringsmotivasjonen påvirket av lysregimet fisken var utsatt for på settefiskanlegget. Kontinuerlig belysning svekker vandringsviljen og kan få stor settefisk til å holde seg i fjorden uvanlig lenge, selv om de rømmer om sommeren (Skilbrei mfl. 2014). I produksjon av høstsmolt kan bruk av kunstig



**Figure 5.6**

Gjenfangst av voksen laks i sjø (gule sirkler) og elv (rød) fra slipp av smolt fra forskningsstasjonen Matre (R) i 2005–2010. Fisk gjenfanget < 6 km fra utsetningsstedet (49 % av rapportert gjenfangst) er ikke vist. Størrelsen på sirklene angir antall fisk fra 1 til 5 individer.

**Figure 5.6.**

Recapture of adult salmon in the sea (yellow circles) and rivers (red circles) from smolt groups released from the Matre Research Station (R) in 2005–2010. Fish recaptured < 6 km from the release site (49% of reported catch) are not shown. The size of the circles indicates the number of fish from 1 to 5 individuals.



økt daglengde på settefiskanlegget få laksen til å legge ut på vandring mot havet selv om den rømmer fra merden seint om høsten. Sjansen for at disse overlever vinteren i havet er imidlertid lav, så det er knyttet lavere risiko til denne type rømming (Skilbrei 2013).

Gjenfangst av voksen laks avhenger av rømmingsområdet. Slipp av voksen laks fra anlegg på kysten har gitt lavere gjenfangst (4–7 %) enn slipp i fjorder der fisken oppholder seg lenger og er mer eksponert for fiskeredskaper (7–33 %). Slipp fra anlegg helt ute i havgapet har ikke gitt gjenfangster (Skilbrei mfl. 2015a). Flesteparten av gjenfanget voksen laks ble fanget i månedene etter at de ble satt ut, i nærheten av utslippsområdet. Kun 0,09 % ble gjenfanget 1–2 år etter utslippet (Skilbrei mfl. 2015a). En medvirkende årsak til dette er muligens at voksen laks som rømmer har vansker med å lære seg å fange naturlig føde. Undersøkelser av mageinnhold til voksen rømt laks viser vanligvis at de aller fleste er tomme (Olsen & Skilbrei 2010; Abrantes mfl. 2011).

Rømminger om høsten, uavhengig av alder på laksen, kjennetegnes ofte av at mange fisk søker mot ferskvannskilder, både elver og kraftverk som slipper ut turbin vann. Dette er som ventet når det gjelder kjønnsmodnende fisk, men det har vist seg at mange umodne laks også søker inn mot elveosene og at noen også går opp i nedre del av elven (Madhun mfl. 2015). Det er kjent at umodne laks kan gå opp i ferskvann (Webb mfl. 2007), men denne atferden er ikke godt kartlagt. Det er mulig at noen av de umodne fiskene svømmer ut av elven igjen etter en stund, mens andre kan stå i elven til de blir kjønnsmodne.

Omfanget av rømt laks som gjenfanges er mangelfullt dokumentert. Dette skyldes at rømt laks fanges som en del av ulike typer fiske (tradisjonelt fiske etter laks, høstfiske, sportsfiske, utfiske), avhengig av rømmingstidspunkt og hvor lenge den har vært på rømmen. Dette er fiske som i varierende grad rapporteres i noen offisiell statistikk.

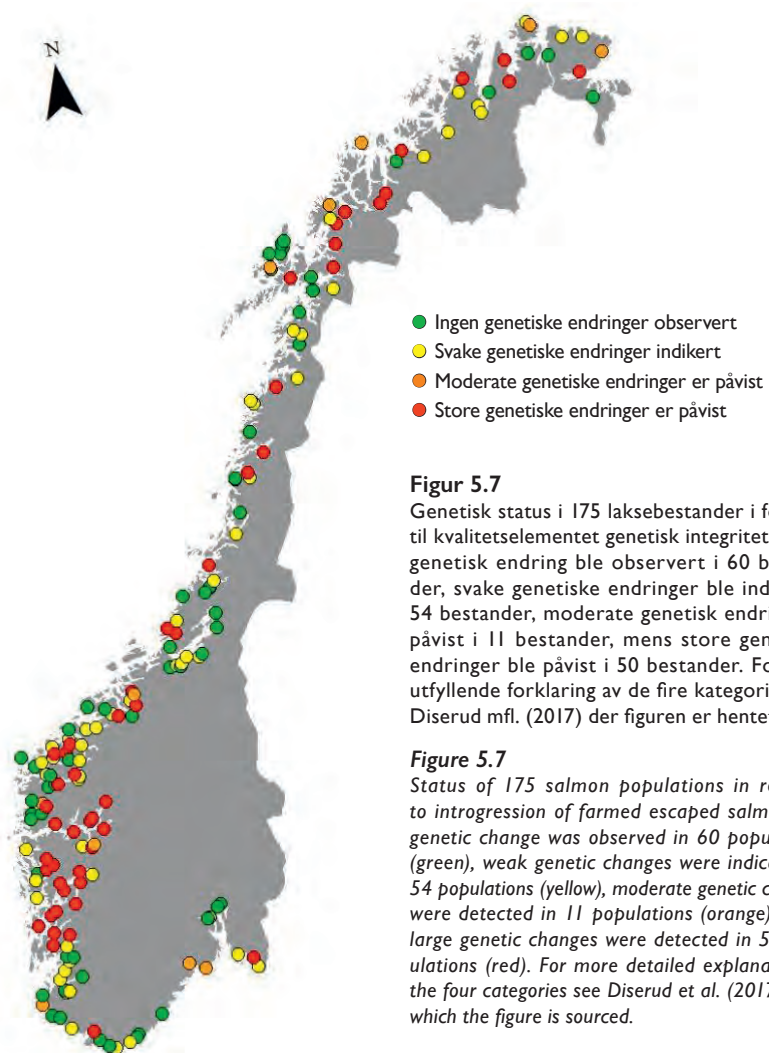
Som nevnt over har merkestudiene vist at smolt og postsmolt som rømmer, kan komme tilbake som gyteklare laks etter 1–3 år i havet, og at voksne rømt laks som gjenfanges som oftest blir gjenfanget i løpet av det året de rømte (Skilbrei mfl. 2015a). Fettsyreanalyser av voksen rømt oppdrettslaks i elv har vist at flertallet nylig hadde rømt, dette basert på at de hadde fettsyreprofiler som var svært lik oppdrettsfôret. En mindre andel på rundt 10–30 % av den voksne rømte oppdrettslaksen hadde fettsyreprofiler som tydet på at den hadde beitet i havet i lang tid, og dermed sannsynligvis hadde rømt som smolt eller postsmolt. Det var færre observasjoner av voksen laks som hadde spist begge typer mat; som hadde rømt som relativt stor laks og deretter klart å finne ville byttedyr (Skilbrei mfl. 2015b og upubliserte data). Dette støtter antakelsen fra merkestudiene om at en stor del av den umodne voksne oppdrettslaksen som rømmer sannsynligvis ikke overlever fram til den blir kjønnsmodne.

#### 5.5.4 Genetisk innblanding av rømt oppdrettslaks i norske vassdrag

Genetisk innkrysning av rømt oppdrettslaks er estimert i 175 laksebestander i Norge (Diserud mfl. 2017). Resultatene viser at oppdrettslaks er krysset inn i et stort antall elver: store genetiske forandringer er påvist i 50 vassdrag (> 10 %), moderate genetiske forandringer er påvist i 11 vassdrag (4–10 %), svake genetiske forandringer er indikert i 54 vassdrag (1–4 %) og ingen genetiske forandringer er observert i 60 vassdrag (< 1 %) (figur 5.7).

Inntil denne rapporten (Diserud mfl. 2017) og en undersøkelse publisert i 2016 (Karlsson mfl. 2016), var det tilnærmet ukjent i hvilken grad rømt oppdrettslaks hadde krysset seg inn i de ville laksebestandene, bortsett fra i de 20 bestandene som ble beskrevet i Glover mfl. (2013). Nå er slike data tilgjengelig for et stort antall vassdrag i Norge, noe som gir grunnlag for videre analyser av effekter av innkrysning av rømt oppdrettslaks.

Til tross for at det nå er beregnet innkrysningsnivå av rømt oppdrettslaks i 175 vassdrag i Norge, er det ikke publisert tilsvarende estimater i andre land med lakseoppdrett. Det pågår arbeid i Canada og Island, men forskningen tilknyttet dokumentasjon av genetisk påvirkning som gjøres i Norge er unik i global sammenheng (Glover mfl. 2017).



**Figur 5.7**

Genetisk status i 175 laksebestander i forhold til kvalitetselementet genetisk integritet. Ingen genetisk endring ble observert i 60 bestander, svake genetiske endringer ble indikert i 54 bestander, moderate genetisk endring ble påvist i 11 bestander, mens store genetiske endringer ble påvist i 50 bestander. For mer utfyllende forklaring av de fire kategoriene se Diserud mfl. (2017) der figuren er hentet fra.

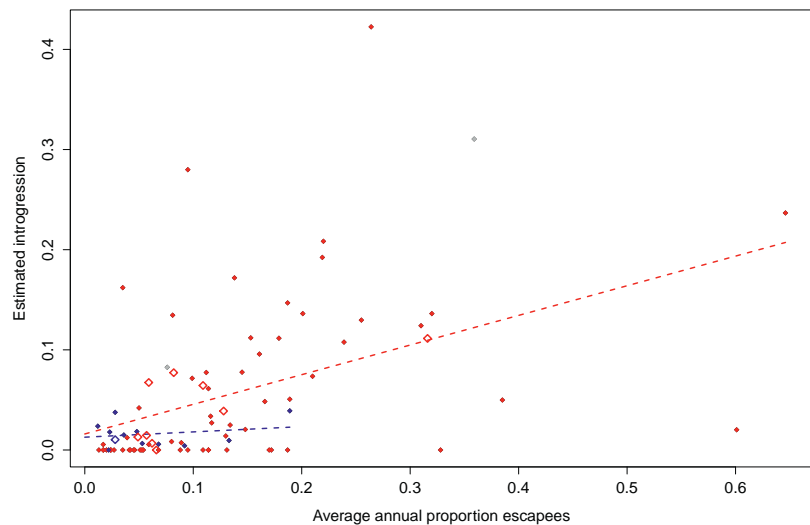
**Figure 5.7**

Status of 175 salmon populations in relation to introgression of farmed escaped salmon. No genetic change was observed in 60 populations (green), weak genetic changes were indicated in 54 populations (yellow), moderate genetic changes were detected in 11 populations (orange), while large genetic changes were detected in 50 populations (red). For more detailed explanation of the four categories see Diserud et al. (2017) from which the figure is sourced.

### 5.5.5 Sammenheng mellom forekomst av rømt oppdrettslaks og innkryssning

Rømt oppdrettslaks har generelt sett en lavere gytesuksess enn villaks (Fleming mfl. 1996, 2000), og et gitt innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene vil derfor ikke automatisk føre til en tilsvarende prosentvis genetisk innkryssning. Det er derimot grunn til å tro at oppdrettslaksens gytesuksess vil variere i tid og rom, avhengig av blant annet hvor lenge den har vært i havet (Fleming mfl. 1996, 1997) og konkurransen den møter på gyteplassen med vill fisk (Glover mfl. 2012). Derfor vil også genetisk innkryssning kunne variere i tid og mellom bestander i ulike vassdrag. Likevel er det dokumentert en viss sammenheng mellom observert andel rømt oppdrettslaks og beregnet genetisk innkryssning på vassdragsnivå. I et arbeid med 20 vassdrag, fant Glover mfl. (2013) en sammenheng mellom beregnet forekomst av rømt oppdrettslaks over tid og beregnet innkryssning. De fant at 47 % av variansen i genetisk innkryssning ble forklart av andel rømt laks observert ( $R^2 = 0,47$ ). Dette ble bekreftet i en mer omfattende analyse av det samme datagrunnlaget av Heino mfl. (2015) som også tok hensyn til bestandsstørrelse ( $R^2 = 0,51$ ).

I 2016 publiserte Karlsson mfl. (2016) et nytt arbeid som viste at forekomst av rømt oppdrettslaks i perioden 1989-2012 (gjennomsnittlig årsprosent, etter Diserud mfl. 2013) forklarte 24 % av variansen i genetisk innkryssning i 77 undersøkte vassdrag. Da forfatterne utførte analysen på et regionalt nivå, økte forklaringsstyrken til 56 %. Oppsummert viser disse analysene at det er en sammenheng mellom andel rømt oppdrettslaks i bestanden og genetisk



**Figur 5.8**

Forholdet mellom gjennomsnittlig årsprosent (andel) av rømt oppdrettslaks i perioden 1989-2012 og beregnet genetisk innkryssning av rømt oppdrettslaks i 77 villaksbestander. Røde diamanter er elver i Sør-Norge (fra Østfold til Sør-Troms), blå er elver i Finnmark, grå er i «overgangssonen» mellom de to regionene, og åpne symboler er regionsvise gjennomsnitt. De stiplede linjene er regresjonslinjene for henholdsvis Sør-Norge (rød) og Finnmark (blå). Figuren er fra Karlsson mfl. (2016).

**Figure 5.8**

The ratio between the incidence (%) of escaped farmed salmon in the period 1989-2012 and estimated genetic introgression of escaped farmed salmon in 77 wild populations. Red diamonds are rivers in southern Norway (from Østfold to Sør-Troms), blue are rivers in Finnmark, gray is in the “transition zone” between the two regions, and open symbols are regional averages. The dotted lines are the regression lines for southern Norway (red) and Finnmark (blue) respectively. The figure is sourced from Karlsson et al. (2016).

innkryssning, selv om også andre forhold har betydning (figur 5.8). I praksis betyr det at forekomst av rømt oppdrettslaks er egnet som en varslingsindikator for risiko for genetisk forandring som foreslått av

Taranger mfl. (2012), selv om innslag av rømt laks alene ikke kan forutsi den totale risikoen for genetisk innkryssning.

### 5.5.6 Grenseverdier

I ”Indikatorrapporten” ble det foreslått å bruke andelen rømt oppdrettslaks (målt som enten høst- eller årsprosent) som en varslingsindikator for risiko for genetisk endring i ville laksebestander, og genetiske metoder som verifiseringsindikator for å måle den faktiske innkryssningen og genetiske endringen i ulike villaksbestander (Taranger mfl. 2012). Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) kom også med forslag til grenseverdier for andel rømt laks i elvene i ”Kvalitetsnorm for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander” (Anon. 2011) basert på ”årsandel” eller ”årsprosent” rømt laks i elvene.

Høsten 2012 fikk Havforskningsinstituttet og NINA i oppdrag fra Fiskeri- og kystdepartementet og Miljøverndepartementet å vurdere og komme fram til omforente

indikatorer både med hensyn til antall kategorier, måleperiodens lengde og de faktiske grenseverdiene når det gjaldt andel rømt oppdrettslaks i elvene. I tillegg ønsket departementene en vurdering om det var mest hensiktsmessig å benytte seg av årsprosent eller høstprosent når man gjør disse målingene, dvs. for å vurdere andelen rømt laks i elven opp mot grenseverdier. I et fellesnotat fra NINA og Havforskningsinstituttet som svar på denne henvendelsen, konkluderes det følgende med tanke på omforente indikatorer og grenseverdier (brev av 23.11.12):

- Antall kategorier for påvirkning: VRLs fire klasser for påvirkning og HI/Veterinær instituttets (VI) tre klasser for varslingsindikator kan omforenes ved at sistnevnte system inkluderer «ingen risiko» i klassen «lav risiko».

- Måleperiodens lengde: Ved å omformulere HI/VIs varslingsindikator til å varsle «akutt risiko for genetisk endring» blir denne bedre skilt fra en tilstandsvurdering, og måleperiodens lengde bør være kort for å være tiltaksrettet. VRLs styrke av påvirkning er i større grad en vurdering av endringer i påvirkningsfaktoren i inneværende laksegenerasjon, og foreslås vurdert over 5 år.

- Grenseverdier: For vurderinger av påvirkning basert på årsprosent foreslås fire klasser med < 1 % for ingen effekt / ingen risiko; 1-4 % for liten effekt / lav risiko; 4-10 % for moderat effekt / moderat risiko; 10 % for stor effekt / høy risiko. Om ønskelig kan klassen lav eller ingen risiko brukes for < 4 %.

- Årsprosent eller høstprosent: Årsprosent anses per i dag for å være en mer robust estimator enn høstprosent, og kan omregnes til høstprosent (og omvendt) via publiserte metoder. Årsprosenten gir et godt grunnlag for å varsle risiko for genetisk påvirkning, men gir en upresis beskrivelse av genetiske endringer som

følge av innkryssning av rømt oppdrettslaks. Inntil videre er den imidlertid det eneste grunnlaget en har for tilstandsvurdering i de fleste elvene.

- NINA og HI er enige om at det er grunnleggende for det videre arbeidet å få plass en genetisk karakterisering av alle

de viktigste laksebestandene med sikte på å gi en god beskrivelse av bestandsstatus i forhold til genetisk integritet. Det vil gi et godt grunnlag for å avstemme grenseverdier både for genetisk beregnet tilstand og for videre påvirkning av den genetiske tilstanden.

### 5.5.7 Genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks – hva forteller empiriske data oss?

Ved hjelp av ulike biokjemiske og molekylærgenetiske metoder er det vist at rømt oppdrettslaks gyter i elver. Ved undersøkelser av et pigment i rogn og yngel, som reflekterer ulik diett hos villaks og oppdrettslaks, fant Lura & Sægrov (1991) at rømt laks faktisk produserte levedyktig avkom i en elv. I en skotsk undersøkelse fant et pigment fra rømt laks i 14 av 16 undersøkte elver, med et gjennomsnittlig innslag på 5,1 % fra rømt fisk (Webb mfl. 1993). I Vosso var bidraget fra rømt laks estimert til opp mot 80 % ved denne metoden (Sægrov mfl. 1997). Bevis for at rømt laks produserte levedyktig avkom ble også funnet i Irland ved hjelp av genetiske markører (Clifford mfl. 1998a; Crozier 1993, 2000). Også langt utenfor det naturlige utbredelsesområdet til den atlantiske laksen, i British Columbia, Canada, er det vist at rømt atlantisk laks kan produsere levedyktig avkom (Volpe mfl. 2000).

Det første genetiske studiet for å undersøke om norske villaksbestander har endret seg genetisk over tid som følge av innkryssning av rømt oppdrettslaks ble publisert av Skaala mfl. (2006). Her ble det laget DNA-profiler for de sju laksebestandene Namsen, Etne, Opo, Vosso, Granvin, Eio og Håelva. Det ble benyttet gamle skjellprøver og materiale innsamlet i nyere tid, etter lengre tids innslag av rømt oppdrettslaks. Håelva på Jæren ligger i en region der det nesten ikke er lakseoppdrett, og andelen rømt laks i villaksbestanden har vært lav, trolig under 5 %. I Håelva ble det ikke funnet endring i de genetiske profilene. I tre andre bestander, Opo, Vosso og Eio i Hordaland, ble det funnet signifikante endringer i de genetiske profilene over tid. Mer overraskende var det likevel at det ikke ble funnet endringer i Etneelva, Namsen eller Granvinelva, som alle hadde hatt høye andeler rømt laks i gytebestandene, permanent eller periodisk.

Som en videreføring av dette arbeidet (Skaala mfl. 2006) ble det gjort en mer omfattende analyse av 21 bestander der historiske og nye prøver ble analysert for flere mikrosatellittmarkører. Undersøkelsen omfattet elver fra hele landet (Glover mfl. 2012) og påviste genetiske

forandring over tid i 6 av 21 elver, mens i 15 av bestandene ble det ikke funnet genetiske forandringer. Som i den første undersøkelsen utført av Skaala og kolleger (2006), var det noen bestander med høye innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene hvor det ikke ble påvist forandringer.

I de seks bestandene der det ble påvist forandring, har det vært registrert rømt oppdrettslaks i større eller mindre grad. I tillegg ble det funnet nye genvarianter som indikerer at forandringene i disse seks elvene hovedsakelig skyldes genflyt fra andre kilder. Den genetiske forskjellen mellom disse seks bestandene er også blitt redusert over tid. Basert på alle data, ble det konkludert med at innkryssning av rømt oppdrettslaks er hovedårsaken til forandringene. Dette er i tråd med simuleringer fra modeller som viser at innkryssning av rømt laks vil redusere genetisk differensiering mellom bestander over tid (Mork 1991; Besnier mfl. 2011).

Det er kjent at mikrosatellittmarkører i noen tilfeller vil underestimere innkryssningen av rømt laks i ville bestander på grunn av signalstøy når en villaksbestand mottar oppdrettsfisk fra flere ulike avlsbestander (Besnier mfl. 2011). Det betyr at antall elver som er påvist å være genetisk påvirket i denne studien (Glover mfl. 2012), og omfanget av de genetiske forandringene i disse elvene, må betraktes som et minimumsestimat. For å få et mer presist svar på omfanget av innkryssning av rømt laks ble en studie gjennomført basert på SNP-markører utviklet for å kunne identifisere oppdrettslaks og skjelne dem fra villaks (Karlsson mfl. 2011). Disse SNP-markørene gir mer presis informasjon om genetiske forandringer forårsaket av rømt oppdrettslaks, og er i mindre grad påvirket av problematikken ved at genetisk forandring i den enkelte villaksstamme er vanskelig å påvise når innkryssning skjer via oppdrettslaks fra forskjellige avlslinjer (Besnier mfl. 2011).

I en studie av 20 laksebestander langs hele norskekysten (Glover mfl. 2013) ble det for første gang estimert prosent innkryssning av rømt oppdrettslaks. Resultatene fra SNP-markørene viste at det genetiske

bidraget til noen bestander var nesten 50 %, mens estimert innkryssning av oppdrettslaks var mye lavere i de fleste undersøkte elvene. Arbeidet støttet opp om konklusjonene til de tidligere publikasjonene med andre markørtyper (Skaala mfl. 2006; Glover mfl. 2012). I tillegg til at det ble dokumentert genetiske forandringer i noen villaksbestander på grunn av innkryssning av rømt oppdrettslaks, viser alle disse tre studiene (Skaala mfl. 2006; Glover mfl. 2012, 2013) at den genetiske forskjellen mellom noen ville bestander er blitt mindre over tid. Dette kan tilskrives at de ville bestandene som har hatt en betydelig innkryssning av rømt oppdrettslaks, blir mer lik oppdrettslaksen - og dermed også mer lik hverandre.

Som nevnt tidligere har det nylig vært publisert et arbeid i forbindelse med fastsetting av kvalitetsnorm for et stort antall lakselver som gir estimater for innkryssning av rømt oppdrettslaks i 175 norske bestander (Karlsson mfl. 2016; Diserud mfl. 2017). Arbeidet bygger på data fra 20 bestander som allerede er publisert av HI i Glover mfl. (2013), samt data fra NINA for et langt større antall bestander. Her er det brukt et estimat av andelen «villgenom» i bestanden (omtalt som P(wild) = mengde arvestoff som stammer fra ville foreldre kontra oppdrettsforeldre) for å beregne innkryssningen av rømt oppdrettslaks (Karlsson mfl. 2014). Som tidligere nevnt gir dette følgende resultat (pr. februar 2017; Diserud mfl. 2017): ingen genetiske forandringer (60 vassdrag), svake genetiske forandringer (54 vassdrag), moderat genetiske forandringer (11 vassdrag) og store genetiske forandringer (50 vassdrag). Dette dokumenterer at mange bestander har blitt påvirket av rømt oppdrettslaks.

Karlsson mfl. (2016) studerte 147 laksebestander som tilsammen representerer tre fjerdedeler av de ville lakseressursene i Norge, og analyserte genetisk mer enn 20 000 laks som var klekket i naturen og derfor så ut som villaks. Den gjennomsnittlige genetiske innkryssningen i bestandene av voksen laks var 6,4 % med et spenn fra 0 % til over 40 % innkryssning i enkelte bestander. Forskerne fant også at





Foto: HI

den genetiske innkrysningen generelt var mindre i nasjonale lakseelver og nasjonale laksefjorder enn i bestander uten denne særlige beskyttelsen mot skadelige inngrep og aktiviteter (Karlsson mfl. 2016). I et materiale av 109 bestander der kun voksen laks klekket i naturen ble inkludert i datamaterialet, var den genetiske innkrysningen signifikant forskjellig fra 0 i omtrent halvparten av bestandene (Karlsson mfl. 2016). Det samme resultatet fikk Karlsson mfl. (2016) om de også tok med et større antall elver, der enkelte estimater var basert på prøver av ungfisk.

Eksperimenter i naturen har vist seleksjon mot avkom av rømt oppdrettslaks, både i Irland (McGinnity mfl. 1997, 2003) og Norge (Fleming mfl. 2000, Skaala mfl. 2012). En skulle derved forvente at når én og samme årsklasse (dvs laks fra samme klekkeår) studeres, så vil et materiale av ungfisk vise høyere genetisk påvirkning av oppdrettslaks enn et materiale av voksen laks. Dette er også det Karlsson mfl. (2016) fant gjennom analyser av ungfisk som var innsamlet noen år før et materiale av voksen laks fra de samme elvene: ungfisken hadde i gjennomsnitt 2,5 % høyere grad av genetisk innkrysning enn den voksne laksen.

Som oversiktsartikkelen til Glover mfl. (2017) oppsummerer, så foreligger det et solid grunnlag for å hevde at rømt oppdrettslaks kan påvirke villfiskbestander negativt. Den beste dokumentasjonen av effekter på overlevelse og viktige egenskaper kommer fra eksperimentelle studier utført i tre kontrollerte elver, samt en

studie som viser sammenhenger mellom et molekylært mål på innkrysning ( $P(wild)$ ) og viktige livshistorietrekk i ville bestander. Det arbeides videre med å kvantifisere økologiske effekter av innkrysningen av oppdrettslaks i ville bestander i NFR-prosjektet QuantEscape II.

Det er gjennomført få empiriske studier som evaluerer de genetiske effektene av at rømt oppdrettslaks krysser seg inn i villaksbestander, selv om det foreligger en omfattende litteratur om populasjonsgenetisk teori, og om de grunnleggende evolusjonskreftene (mutasjon, naturlig seleksjon, genetisk drift og migrasjon) som påvirker og former den genetiske sammensetningen i bestander.

En direkte og informativ tilnærming til problematikken er å sammenligne tilvekst, atferd og overlevelse hos sammenbandede familiegrupper av oppdrettslaks, villaks og hybrider under like forhold, såkalte «common garden-studier», i et naturlig miljø. Dette kan innebære utplanting av lakserogn fra DNA-identifiserbare familier av oppdrettslaks, villaks og hybrider dem imellom (McGinnity mfl. 1997, 2003; Skaala mfl. 2012), eller utsetting av kjønnsmodne individer med kjente genetiske profiler (Fleming mfl. 2000) i naturlig elvemiljø, der alle avkom i ulike livsstadier fra rogn til kjønnsmodning i ettertid kan identifiseres ved DNA-markører.

Det første prosjektet som er gjennomført på dette feltet, ble utført i Burrishoole, Irland (McGinnity mfl. 1997, 2003;

Ferguson mfl. 2002). I dette prosjektet ble tilvekst, overlevelse og populasjonsdynamikk hos villaks, oppdrettslaks og hybrider undersøkt gjennom to generasjoner (F1- og F2-generasjonene). Et stort antall individer fra mange familier av villaks, oppdrettslaks, F1-hybrid vill x oppdrett, F2-hybrid vill x oppdrett (F1 hybrid x F1 hybrid), tilbakekryssinger til vill, og tilbakekryssinger til oppdrett, ble plantet ut i tre årsklasser som øyerogn ovenfor fiskefellen i Burrishoole. Tilsvarende grupper ble satt ut som smolt i elven for å studere vekst og overlevelse i sjøfasen.

En omfattende innsats med innsamling og genotyping for å identifisere opphavet til alle individ ble gjennomført fra yngel til gytefisk som kom tilbake fra havet etter ett og to år i sjø. I alle tre årsklassene hadde oppdrettslaksen signifikant lavere representasjon enn villaksen i prøver av 0+ parr. Ikke overraskende viste det seg at oppdrettslaksen vokste bedre enn villaksen, og at den større oppdrettsparren fortrenget den lille parren nedover elva gjennom konkurranse. Selv om oppdrettslaksen vokste bedre og fortrenget en del av den juvenile villaksen, var smoltproduksjonen av oppdrettslaks bare henholdsvis 34, 34 og 55 % sammenlignet med villaksen i de tre årsklassene. Den gjennomsnittlige gjenfangsten etter sjøoppholdet var 0,3 % for oppdrettslaks og 8 % for villaks utsatt som smolt. Overlevelse hos hybridene viste seg ofte å ligge mellom villaks og oppdrettslaks.

Et liknende prosjekt ble gjennomført i Imsa (Fleming mfl. 2000) der alle ned- og

oppvandrende fisk kontrolleres i en to-veis fiskefelle. Her ble det satt ut kjønnsmodne villaks og oppdrettslaks med kjente genetiske profiler ovenfor fiskefellen. De to gruppene hadde lignende vandringsmønstre og valgte de samme gyteplassene i elven. Vill hannlaks var mer aktive i kurtisering av hunnlaksen enn oppdrettshannene var, og hadde dessuten mindre restgonader etter gyting enn oppdrettshannene hadde. Gytesuksessen var mye lavere hos oppdrettslaksen både for hanner (24 %) og hunner (32 %) sammenlignet med villaksen. Gjennom ferskvannfasen endret andelen av genotyper seg i disfavør av oppdrettslaksen, og hoveddelen av oppdrettsbidraget var representert i form av hybrider, produsert av oppdrettshunner og ville hanner. Studier av dietten viste betydelige overlapp i næringsvalg, noe som viser næringskonkurranse mellom oppdrettsavkom og villaksyngel. Den totale smoltproduksjonen for elven var 28 % lavere enn forventet ut fra rognmengde og det observerte forholdet det normalt har vært i Imsa mellom mengde egg og antall smolt (Jonsson mfl. 1998). Det var også en tilsvarende reduksjon i forventet smoltproduksjon av den ville gytefiske. Oppdrettslaksen smoltifiserte og vandret ut tidligere og ved lavere alder enn villaksen. I motsetning til resultatene fra Burrishoole-prosjektet, fant en i Imsaprojektet ingen forskjell mellom gruppene i sjøoverlevelse. Senere eksperimenter på Ims med utsetting av smolt av villaks, oppdrettslaks og førstegenerasjons kryssinger mellom dem (1996-1998), viste signifikant lavere gjenfangst av oppdrettslaks (Hindar mfl. 2006). Utsatt smolt av oppdrettslaks har også vist høyere feilvandringsrate enn utsatt smolt av Imsalaks på Ims (Jonsson mfl. 2003; Jonsson & Jonsson 2017). Hybrider mellom oppdrettslaks og villaks hadde også høyere feilvandringsrate sammenlignet med den ville Imsalaksen (Jonsson & Jonsson 2017). Retningen på hybridiseringen hadde betydning ved at hybrider med vill mor hadde lavere feilvandring enn hybrider med vill far (Jonsson & Jonsson 2017).

Ved Havforskningsinstituttets feltstasjon i Guddalselva i Hardanger ble det initiert et prosjekt basert på oppsettet for Burrishoole-prosjektet. Der ble definerte familiegrupper av vill og oppdrettet laks, og hybrider mellom disse, plantet ut som rogn og smolt. All foreldrefisk var genotypet med DNA-mikrosatellittmarkører. Dermed kunne alle individ som var satt ut som øyerogn i seks årsklasser, ca. 150 familier i et «common garden-studie», identifiseres til familie. Det ble samlet inn juvenil laks av alle årsklassene fra elvehabitatet, og tilvekst, overleving og dietvalg ble undersøkt for hver familie.

Resultatene fra de tre første årsklassene viste en overlevelse (fra utplantet egg til smolt) som varierte mellom 0,17 og 6,4 % for de 69 forskjellige familiene (Skaala mfl. 2012). Resultatene viste at eggstørrelsen hadde stor betydning for overlevelsen. I dette studiet hadde oppdrettslaksene større egg enn villaksene. Dette bidro til at noen oppdrettsfamilier hadde en høy overlevelse fra egg til smolt i forsøket. Da det ble kontrollert for eggstørrelse ved å sammenlikne overlevelse til en oppdrettsfamilie og dens halv søskenfamilie der fars bidrag kom fra en vill hann, viste det seg at 16 av 18 halv søskenfamilier hadde høyere overlevelse med bidrag fra vill far kontra oppdrettsfar. Dette viser at det er additiv genetisk variasjon for overlevelsen i et naturlig miljø og at villaks har høyere overlevelse, selv om bildet kan være noe mer komplisert når det tas hensyn til eggstørrelse. I tillegg til lavere overlevelse når det tas hensyn til eggstørrelse, hadde smolt av oppdrettsforeldre noe høyere vekst enn hybrider og villaks i elven (forholdstall oppdrett:vill = 1,0-1,3:1).

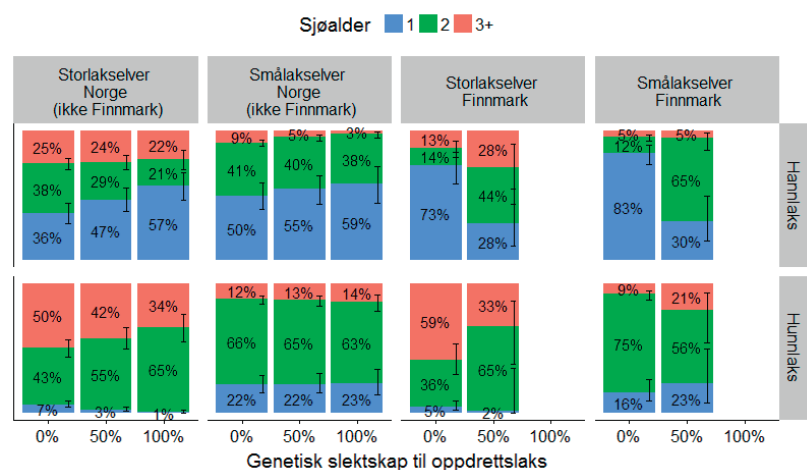
Resultatene fra de tre siste årsklassene i perioden 2008-2016 (Skaala mfl. under arbeid) har i stor grad støttet resultatene fra de tre første årsklassene, og det ble observert langt lavere overlevelse hos avkom hos oppdretts- og hybridlaks i forhold til villaks i ferskvann. I tillegg ble det satt ut to årsklasser med oppdretts-, hybrid- og villsmolt i elven for å studere sjøoverlevelsen. Her fant vi lavere sjøoverlevelse

hos avkom av oppdrettslaks enn hos avkom fra hybrider (gjennomsnittlig sjøoverlevelse) og villaks.

Når avkom fra oppdrettslaks, villaks og hybridene konkurrerer om de samme byttedyrene i elven, vil innkryssning av oppdrettslaks kunne redusere den naturlige produksjonen av villsmolt på grunn av konkurranse. Når vi samtidig ser at avkom av oppdrettslaks også har lavere sjøoverlevelsene, vil det i sum også kunne redusere antall laks som kommer tilbake til elven.

Utviklingen innenfor genomforskningen de siste årene gir stadig bedre muligheter for å vurdere de biologiske konsekvenser av innkryssning av oppdrettslaks i ville bestander på genomnivå. Man vil kunne identifisere hvilke gener som er involvert i de biologiske forskjellene man observerer mellom oppdretts- og villaks. En relativt ny studie identifiserte områder i genomet/arvestoffet som var knyttet til overlevelse i naturen, selv om det er uvisst hvilke gener som var involvert (Besnier mfl. 2015). Det er forventet at nye resultater fra QuantEscapeII-prosjektet (NFR-prosjekt 2016-2019) vil bidra til å kartlegge hvordan endringer i genomet oppstår som følge av innkryssning, og hvilke biologiske konsekvenser dette kan få for ville bestander.

Flere eksperimentelle studier har studert hva som skjer med villaksbestander etter



**Figur 5.9.** Sjøalderfordeling (%) ved kjønnsmodning ved ulik grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks for begge kjønn i ulike typer elver. Sjøalder er oppgitt som ensjøvinter (blå), tosjøvinter (grønn) og tresjøvinter eller eldre (rosa). Vertikal strek representerer +/- en standardfeil (symmetrisk på logit-skala). Det ble ikke observert laks med 100 % genetisk slektskap til oppdrettslaks i Finnmark. Fra Bolstad mfl. (2017).

**Figure 5.9.** Sea age distribution (%) at maturation for different degrees of genetic relationship to farmed salmon for both sexes in different types of rivers. Sea age given as one-sea-winter (blue), two-sea-winter (green) and three-sea-winter or older (pink). Vertical lines represent +/- 1 std. error (symmetric on logit scale). There were no observed salmon with 100% genetic relatives for farmed salmon in Finnmark. From Bolstad et al. (2017).



genetisk innkrysning av rømt oppdrettslaks (f. eks. utsettingsforsøkene beskrevet ovenfor). I tillegg er genetisk innkrysning av rømt oppdrettslaks nå estimert i et stort antall norske vassdrag (Diserud mfl. 2017; Karlsson mfl. 2016; Glover mfl. 2013). Til tross for dette, foreligger det nesten ikke dokumentasjon av forandringer i livshistorietrekk og demografi i villaksbestander som konsekvens av innkrysningen. Dette kan skyldes at en ikke har hatt tilstrekkelig gode verktøy til å studere slike endringer, i tillegg til at det er først relativt nylig at man har klart å dokumentere og kvantifisere innkrysning av rømt laks i bestander med bruk av genetiske markører. En annen årsak er at varierende forhold i havet kan påvirke både livshistorie og demografiske parametere – noe som gjør at gradvise forandringer i bestander kan være krevende å kvantifisere på kort sikt. Likevel er det nylig publisert et arbeid som for første gang dokumenterer forandringer i livshistorietrekk hos villaks i et stort antall bestander som følge av genetisk innkrysning av rømt oppdrettslaks (Bolstad mfl. 2017).

Bolstad mfl. (2017) studerte 62 ville laksebestander med individer av ulik grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks. Det genetiske slektskapet ble målt ved bruk av molekylærgenetiske metoder (Karlsson mfl. 2011; 2014). Studien viser at individer med høy grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks har endret alder (figur 5.9) og størrelse ved kjønnsmodning. Disse endringene var forskjellige mellom kjønn og for ulike typer laksestammer. I storlakselver (elver med overvekt av flersjøvinterlaks) ble det observert en økning i antall hunnlaks som returnerer fra havet etter to vintre (tosjøvinterlaks), og en nedgang i antall som returnerer etter en og tre vintre, med økende grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks. For hannlaks i de samme elvene var det en økning i ensjøvinterlaks og en tilsvarende nedgang i to- og tresjøvinterlaks. I smålakselver (elver dominert av ensjøvinterlaks) ble det ikke observert slike endringer. Derimot ble det observert en større økning i aldersbestemt størrelse for laksen i smålakselvene enn for laksen i storlakselvene med økende grad av slektskap til oppdrettslaks. I smålakselvene

økte vekten med 19 % fra 0 % til 100 % genetisk slektskap til oppdrettslaks.

Studien (Bolstad mfl. 2017) undersøkte også effekten på laks i Finnmark. Laksen i Finnmark er mer i slekt med laksen på Kolahalvøya i Russland enn med resten av den norske laksen. På grunn av lavere utvalgsstørrelse var resultatene for Finnmark mindre sikre enn for resten av landet, men det kan med sikkerhet fastslås at det er ulik effekt av genetisk slektskap til oppdrettslaks i de to regionene. Spesielt ble det observert en kraftig effekt på antall vintre i sjøen for hannlaks i smålakselvene i Finnmark, som i økende grad ble kjønnsmodne etter to vintre i istedenfor etter en (figur 5.9). Det ble også observert en dramatisk økning i aldersbestemt størrelse i smålakselvene i denne regionen, med 24 % vektøkning fra 0 % til 50 % genetisk slektskap til oppdrettslaks. Det er viktig å påpeke at de målte endringene i denne studien er underestimert (se Bolstad mfl. 2017 for utdypende forklaring).



Foto: Espen Bierud



### 5.5.8 Modelling

Modellering av konsekvenser av innkryssning av rømt oppdrettslaks gir en mulighet til å estimere tidsforløp og omfang av genetiske forandringer i ville laksebestander. Her gjennomgås to publiserte modelleringsarbeid. Det første arbeidet av Hindar mfl. (2006) var basert på best tilgjengelig kunnskap om fitness-forskjeller mellom avkom av oppdrettslaks og villaks midt på 2000-tallet, og estimerte andelen av en villaksbestand som er genetisk innkrysset med rømt oppdrettslaks. Dette ble studert ved forskjellige nivå av rømming. Arbeidet viste at ved 20 % innslag av rømt laks på gyteplassene, fikk en store forskjeller i sammensetningen av bestanden i løpet av 10 laksegenerasjoner (ca. 40 år). Forfatterne viste også at desto mer rømt oppdrettslaks i gytebestanden, desto større andel av villpopulasjonen ble genetisk påvirket av rømt laks over tid. Modellen hadde imidlertid ikke noen fitness-funksjon på den ville bestanden og kunne heller ikke predikere økologiske konsekvenser av innkryssning.

En ny modell (IBSEM – Individual based eco-genetic model) for å studere genetisk innkryssning av rømt oppdrettslaks i villaksbestander er publisert av Castellani mfl. (2015). Modellen ble basert på best tilgjengelig kunnskap om fitnessforskjeller mellom avkom av oppdrett og villaks midt på 2010-tallet. IBSEM er en individbasert modell, og inneholder en realistisk genetisk komponent. Den kan gi et estimat

på evt. forandringer i ville bestander over tid for parametere som antall yngel, parr, smolt og voksen laks i bestanden, individuell vekst i de forskjellige livsstadier og kjønnsmodning. Ved bruk av modellen har vi dermed en mulighet til å estimere «biologiske» forandringer i ville bestander over tid som følge av diverse utfordringer, for eksempel forekomst av rømt oppdrettslaks på gyteplassene.

Analyser utført med IBSEM (Castellani mfl. under arbeid) viste først og fremst at jo flere rømt laks i gytebestanden, jo større genetisk innkryssning, og jo større genetiske forandringer i den ville bestanden (slik modellen til Hindar mfl. 2006 også viste). Modellen viste imidlertid at ved lav til moderat innslag av rømt laks er forandringen i den ville bestanden relativt liten og dermed vanskelig å kvantifisere på kort sikt. For eksempel, ved 5-10 % innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene, viste de fleste fenotypiske og livshistorietrekk kun svake forandringer i en villaksbestand etter 50 år med genetisk innkryssning. Kun når innslag av rømt laks på gyteplassene ble økt til 30-50 % ble genetiske forandringer i bestandens fenotypiske og livshistorietrekk tydelige etter 50 år. Forfatterne konkluderte med at dette skyldes at (1) rømt oppdrettslaks har en lavere gyte-suksess enn villaks i naturen (Fleming mfl. 1996, 2000), (2) fordi det er en sterk seleksjon mot avkom av oppdrettslaks i naturen (dvs., de har høyere dødelighet

enn villaks og påvirker dermed bestandens «karakteristikk» mindre enn dersom de hadde overlevd i større grad), og (3) fordi mange livshistorietrekk i ville bestander er svært plastiske, og tetthetsavhengige. For eksempel, det er godt dokumentert at til tross for at oppdrettslaks vokser langt hurtigere enn vill laks under oppdrettsforhold (Glover mfl. 2017), er det kun funnet svake eller moderate forskjeller i vekst mellom disse gruppene i naturen (McGinnity mfl. 1999; Skaala mfl. 2014; Reed mfl. 2015; Jonsson & Jonsson 2017). Det er dermed kanskje ikke overraskende at modellen indikerer at moderat innslag av rømt oppdrettslaks på gyteplassene kun fører til svake eller moderate forandringer i mange fenotypisk trekk. IBSEM indikerer likevel at den største målbare effekten av innkryssning av rømt oppdrettslaks er at det kommer færre fisk tilbake fra havet. En mulig forklaring er tetthetsavhengig dødelighet, og at en del av elvens produksjonskapasitet brukes til å produsere avkom av rømt og genetisk-påvirket laks, med høyere dødelighet i havet, og dermed reduseres antall laks som vandrer tilbake til elven. Det er likevel viktig å påpeke at modellen viser at vedvarende innkryssning av rømt oppdrettslaks vil på sikt føre til en svekket bestand med redusert produksjon av laks av vill avstamning. Dette er forenlig med all tilgjengelig kunnskap om dette temaet (Glover mfl. 2017).



Foto: Helene Petersen

## 5.6

## UTVIDET BESKRIVELSE AV INNSLAG AV RØMT OPPDRETTSLAKS 2016

Rapporten fra det nasjonale overvåkingsprogrammet viser at det uveide gjennomsnittet av innslaget av rømt oppdrettslaks i sportsfisket og i høstfisket var henholdsvis 4,1 % (median=1,6 %) og 8,8 % (median=3,8 %), og gjennomsnittlig årsprosent var 5,9 % (median=2,9 %) i de 122 vassdragene der den kunne beregnes i 2016. Når data fra andre metoder som drivtelling og fiskefelle ble inkludert, økte antall vurderte vassdrag til 196. I drivtellingene var gjennomsnittlig innslag rømt laks 2,7 % (median=1,4 %).

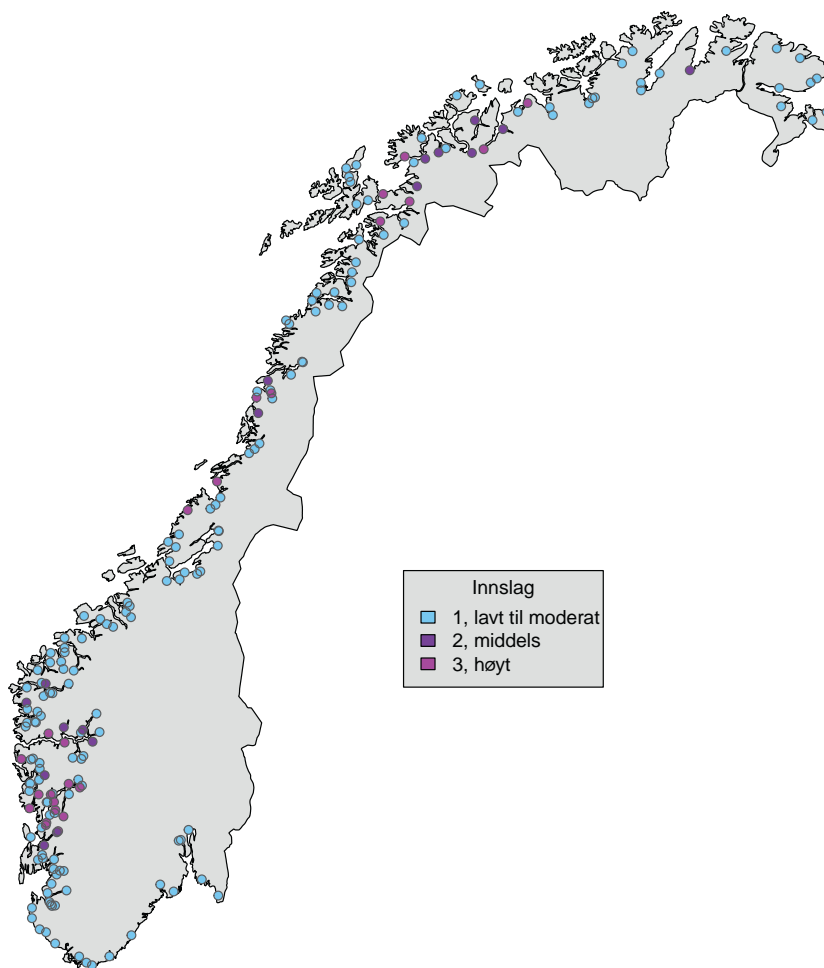
På grunn av de statistiske utfordringene med å klassifisere hver elv i < 1, 1-4, 4-10 og > 10 %-kategoriene, og for å kunne integrere data fra drivtelling og andre kilder, bestemte overvåkingsprogrammet å forenkle klassifiseringen av elvene i følgende tre kategorier med innslag av

rømt oppdrettslaks: < 10 % = lav/moderat, > 10 % = høy, noe opp mot eller noe over 10 % = middels. Av de 196 elvene ble til sammen 154 elver vurdert til å ha lavt til moderat innslag av rømt oppdrettslaks i 24 vassdrag ble innslaget vurdert som høyt, og de resterende 18 elvene ble vurdert til å være i mellomkategorien med middels innslag av rømt oppdrettslaks (figur 5.10, tabell 5.2).

Sammenlignet med tilsvarende tall for 2015 har gjennomsnittet for sportsfiske steget litt, mens det for høstfiske har vært en reduksjon på ca. en tredjedel i gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks. Målt som årsprosent er innslaget relativt likt i 2016 sammenliknet med 2015 (henholdsvis 5,9 % mot 5,6 %). Resultatene fra drivtellingene er også ganske like resultatene fra 2015, da gjennomsnittet

var 3,0 % mot 2,7 % i 2016. Antall elver som gjennomsnittstallene er basert på varierer imidlertid noe fra år til år, slik at eksakte sammenligninger blir vanskelig. I 2016 ble 79 % av vassdragene vurdert til å ha lavt til moderat innslag av rømt oppdrettslaks, tilsvarende tall i 2015 var 78 %. Andel med høyt innslag økte litt fra 2015 til 2016 (fra 10 % til 12 % av vurderte vassdrag), men er betydelig lavere enn i 2014 da 21 % av de 140 vassdragene ble vurdert til å ha høyt innhold av rømt oppdrettslaks. I alle de vurderte vassdragene på Skagerakkysten og Rogaland ble det funnet lave til moderate innslag av rømt oppdrettslaks (figur 5.10).

Resultater fra elver på Sørlandet i 2016 bekrefter tidligere observasjoner av lave innslag av rømt oppdrettslaks i denne regionen. Situasjonen endrer seg når man



**Figur 5.10.**

Lokalisering av elvene der innslaget av rømt oppdrettslaks i 2016 er vurdert av overvåkingsprogrammet til å være lavt til moderat (< 10 %): 154 vassdrag, middels (for dårlig presisjon i data til å konkludere sikkert om det er noe opp mot eller noe over 10 %): 18 vassdrag, eller høyt (> 10 %): 24 vassdrag. Se teksten for nærmere forklaring av de tre kategoriene. Fra Anon. (2017).

**Figure 5.10.**

The geographical location of the rivers where the incidence of escaped farmed salmon in 2016 was assessed by the national monitoring program for farmed escapees to be low to moderate (<10% = blue circle): 154 rivers, medium (too poor precision in data to conclude if the incidence is slightly above or under 10% = purple circle): 18 rivers, or high (> 10% = pink circle): 24 rivers. See the text for further explanation of the three categories. From Anon. (2017).



kommer til Hordaland. Der er 12 av de 32 vurderte vassdragene klassifisert til å ha mer enn 10 % innslag av rømt oppdrettslaks. Ni av disse elvene ligger i Hardangerfjordregionen, som også i 2014 (Anon. 2015) og 2015 (Anon. 2016) kom svært dårlig ut i forhold til resten av landet. Resultatene fra Hardanger i 2016 har muligens en sammenheng med en kjent rømmingsepisode i regionen i 2016. De siste tre Hordalandselvne i den høyeste kategorien med rømt oppdrettslaks er Oselva, Tysseelva og Frøysetelva. Videre nordover til Trøndelag er det i hovedsak vassdrag med lavt til moderat innslag, med vassdrag med middels innslag innimellom. Unntaket er Vikja og Daleelva (Høyanger) i Sogn og Fjordane som har høyt innslag. I Trøndelagsfylkene, Nordland og Troms er det til sammen 10 vassdrag som er vurdert til å ha høyt innslag av rømt oppdrettslaks. I Finnmark er nesten alle vassdragene vurdert til å ha

lavt innslag, unntaket er Storelva (Laksefjord) som blir vurdert til å ha middels innslag av rømt oppdrettslaks.

Som en fortsettelse av tidligere rapportering blir resultatene av høstfisket fra sesong 2016 (Anon. 2017) sammenlignet med resultatene fra høstfisket for perioden 2006–2015 (Fiske 2013; Fiske mfl. 2014; Anon 2015, 2016a).

Gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks for hele landet i perioden 2006–2016 er med datagrunnlaget referert over beregnet med en logistisk regresjon (figur 5.11). Vi har gjort to analyser: 1) Med samme utvalg av elver som har vært rapportert tidligere (Fiske 2013; Fiske mfl. 2014) (figur 5.11, øverste panel). 2) Analysen inkluderer også de nye elvene som har kommet til i 2014–2016 (figur 5.11, nederste panel). Gjennomsnittlig har innslag av rømt laks gått ned ca. 0,4–0,7

% per år i perioden 2006–2016. Begge analyser viser nokså stabilt nivå av rømt oppdrettslaks i årene 2014–2016. Ser vi nærmere etter, viser analyse 1 en større nedgang fra 2015 til 2016 enn analyse 2. Dette skyldes en oppgang i andelen rømt oppdrettslaks i de elvene som er kommet med etter 2013 (12 nye elver).

For å forstå konsekvensene av innkryssing av oppdrettslaks i ville laksebestander må det gjennomføres studier som kvantifiserer betydningen av konkurranse mellom avkom av vill og rømt laks på produksjonen av vill smolt. Det må samtidig gjennomføres studier som måler effekten av innkryssing på lokal tilpasning, bestandens produksjonsevne og levedyktighet. Alle disse punktene er diskutert i detaljer i en nylig publisert litteraturnomgang (Glover mfl. 2017).

**Tabell 5.2.**

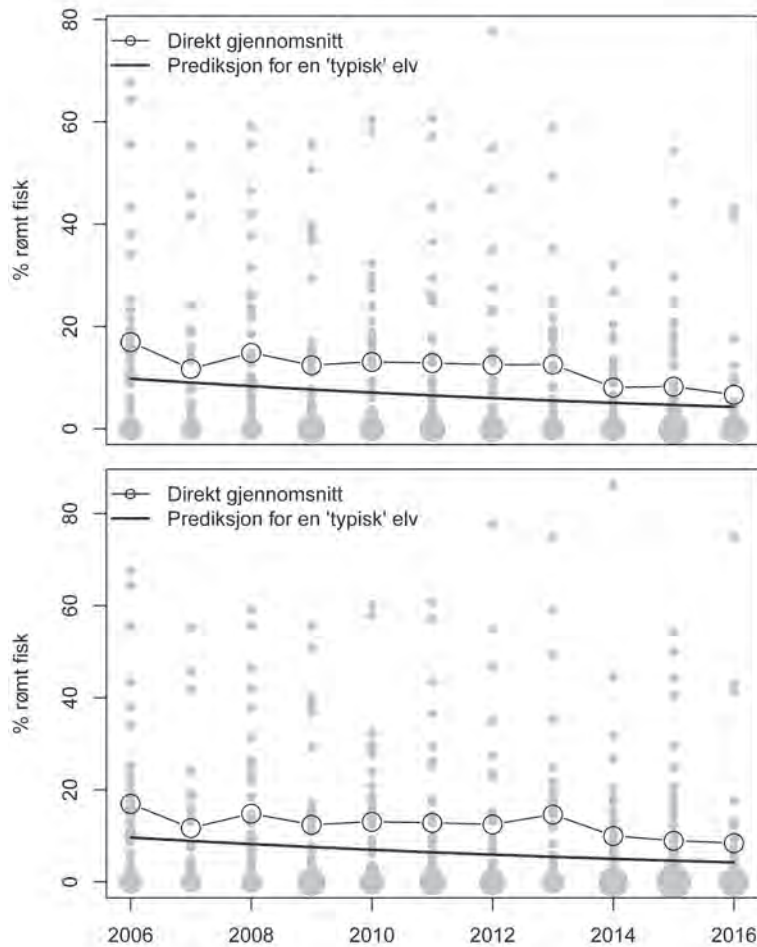
Gjennomsnittlig innslag (%) av rømt oppdrettslaks i data fra sportsfiske, høstfiske, stamfiske, drivtelling og beregnet årsprosent – presentert fylkesvis. "Høstfiske 2" er høstfiskedata supplert med stamfiskedata av god kvalitet. Annet inkluderer bl.a. fiskefelle, innsamling i forbindelse med rotenonbehandling, etc. Antall elver i hver datakilde er gitt i parentes. Antall elver i kategoriene lavt til moderat, middels og høyt innslag av rømt oppdrettslaks er også vist. Se tekst for forklaring på hvordan disse tre kategoriene er valgt. Fra Anon. (2017).

**Table 5.2.**

Average percentage of farmed escaped salmon in summer angling, autumn-angling (høstfiske), autumn brood fish sampling (stamfiske), snorkeling (drivtelling) and calculated annual percentage (årsprosent=incidence of farmed salmon) presented by County. "Høstfisk 2" is data from river sampling in the autumn supplemented with good quality data from brood fish samples. Other (Annet) include fish trap, collection in connection with rotenone treatment, etc. The number of rivers for each data source is given in brackets. The number of rivers in the categories low to moderate, medium and high levels for incidence of farmed salmon is also shown. See text explaining how these three categories are selected. From Anon. (2017).

Fylke	Sportsfiske %	Høstfiske	Høstfiske 2	Stamfiske	Annet	Årsprosent %	Drivtelling %	Lavt til moderat innslag <10%	Middels innslag	Høyt innslag >10%
Østfold	2,3 (2)		4,8 (1)	4,8 (1)		3,0 (2)		2	0	0
Akershus			0,0 (1)	0,0 (1)		0,2 (1)		1	0	0
Buskerud			0,0 (1)	0,0 (1)		0,2 (1)		2	0	0
Vestfold	1,0 (1)	0,0 (1)	0,0 (1)			0,2 (1)		1	0	0
Telemark	2,8 (1)		0,0 (1)	0,0 (1)		0,7 (1)		1	0	0
Aust-Agder	1,1 (1)	0,0 (1)	0,0 (1)			0,3 (1)		1	0	0
Vest-Agder	0,9 (4)	0,0 (2)	0,0 (2)			1,7 (4)		4	0	0
Rogaland	1,4 (13)	3,7 (4)	1,5 (7)	0,8 (5)		2,3 (15)	0,8 (15)	20	0	0
Hordaland	8,4 (9)	7,4 (1)	7,3 (9)	7,0 (8)	6,2 (1)	9,1 (15)	4,3 (26)	16	4	12
Sogn og Fjordane	5,5 (15)	7,1 (4)	6,6 (9)	5,9 (3)		6,3 (18)	2,5 (18)	19	5	2
Møre og Romsdal	1,6 (16)	7,8 (3)	5,3 (5)	1,7 (2)		3,9 (16)	0,6 (5)	18	0	0
Sør-Trøndelag	0,9 (8)	24,2 (2)	16,9 (3)	2,2 (1)		5,3 (9)	0,2 (3)	9	0	1
Nord-Trøndelag	6,9 (6)	30,2 (3)	22,6 (4)	0,0 (1)	13,6 (1)	11,4 (6)	1,2 (2)	6	0	1
Nordland	8,0 (8)	2,7 (3)	2,7 (3)	0,0 (1)	5,4 (5)	6,4 (9)	2,5 (30)	29	2	4
Troms	7,8 (11)	16,9 (3)	16,9 (3)		18,6 (2)	12,1 (11)	5,8 (11)	8	6	4
Finnmark	2,3 (12)	2,9 (6)	2,9 (6)		0,0 (1)	4,4 (12)	1,7 (14)	17	1	0
Totalt antall	107	33	55	25	10	122	124	154	18	24
Gjennomsnitt	4,1	8,8	6,6	3,5	8,4	5,9	2,7			
Median	1,6	3,8	2,4	0	4,4	2,9	1,4			





**Figur 5.11.**

Øverste panel: Gjennomsnittlig % rømt oppdrettslaks (o) i høstundersøkelsene for årene 2006–2016 for totalt 56 elver (Fiske 2013; Fiske mfl. 2014), vist for hele Norge. Elver som ikke var med i 2006–2012 er ikke med for å gjøre analysen mer sammenliknbar med tidligere år. Nederste panel: Som øverste panel, bortsett fra at elver som har kommet i tillegg i overvåkingsprogrammet i 2014–2016 som ikke var med i tidligere trend er lagt til (totalt 68 elver). I begge alternativene er utviklingen av innslag av rømt laks i perioden 2006–2016 også analysert med logistisk regresjon:  $\text{glmer}(\text{cbind}(\#\text{Rømt}, \#\text{Vill}) \sim \text{år} + (1|\text{elv}) + (1|\text{fylke}), \text{family} = \text{binomial})$  (programmert i R). Beregninger basert på modellen er vist med tykk linje (signifikant nedadgående trend). Kun elver med data fra minst to år er med i beregningene.

**Figure 5.11.**

Top panel: Average % escaped farmed salmon (o) in the autumn angling surveys for the years 2006–2016 for a total of 56 rivers (Fiske 2013, Fiske et al. 2014), for Norway. New rivers included in 2014–2016 are excluded. Bottom panel: As top panel, but also includes new rivers that were added in the national monitoring program in 2014–2016 (a total of 68 rivers). In both versions, the data were analyzed by logistic regression:  $\text{glmer}(\text{cbind}(\#\text{Escaped}, \#\text{Wild}) \sim \text{year} + (1|\text{river}) + (1|\text{county}), \text{family} = \text{binomial})$  programmed in R. Calculations based on the model are shown as a thick line (significant downward trend). Only rivers with data of at least two years are included in the calculations.

## 5.7

## REFERANSER

- Abrantes KG, Lyle JM, Nichols PD, Semmens JM. 2011. Do exotic salmonids feed on native fauna after escaping from aquaculture cages in Tasmania, Australia? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68, 1539–51.
- Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Tamarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 1, 105 s.
- Anon. 2015. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2014. Fisken og havet, særnr. 2b–2015.
- Anon. 2016. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2015. Fisken og havet, særnr. 2b–2016.
- Anon. 2017. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2016. Fisken og havet, særnr. 2b–2017.
- Araki H, Schmid C. 2010. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture*, 38 (Supp. 1): 2–11.
- Besnier F, Glover KA, Skaala Ø. 2011. Investigating genetic changes in wild populations: modelling gene-flow from farm escapees. *Aquaculture Environment Interactions* 2: 75–86.
- Besnier F, Glover KA, Lien S, Kent M, Hansen MM, Shen X, Skaala Ø. 2015. Identification of quantitative genetic components of fitness variation in farmed, hybrid and native salmon in the wild. *Heredity* 00:1–9.
- Bicskei B, Bron J, Glover KA, Taggart J B. 2014. A comparison of gene transcription profiles of domesticated and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) at different life stages, reared under controlled conditions. *BMC Genomics* 15:884.
- Bicskei B, Taggart JB, Glover KA, Bron JE. 2016. Comparing the transcriptomes of embryos from domesticated and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks and examining factors that influence heritability of gene expression. *Genetics Selection Evolution*, 48(1):1–16.
- Bolstad GH, Hindar K, Robertsen G, Jonsson B, Sægvog H, Diserud OH, Fiske P, Jensen AJ, Urdal K, Næsje TF. 2017. Gene flow from domesticated escapees alters the life history of wild Atlantic salmon. *Nature Ecology & Evolution*, 1: 0124.
- Bourke EA, Coughlan J, Jansson H, Galvin P, Cross TF. 1997. Allozyme variation in populations of Atlantic salmon located throughout Europe: diversity that could be compromised by introductions of reared fish. *ICES Journal of Marine Science* 54: 974–985.
- Bourret V, Kent MP, Primmer CR, Vasemägi A, Karlsson S, Hindar K, McGinnity P, Verspoor E, Bernatchez L, Lien S. 2013. SNP-array reveals genome-wide patterns of geographical and potential adaptive divergence across the natural range of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Molecular Ecology* 22: 532–551.
- Castellani M, Heino M, Gilbey J, Araki H, Svåsand T, Glover KA. 2015. IBSEM: An individual-based Atlantic salmon population model. *PLOS One* 10(9): e0138444.
- Chittenden CM, Rikardsen AH, Skilbrei OT, Davidsen JG, Halttunen E, Skardhamar J, McKinley RS. 2011. An effective method for the recapture of escaped farmed salmon. *Aquaculture Environ Interact* 2011, 1(3):215–224.
- Clifford SL, McGinnity P, Ferguson A. 1998a. Genetic changes in Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations of northwest Irish rivers resulting from escapes of adult farm salmon.

- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 358-363.
- Clifford SL, McGinnity P, Ferguson A. 1998b. Genetic changes in an Atlantic salmon population resulting from escaped juvenile farm salmon. *Journal of Fish Biology* 52: 118-127.
- Cross TF, Challanain DN. 1991. Genetic characterisation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) lines farmed in Ireland. *Aquaculture* 98: 209-216.
- Crozier WW. 1993. Evidence of genetic interaction between escaped farmed salmon and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a Northern Irish river. *Aquaculture* 113(1-2):19-29.
- Crozier WW. 2000. Escaped farmed salmon, *Salmo salar* L., in the Glenarm River, Northern Ireland: genetic status of the wild population 7 years on. *Fisheries Management and Ecology*, 7: 437-446.
- Darwish TL, Hutchings JA. 2009. Genetic variability in reaction norms between farmed and wild backcrosses of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 83-90.
- Debes PV, Hutchings JA. 2014. Effects of domestication on parr maturity, growth, and vulnerability to predation in Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71, 1371-84.
- Diserud, OH, Fiske, P, Hindar, K. 2013. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks – Oppdatering for perioden 1989-2012. - NINA Rapport 976. 22 s.
- Diserud, OH, Hindar, K, Karlsson, S, Glover, KA, Skaala, Ø. 2017. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – status 2017. NINA Rapport 1337. 55 s.
- Einum S, Fleming IA. 1997. Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 50: 634-651.
- Ferguson A, McGinnity P, Baker N, Cotter D, Hynes R, O'Hara B, O'Maoileidigh N, Prodöhl P, Rogan G. 2002. A two-generation experiment comparing the fitness and life-history traits of native, ranched, non-native, farmed, and hybrid Atlantic salmon under natural conditions. *ICES CM* 2002/T:04.
- Fiske, P, Lund, RA, Hansen, LP. 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 J Mar Sci* 63: 1182-1189.
- Fiske, P, Diserud, OD, Robertsen, G, Foldvik, A, Skilbrei, OT, Heino, M, Helland, IP, Hindar, K. 2013. Midtveisvurdering av nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder. Rømt oppdrettslaks og bestandsstatus. NINA Minirapport, 470: 1-24.
- Fiske P. 2013. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elv om høsten 2010-2012. NINA Rapport 989.
- Fiske P, Aronsen T, Hindar K. 2014. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elver om høsten 2013. NINA rapport 1063. 44 s.
- Fjelldal PG, Glover KA, Skaala Ø, Imsland A, Hansen TJ. 2009. Vertebral body mineralization and deformities in cultured Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): Effects of genetics and off-season smolt production. *Aquaculture* 296: 36-44.
- Fleming IA, Jonsson B, Gross MR, Lamberg A. 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *J Appl Ecol* 33:893-905.
- Fleming IA, Lamberg A, Jonsson B. 1997. Effects of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. *Behav Ecol* 8:470-480.
- Fleming IA, Einum S. 1997. Experimental tests of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. *ICES Journal of Marine Science* 54: 1051-1063.
- Fleming I, Hindar K, Mjølnerød IB, 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 B*. 267: 1517-1523.
- Fleming IA, Agustsson T, Finstad B, Johnsson JI, Björnsson BTh. 2002. Effects of domestication on growth physiology and endocrinology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:1323-1330.
- Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk. 2015. Lovdata: FOR-2015-02-05-89. Hentet fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-02-05-89>.
- Fraser DJ, Weir LK, Bernatchez L, Hansen MM, Taylor EB. 2011. Extent and scale of local adaptation in salmonid fishes: review and meta-analysis. *Heredity* 106: 404-420.
- Fraser DJ, Houde ALS, Debes PV, O'Reilly P, Eddington JD, Hutchings JA. 2010. Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. *Ecological Applications* 20: 935-953.
- Gjedrem T, Gjølven HM, Gjerde B. 1991. Genetic origin of Norwegian farmed salmon. *Aquaculture* 98: 41-50.
- Gjedrem T. 2010. The first family-based breeding program in aquaculture. *Reviews in Aquaculture* 2, 2-15.
- Gjølven HM, Bentsen HB. 1997. Past, present, and future of genetic improvement in salmon aquaculture. *ICES Journal of Marine Science* 54: 1009-1014.
- Glover KA, Skaala, Ø. 2006. Temporal stability of sea louse *Lepeophtheirus salmonis* Krøyer populations on Atlantic salmon *Salmo salar* L. of wild, farm and hybrid parentage. *Journal of Fish Biology* 68: 1795-1807.
- Glover KA, Skar C, Christie KE, Glette J, Rudra H, Skaala Ø. 2006a. Size-dependent susceptibility to infectious salmon anemia virus (ISAV) in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of farm, hybrid and wild parentage. *Aquaculture* 254: 82-91.
- Glover, K A, Bergh, Ø, Rudra, H, Skaala, Ø. 2006b. Juvenile growth and susceptibility to *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of farmed, hybrid, and wild parentage. *Aquaculture* 254: 72-81.
- Glover KA, Otterå H, Olsen RE, Slinde E, Tanager GL, Skaala Ø. 2009. A comparison of farmed, wild and hybrid Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) reared under farming conditions. *Aquaculture* 286: 203-210.
- Glover KA. 2010. Forensic identification of farmed escapees: a review of the Norwegian experience. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 1-10.
- Glover KA, Quintela, M, Wennevik V, Besnier F, Sørvik AGE, 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: e43129.
- Glover KA, 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.
- Glover KA, Solberg MF, McGinnity P, Hindar K, Verspoor E, Coulson MW, Hansen MM, Araki H, Skaala Ø, Svåsand T. 2017. Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic salmon: Status of knowledge and unanswered questions. *Fish and Fisheries* 1-38.
- Hansen, LP, Jacobsen, JA, Lund, RA. 1993. High numbers of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., observed on oceanic waters north of the Faroe Islands. *Aquaculture and Fisheries Management* 24: 777-781.
- Hansen LP. 2006a. Migration and survival of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) released from two Norwegian fish farms. *ICES J Mar Sci* 63, 1211-1217.
- Hansen LP. 2006b. Vandrings og spredning av rømt oppdrettslaks. NINA Rapport 162: 1-21.
- Harvey A, Glover KA, Taylor MI, Creer S, Carvalho GR. 2016a. A common garden design reveals population-specific variability in potential impacts of hybridization between populations of farmed and wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Evolutionary Applications* 9, 435-49.
- Harvey, A Juleff, G, Carvalho, G Taylor, M, Solberg, M F, Dyrhovden, L, Matre, I H, Glover, KA. 2016b. Does density influence relative growth performance of farm, wild and F1 hybrid Atlantic salmon in semi-natural and hatchery common garden conditions? *Royal Society Open Science* 3:16152.



- Harvey, A, Solberg, M, Troianou, Carvalho, GR, Taylor, M, Creer, S, Dyrehoveden, L, Matre, IH, Glover, KA. 2016c. Plasticity in growth of farmed and wild Atlantic salmon: is the increased growth rate of farmed salmon caused by evolutionary adaptations to the commercial diet? *BMC Evolutionary Biology* 16:264.
- Heino M, Svåsand T, Wennevik W, Glover KA. 2015. Genetic introgression of farmed salmon in native populations: quantifying the relative influence of population size and frequency of escapees. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 185-190.
- Hindar K, Ryman N, Utter F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 945-57.
- Hindar, K, Fleming IA, McGinnity P, Diserud O. 2006. Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. *ICES J. Marine Sci.* 63: 1234-1247.
- Houde ALS, Fraser DJ, Hutchings JA. 2010. Reduced anti-predator responses in multigenerational hybrids of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Conservation Genetics* 11: 785-794.
- Houston R D, Haley C S, Hamilton A. 2008 Major quantitative trait loci affect resistance to infectious pancreatic necrosis in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Genetics* 178: 1109-1115.
- ICES. 2016. Report of the Workshop to address the NASCO request for advice on possible effects of salmonid aquaculture on wild Atlantic salmon populations in the North Atlantic (WKCULEF), 1-3 March, Copenhagen, Denmark. *ICES CM 2016/ACOM* 42: 44 pp.
- Jensen AJ, Karlsson S, Fiske P, Hansen LP, Hindar K, Østborg G. 2013. Escaped farmed Atlantic salmon in the Arctic Ocean. *Aquaculture Environment Interactions* 3: 223-229.
- Johnsson JI, Björnsson BTh. 1994. Growth hormone increases growth rate, appetite and dominance in juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Animal Behaviour* 48: 177-186.
- Johnsson JI, Petersson E, Jönsson E, Björnsson BTh, Järvi T. 1996. Domestication and growth hormone alter antipredator behaviour and growth patterns in juvenile brown trout. *Salmo trutta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1546-1554
- Johnsson JI, Höjesjö J, Fleming IA. 2001. Behavioural and heart rate response to predation risk in wild and domesticated Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 788-794.
- Jonsson N, Jonsson B, Hansen LP. 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.
- Jonsson B, Jonsson N, Hansen LP. 2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. *Journal of Fish Biology* 62: 641-657.
- Jonsson B, Jonsson N. 2017. Maternal inheritance influences homing and growth of hybrid offspring between wild and farmed Atlantic salmon. *Aquaculture Environment Interactions*, 9:231-238.
- Jönsson E, Johnsson JI, Björnsson BTh. 1996. Growth hormone increases predation exposure of rainbow trout. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 263: 647-651.
- Jönsson E, Johnsson JI, Björnsson BTh. 1998. Growth hormone increases aggressive behavior in juvenile rainbow trout. *Hormones and Behaviour* 33: 9-15.
- Karlsson S, Moen T, Hindar K. 2010. Contrasting patterns of gene diversity between microsatellites and mitochondrial SNPs in farm and wild Atlantic salmon. *Conservation Genetics* 11: 571-582.
- Karlsson S, Moen T, Lien S, Glover KA, Hindar K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources* 11: 247-253.
- Karlsson S, Diserud OH, Moen T, Hindar K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. *Ecology and Evolution* 4, 3256-63.
- Karlsson, S, Diserud, O H, Fiske, P, Hindar, K. 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. *Ices Journal of Marine Science*, 73: 2488-2498.
- Koljonen M-L, Tähtinen J, Säisä M, Koskiniemi J. 2002. Maintenance of genetic diversity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) by captive breeding programmes and the geographic distribution of microsatellite variation. *Aquaculture* 212: 69-9.
- Lura H, Sægrov H. 1991. Documentation of successful spawning of escaped farmed female Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Norwegian rivers. *Aquaculture* 98: 151-159.
- Madhun A S, Karlsbakk E, Isachsen CH, Omdal LM, Sørvik AGE, Skaala Ø, Wennevik V, Glover KA. 2015. Potential disease interaction reinforced: Double-virus infected escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., recaptured in a nearby river. *Journal of Fish Diseases* 38: 209-219.
- Martin-Smith KM, Armstrong JD, Johnsson JI, Björnsson BT. 2004. Growth hormone increases growth and dominance of wild juvenile Atlantic salmon with affecting space use. *Journal of Fish Biology* 65, Suppl.A: 156-172.
- McGinnity P, Stone C, Taggart JB, Cooke DD, Cotter D, Hynes R, McCamley C, Cross T, Ferguson A. 1997. Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. *ICES Journal of Marine Science* 54: 998-1008.
- 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, London, Series B*, 270: 2443-2450.
- Mjølnerød IB, Refseth UH, Karlsen E, Balstad T, Jakobsen KS, Hindar K. 1997. Genetic differences between two wild and one farmed population of Atlantic salmon (*Salmo salar*) revealed by three classes of genetic markers. *Heredity* 127: 239-248.
- Moen T, Baranski M, Sonesson A K, Kjøglum S. 2009. Confirmation and fine-mapping of a major QTL for resistance to infectious pancreatic necrosis in Atlantic salmon (*Salmo salar*): population-level associations between markers and trait. *BMC Genomics* 10: 368.
- Mork J. 1991. One-generation effects of farmed fish immigration on the genetic differentiation of wild Atlantic salmon in Norway. *Aquaculture* 98: 267-276.
- Mork OI, Bjerkgeng B, Rye M. 1999. Aggressive interactions in pure and mixed groups of juvenile farmed and hatchery-reared wild Atlantic salmon *Salmo salar* L. in relation to tank substrate. *Aquaculture Research* 30: 571-578.
- Normandeau E, Hutchings JA, Fraser DJ, Bernatchez L. 2009. Population-specific gene expression responses to hybridization between farm and wild Atlantic salmon. *Evolutionary Applications* 2, 489-503.
- Norris AT, Bradley DG, Cunningham EP. 1999. Microsatellite genetic variation between and within farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Aquaculture* 180: 247-264.
- Olsen RE, Skilbrei OT. 2010. Feeding preference of recaptured Atlantic salmon *Salmo salar* following simulated escape from fish pens during autumn. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 167-74.
- Quintela M, Wennevik V, Sørvik AGE, Skaala Ø, Skilbrei OT, Urdal K, Barloup BT, Glover KA. 2016. Siblingship tests connect two seemingly independent farmed Atlantic salmon escape events together. *Aquaculture Environment Interactions* 8: 497-509.
- Reed TE, Prodöhl P, Hynes R, Cross T, Ferguson A, McGinnity P. 2015. Quantifying heritable variation in fitness-related traits of wild, farmed and hybrid Atlantic salmon families in a wild river environment. *Heredity* 115, 173-84.
- Rengmark AH, Slettan A, Skaala O, Lie O, Lingaas F. 2006. Genetic variability in wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) strains estimated by SNP and microsatellites. *Aquaculture*, 253: 229-237.



- Roberge C, Einum S, Guderley H, Bernatchez L. 2006. Rapid parallel evolutionary changes of gene transcription profiles in farmed Atlantic salmon. *Molecular Ecology* 15: 9-20.
- Roberge C, Normandeau E, Einum S, Guderley H, Bernatchez, L. 2008. Genetic consequences of interbreeding between farmed and wild Atlantic salmon: insights from the transcriptome. *Molecular Ecology* 17: 314-324.
- Skaala Ø, Høyheim B, Glover KA, Dahle G. 2004. Microsatellite analysis in domesticated and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): allelic diversity and identification of individuals. *Aquaculture* 240: 131-143.
- Skaala Ø, Taggart JB, Gunnes K. 2005. Genetic differences between five major domesticated strains of Atlantic salmon and wild salmon. *Journal of Fish Biology* 67: 118-128.
- Skaala Ø, Wennevik V, Glover KA. 2006. Evidence of temporal genetic change in wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) populations affected by farmed escapees. *ICES J. Marine Science* 63: 1224-1233.
- Skaala Ø, Glover KA, Barlaup BT, Svåsand T, Besnier F, Hansen MM, Borgstrøm, R. 2012. Performance of farmed, hybrid and wild Atlantic salmon families in a natural river environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1994-2006.
- Skaala Ø, Glover KA, Barlaup B, Borgstrøm R. 2014. Microsatellite DNA used for parentage identification of partly digested Atlantic salmon (*Salmo salar*) juveniles in a natural river environment. *Marine Biology Research* 10: 323-328.
- Skilbrei OT. 2010. Reduced migratory performance of simulated escaped Atlantic salmon postsmolts during autumn. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 117-125.
- Skilbrei OT. 2013. Migratory behaviour and ocean survival of escaped out-of-season smolts of farmed Atlantic salmon *Salmo salar*. *Aquaculture Environment Interactions* 3:213-221.
- Skilbrei, OT, Skulstad, OF, Hansen, T. 2014. The production regime influences the migratory behavior of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 424-425, 146-150.
- Skilbrei, OT, Heino, M, Svåsand, T. 2015a. Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages, from farms sites in Norway. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 670-685.
- Skilbrei, OT, Normann, E, Meier, S, Olsen, RE. 2015b. Use of fatty acid profiles to monitor the escape history of farmed Atlantic salmon. *Aquaculture Environment Interactions* 7:1-13.
- Solberg M, Kvamme O, Nilsen F, Glover KA. 2012. Effects of environmental stress on mRNA expression levels of seven genes related to oxidative stress and growth in Atlantic salmon *Salmo salar* L. of farmed, hybrid and wild origin. *BMC Research Notes* 5:672.
- Solberg MF, Skaala Ø, Nilsen F, Glover KA. 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(1): e54469.
- Solberg MF, Zhang Z, Nilsen F, Glover KA. 2013b. Growth reaction norms of domesticated, wild and hybrid Atlantic salmon families in response to differing social and physical environments. *BMC Evolutionary Biology* 13:234.
- Solberg M, Zhang Z, Glover KA. 2015. Are farmed salmon more prone to risk than wild salmon? Susceptibility of juvenile farm, hybrid and wild Atlantic salmon *Salmo salar* L. to an artificial predator. *Applied Animal Behaviour Science* 162: 67-80.
- Solberg MF, Dyrhovden L, Matre IH, Glover KA. 2016. Thermal plasticity in farmed, wild and hybrid Atlantic salmon: no indication of domestication-driven divergence in lower thermal tolerance during early development. *BMC Evolutionary Biology* 16:38.
- Sægrov H, Hindar K, Kålås S, Lura H. 1997. Escaped farmed Atlantic salmon replace the original salmon stock in the River Vosso, western Norway. *ICES Journal of Marine Science* 54: 1166-1172.
- Taranger GL, Svåsand T, Bjørn PA, Jansen PA, Heuch PA, Grøntvedt RN, Asplin L. 2012. Forslag til første generasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefisk. *Fisken og havet*, 13-2010, Havforskningsinstituttet; Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7-2012.
- Taranger GL, Svåsand T, Kvamme BO, Kristiansen TS, Boxaspen KK. (red.) 2013. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012, *Fisken og havet*, særnummer 2 -2013 Havforskningsinstituttet.
- Thodesen J, Grisdale-Helland B, Helland SJ, Gjerde B. 1999. Feed intake, growth and feed utilization of offspring from wild and selected Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 180:237-246.
- Verspoor E. 1988. Reduced genetic variability in first-generation hatchery populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). In: Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen J.L. (Eds.) *The Atlantic salmon: genetics, conservation and management*. Blackwell Publishing, Oxford. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1686-1690.
- Verspoor E. 1997. Genetic diversity among Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) populations. *ICES Journal of Marine Science* 54: 965-973.
- Volpe JP, Taylor EB, Rimmer DW, Glickman BW. 2000. Evidence of natural reproduction of aquaculture escaped Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a coastal British Columbia river. *Conservation Biology* 14: 899-903.
- Wargelius A, Leininger S, Skaftnesmo KO, Kleppe L, Andersson E, Taranger GL, Schulz RW, Edvardsen RB. 2016. Dnd knockout ablates germ cells and demonstrates germ cell independent sex differentiation in Atlantic salmon. *Scientific Reports* 6:21284.
- Webb JH, McLaren IS, Donaghy MJ, Youngson AF. 1993. Spawning of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the second year after their escape. *Aquaculture and Fisheries Management* 24: 557-561.
- Webb JH, Verspoor E, Aubin-Horth N, Romakaniemi A, Amiro P. 2007. *The Atlantic Salmon*. Chapter 2. In: *The Atlantic salmon: genetics, conservation and management*. Verspoor E., Stradmeyer, L. & Nielsen J.L. (Eds). Blackwell Publishing, Oxford, pp. 17-56.
- Zhang Z, Glover KA, Wennevik V, Svåsand T, Sørvik AGE, Fiske P, Karlsson S, Skaala Ø. 2013. Genetic analysis of Atlantic salmon captured in a netting station reveals multiple escape-ment events from commercial fish farms. *Fish Manage Ecol* 20:42-51.

# Utslipp av partikulære og løste stoffer fra matfiskanlegg

Vivian Husa, Pia Kupka Hansen, Raymond Bannister, Tina Kutti

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

# 6



FOTO: HAVFORSKNINGSINSTITUTTET



## 6.1

## BAKGRUNN

En fullstendig risikovurdering av effektene av utslipp fra norske matfiskanlegg krever at det er satt klare miljømål for den delen av det marine økosystemet som påvirkes. Man må også ha bestemt hvilke indikatorer som sier noe om graden av påvirkning, og etablere samfunnsmessig aksepterte grenseverdier for uønsket påvirkning. I tillegg må det gjennomføres en overvåkning for å ha data nok til å vurdere eksponering og om miljømålet er nådd (GESAMP 2008). På grunn av dette vurderes ikke effekter på følsomme arter og habitater i denne omgang, men kunnskapsstatus på temaet er inkludert. Overvåkningen av organisk utslipp ved akvakulturanlegg skal følge norsk standard NS-9410:2016 - Miljøovervåkning av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg. Gjennom MOM-systemet er det utviklet spesifikke miljømål for nær- og fjernsone ved anleggene. Standarden omfatter to typer undersøkelser, B og C,

hvor B-undersøkelsen brukes nær anleggene (anleggssonen) og C-undersøkelsen i området omkring (overgangssonen). NS 9410:2016 fastsetter hvordan undersøkelsene skal utføres, undersøkelsesfrekvens og hvordan resultatene skal vurderes i forhold til definerte miljøstandarder. Standarden inneholder også en forundersøkelse som skal gjøres på nye lokaliteter før de tas i bruk og ved vesentlig utvidelse av eksisterende lokaliteter. Overvåkning av miljøkvalitet i området utenfor anleggets influensområde (anleggssone og overgangssone) skjer etter miljømål, indikatorer og grenseverdier for miljøkvalitet i kystvann i Norge bestemt i Vannforskriften (LOVDATA: FOR-2015-06-25-805).

Norsk produksjon av laks og regnbueørret var i 2017 om lag 1 300 000 tonn (uttak til slakt) og innrapportert forforbruk var i 2017 på om lag 1 740 000 tonn (kilde: Fiskeridirektoratet). Utslipp fra fiskeoppdrett

skyldes oppløste og partikulære organiske forbindelser (förpellets og fekalier) samt uorganiske næringsalter (nitrogen og fosfor). Organisk materiale og næringsalter kan spres i ulik retning og distanse fra anlegget, og det dannes soner rundt anlegget som i større eller mindre grad kan være påvirket av utslippene. Størrelsen på påvirkningssonene vil variere med anleggets størrelse, plassering, strøm og bølgeeksponering. Vi vil i det følgende gjøre en risikovurdering av effekter av utslipp både lokalt ved anlegget og i den regionale sonen. Den lokale påvirkningssonen defineres her som anleggets produksjonsone (anleggssone og overgangssone), det vil si den sonen som i størst grad påvirkes av utslippene. Den regionale sonen omfatter alt kystvann utenfor anleggets produksjonsone og skal ikke være påvirket av utslipp fra anleggene.

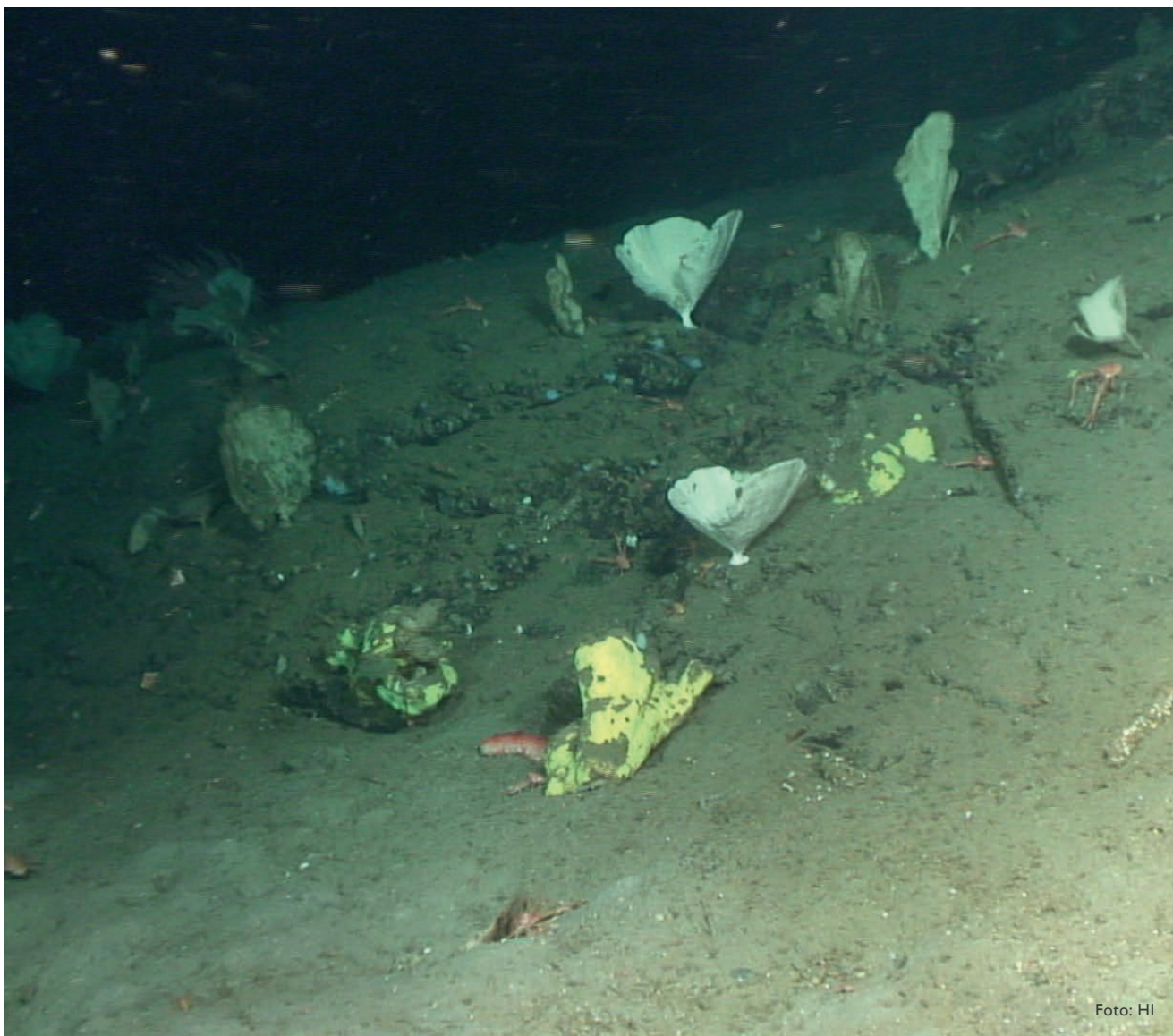


Foto: HI



## 6.2

## RISIKOVURDERING

## 6.2.1. Effekt av utslipp av næringsalter og organisk materiale i regional sone

**Risikovurdering**

Konsekvensen av regional effekt på marine økosystemer på grunn av utslipp av næringsalter og organiske utslipp fra menneskelig aktivitet er godt kjent fra internasjonal litteratur, og må regnes for å være stor. Det finnes per i dag ikke tilstrekkelig overvåkningsdata fra områder med mye matfiskproduksjon til å gjøre en fullstendig risikovurdering av hele norskekysten. Overvåkning i Rogaland og Hordaland viser meget god og god miljøtilstand, også i områder som har høy produksjon av matfisk. Risikoen for regional påvirkning i disse to fylkene vurderes derfor som lav. Dette indikerer at det også er lav risiko for regional påvirkning i andre fylker. Risikoen for regional påvirkning vil være minst i områder med god vannutskiftning, mens mer innestengte områder og terskelfjorder med grunn terskel (< 100 meter dyp) med høy produksjonsintensitet kan være risikoområder.

**Vurdering av risikoområder og overvåkningsdata langs norskekysten**

Det finnes ikke systematiske langtidsmålinger av miljøtilstand i kystvann fra Rogaland og nordover der norsk matfiskproduksjon i hovedsak foregår. Som ett ledd i implementeringen av vannforskriften ble det i 2013 startet opp en

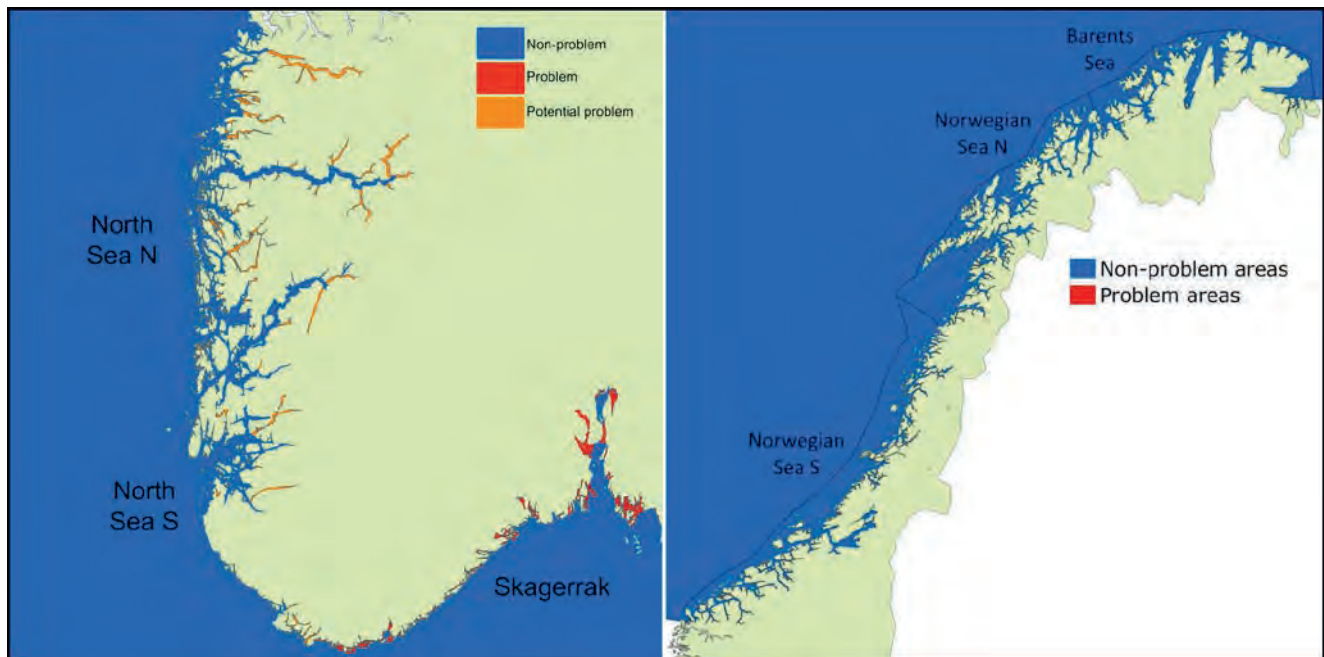
trendovervåkning av miljøtilstanden i norske kystområder (ØKOKYST). Denne overvåkingen dekker foreløpig bare noen utvalgte stasjoner i fylkene og er for det meste plassert i upåvirkede områder. Det er planlagt et utvidet nettverk med stasjoner for denne overvåkingen slik at man etter hvert får mer data fra regional sone.

I Rogaland, Hordaland og i seks fjorder i Nordland startet det i 2012-2013 opp overvåkning av vannkvalitet på ett relativt dekkende stasjonsnett i områder med matfiskproduksjon. Overvåkningsprogrammet følger veiledere gitt etter Vannforskriften (Veileder 02:2013), finansieres av lokale oppdrettere, koordineres av Blue Planet og utføres av akkrediterte, uavhengige firma. Data fra disse tre fylkene gir foreløpig det beste grunnlaget for å si noe om miljøtilstanden i områder med matfiskproduksjon. Lignende overvåkningsprogram finansiert av lokale oppdrettere har vært forsøkt initiert i flere andre fylker, men er foreløpig ikke igangsatt. I tillegg kommer en del data fra problemovervåkning i områder med høyt oppdrettspress.

I 2016 ble den tredje OSPAR-vurderingen (OSPARs Common Procedure) av faren for overgjødning av norske kystområder foretatt (Norderhaug mfl. 2016a).

Vurderingen gjøres på grunnlag av en totalvurdering av utslipp av næringsalter fra alle norske kilder samt en modellering av effektene av utslippene i kystvannforekomster med ulik vannutskiftning. Overvåkningsdata er tatt med i vurderingen der disse finnes. Rapporten viser at problemområdene i hovedsak ligger i indre kyst og fjordområder på Skagerrakskysten, der det ikke er matfiskproduksjon (Figur 6.1.) Potensielle problemområder er indre deler av store fjorder og mindre terskelfjorder på Vestlandet.

Fjorder med en terskel grunnere enn 100 meter har bare utskiftning av bunnvannet i enkelte år når de hydrografiske forholdene ligger til rette for det. Når bunnvannet skiftes ut så sjelden blir det naturlig lave oksygenverdier som kan føre til dårlige forhold for dyra som lever her. Vannutskiftningen i fjorder øker fra sør mot nord, slik at fjorder i sør er i større risiko enn i nord (Svåsand mfl. 2016). Tilførsel av ekstra organisk materiale fra matfiskanlegg kan forverre situasjonen. Slike fjorder har lavere bæreevne for akvakultur og utgjør risikoområder langs norskekysten. Det er ikke fastslått hvor stor produksjon av fisk et område kan tåle per areal og bæreevnen til hvert område vil variere med hydrografiske forhold. Vi vil i det



**Figur 6.1.** OSPAR vurdering av risikoen for overgjødning i norske kystområder. (Figur fra Norderhaug mfl. 2016a, gjengitt med tillatelse fra forfatterne, NIVA og Miljødirektoratet.)

**Figure 6.1.** OSPAR screening procedure of risk for eutrophication in Norwegian coastal waters. (figure from Norderhaug et al. 2016a).

følgende peke på en del vannforekomster og terskelfjorder som kan være risikoområder på grunn av høy produksjon eller antatt lav bæreevne for akvakultur (terskelfjorder). Vi har foretatt en foreløpig gruppering av vannforekomster basert på gjennomsnittlig stående biomasse fisk per måned/sjøareal i hver vannforekomst slik: 0-50 tonn = lav produksjon, 50-100 tonn = moderat produksjon, 100-200 tonn = høy produksjon, > 200 tonn svært høy produksjon. Grupperingen av vannforekomster er gjort etter skjønn og må muligens justeres noe etter hvert. Mange av kystvannsforekomstene er svært store og selv om produksjonen i vannforekomsten er svært høy vil den utlignes til moderat på grunn av det store sjøarealet. Det samme gjelder for små vannforekomster som vil klassifiseres med en høy produksjon på grunn av lite sjøareal. Vi vil i videre arbeid se på måter for å vekte arealet i vannforekomsten for å gi ett bedre bilde.

### **Finnmark**

Finnmark har relativt lav matfiskproduksjon og en lav oppdrettsintensitet per sjøareal i kystsonen (se figur 6.6 i kunnskapsgrunnlaget). Det meste av matfiskproduksjonen foregår i Vest-Finnmark, med en mindre andel i Øst-Finnmark. Kysten av Finnmark har god vannutskifting og de fleste fjorder med matfiskproduksjon har dyp eller ingen terskel noe som gir god utskifting av dyvannet i fjordbassengene. Fylket har en del fjorder med høy og svært høy produksjon slik som Eidfjorden, Lafjorden, Dønnesfjorden, Slettnesfjorden, Korsfjorden, Jøfjorden, Vinnasundet og Husfjorden (Vedlegg 1, Finnmark), men ingen av disse har grunn terskel. Langfjorden har høy produksjon og to anlegg innenfor terskelen på 81 meters dyp og kan dermed være et potensielt risikoområde. Økokyst-overvåkingen i Finnmark startet opp i Tanafjorden i 2014 og utvidet med flere stasjoner i Varangerfjorden og fullt prøvetakingsprogram i 2016 (Sogn-Andersen mfl. 2017). Tanafjorden er nasjonal laksefjord og har ingen produksjon og Varangerfjorden har kun lav lakseproduksjon. Resultatene fra miljøovervåkingen er derfor ikke representative for områder med høy oppdrettsaktivitet i Finnmark.

### **Troms**

Troms har hatt en jevnt økende produksjon av laks og ørret de siste fem årene, men har ett stort sjøareal i kystsonen slik at oppdrettsintensiteten per areal fremdeles er lav (se figur 6.6 i kunnskapsgrunnlaget). De fleste vannforekomster i Troms hadde lav eller moderat matfiskproduksjon i 2016-2017 (Vedlegg 1, Troms). Vannforekomstene Kattfjorden, Kvernsundet, Bergsbotn, Gryllefjord og

Grovfjorden hadde høy produksjon, men er enten sund eller fjorder uten terskel som antas å ha god vanngjennomstrømming. Ørnfjordbotn er en liten vannforekomst innerst i en fjord som hadde høy produksjon i perioden og som potensielt kan være ett risikoområde. ØKOKYST programmet startet opp i Troms i 2017, men det foreligger ikke rapport fra denne overvåkingen ennå. Stasjonene ligger i hovedsak plassert i Malangen/Rossfjorden som er nasjonal laksefjord og således ikke har noe oppdrett.

### **Nordland**

Nordland er det fylket i landet som har høyest matfiskproduksjon, men har også den lengste kystlinjen slik at oppdrettsintensiteten per areal blir lav (se figur 6.6 i kunnskapsgrunnlaget). Hovedandelen av produksjonen i Nordland finner sted i fjorder eller på beskyttet kyst.

*Vesterålen:* De fleste vannforekomster i Vesterålen hadde lav eller ingen matfiskproduksjon i 2016-2017 (Vedlegg 1, Nordland). To vannforekomster hadde moderat produksjon i perioden, Ytre Jørnfjorden og Strengelvåg. Begge er åpne kystvannsforekomster og anses ikke som potensielle problemområder. Ytre Hellfjorden hadde svært høy produksjon i perioden, men dette er en liten vannforekomst med bare ett anlegg. Fjorden har ingen terskel og har trolig god vannutskifting og vurderes derfor heller ikke som ett risikoområde.

Vannforekomsten Malnesfjorden hadde høy produksjon i perioden. Malnesfjorden inngikk i problemkartlegging av fjorder i Vesterålen i 2014. Undersøkelsene i Malnesfjorden viser at det er dårlig til moderat miljøtilstand i oksygenforhold og faunasamfunn i fjorden (Mannvik mfl. 2015). Malnesfjorden er en fjord med en grunn terskel (25 m) og har trolig naturlig liten bæreevne for akvakultur på grunn av dårlig vannutskifting.

*Lofoten:* Det er ingen vannforekomster i Lofoten som hadde høy eller svært høy produksjon av fisk i 2016-2017 (Vedlegg 1, Nordland). Tre vannforekomster hadde moderat produksjon av fisk i perioden; Ingelsfjorden, Sløværfjorden og Øksfjorden, alle med god kontakt med åpent kystvann. Miljøundersøkelser initiert av Blue Planet og finansiert av lokale oppdrettere har pågått siden 2013 i seks fjorder i Nordland. Resultater fra Øksfjorden i Lofoten viser at oksygenforholdene er svært gode i fjorden og det er god bunndyrtilstand. Analyser av næringsalter, planteplankton og makroalger i Øksfjorden viser god til svært god miljøtilstand (Borgersen mfl. 2017).

Økokyst-overvåkingen i Lofoten har stasjoner i Skrova-området hvor det er lite oppdrett og er dermed ikke representative, men viser meget god og god miljøtilstand (Naustvoll mfl. 2017a).

*Ofoten og Salten:* De fleste vannforekomster i Ofoten og Salten hadde ingen, lav eller moderat produksjon av fisk i 2016-2017 (Vedlegg 1, Nordland). Vannforekomsten Ytre Sundan hadde svært høy produksjon i perioden, men er et strømrøkt sund og regnes ikke for et potensielt risikoområde. Økssundet og indre del av Mordalsfjorden hadde høy produksjon i perioden. Økssundet er en åpen kystvannsforekomst, mens indre deler av Mordsdalsfjorden som kan være ett potensielt risikoområde med en terskel på 50-70 meters dyp. Det samme gjelder ytre del av Mordalsfjorden som hadde moderat produksjon og en terskel på omtrent 60 meters dyp. Sagfjorden i Sørfold og Saldalsfjorden med Fauskevika, hadde moderat produksjon og terskler på 40-50 meters dyp og er fjordområder som trolig har lav bæreevne for matfiskproduksjon. Miljøundersøkelser (Blue Planet) omfatter fire fjorder i området; Ofotfjorden, Tysfjorden, Sagfjorden i Steigen, og Nordfoldfjorden. Data fra undersøkelsene viser svært god til god tilstand i bunndyrssamfunn og oksygenforhold i alle fjordene. Foreløpige resultater for næringsalter, klorofyll og makroalger viser god/meget god tilstand i alle fjorder (Borgersen mfl. 2017). Økokyststasjoner i Ofotfjorden og indre Vestfjorden viser også god til svært god miljøtilstand i disse områdene (Naustvoll mfl. 2017a).

*Helgeland:* Helgelandskysten hadde kun tre vannforekomster med høy produksjon i 2016-2017; Halsfjorden, Øyfjorden og Stovvika (Vedlegg 1, Nordland). Ingen av disse vannforekomstene er fjorder med grunn terskel og vurderes derfor ikke som risikoområder. Ingen andre vannforekomster på Helgelandskysten regnes som risikoområder. Økokyst-overvåking på Helgelandskysten startet opp i 2014 og omfatter stasjoner i området Vega/Ylvingen og Skjærgården nord for Vega. Alle overvåkningsstasjonene ligger i områder med ingen eller lav produksjon av fisk. Foreløpige analyser av data fra området viser meget god og god miljøtilstand på alle parametere (Naustvoll mfl. 2017b).

### **Trøndelag**

Trøndelag er det fylket som sammen med Nordland har høyest produksjon av laks og ørret, men fylket har også et stort sjøareal i kystsonen slik at oppdrettsintensiteten per areal blir moderat (se figur 6.6 i kunnskapsgrunnlaget).



**Nord-Trøndelag:** Kysten av Nord-Trøndelag hadde to vannforekomster med høy produksjon av laks og ørret i 2016-2017; Raudsunda og Mursteinsfjorden (Vedlegg 1, Nord-Trøndelag). Skjærgården utenfor Mursteinsfjorden (Ellingsråsa) hadde svært høy produksjon. Ingen av disse vannforekomstene er terskelfjorder. Ytre del av Rødsfjorden er en svært liten vannforekomst med ett stort anlegg og har en terskel på 88 meters dyp og oppdrettsaktiviteten kan påvirke store deler av vannforekomsten. Råsa er en mindre vannforekomst i ytre del av Årsetfjorden, som har ett stort anlegg og dermed svært høy produksjon. Området kan være ett risikoområde da terskelen inn til fjordområdet er svært grunn. Ingen av fjordene med moderat produksjon har grunn terskel og er dermed ikke definert som risikoområder. Det finnes per i dag ikke overvåkningsdata fra kysten av Nord-Trøndelag.

**Sør-Trøndelag:** Matfiskproduksjon i Sør-Trøndelag er høy, men anleggene ligger i hovedsak i store åpne vannforekomster på kysten med moderat produksjonsintensitet per sjøareal (Vedlegg 1, Sør-Trøndelag). I perioden 2016-2017 var det bare en vannforekomst som hadde høy produksjon/areal, Fillfjorden, som er et strømrøkt sund på østsiden av Hitra og derfor ikke vurderes som noe potensielt risikoområde. Økokyst-overvåkningsprogrammet i Sør-Trøndelag startet opp i 2011 og omfatter stasjoner i Trondheimsleia, Trondheimsfjorden og i Skråfjorden. Kun en stasjon ligger i område med matfiskproduksjon (Trondheimsleia) og viser svært god miljøtilstand i parameterne planteplankton og næringssalt (Dolven mfl. 2016).

#### **Møre og Romsdal**

Møre og Romsdal hadde lav eller moderat produksjon i perioden 2016-2017 i de fleste vannforekomster (Vedlegg 1, Møre og Romsdal). Ingen av fjordene med moderat produksjon har grunn terskel og er dermed ikke definert som risikoområder. Bremnesfjorden og Voldsfjorden hadde høy produksjon i perioden, men ingen av disse fjordene har grunne terskler og de vurderes derfor ikke som potensielle risikoområder. Rusetbugen, en relativt liten vannforekomst i bunnen av Storfjorden, hadde svært høy produksjon i perioden og kan være et potensielt risikoområde. Møre og Romsdal har ikke overvåkningsstasjoner i områder med høy eller moderat produksjonsintensitet.

#### **Sogn og Fjordane**

Sogn og Fjordane har moderat produksjon av matfisk per sjøareal (se figur 6.6 i kunnskapsgrunnlaget). Nordfjorden med sidefjorder er karakterisert som potensielt

problemområde i OSPAR-vurderingen (Norderhaug mfl. 2016a). Matfiskproduksjon i fjorden foregår for det meste i ytre del og i Fåfjorden (høy produksjon) (vedlegg 1, Sogn og Fjordane). Det er moderat produksjon i indre Nordfjord og Utfjorden (indre del av Nordfjorden). Ingen av disse fjordavsnittene i Nordfjorden har grunnere terskel enn 100 meter og alle har trolig god vannutskiftning.

Vannforekomstene Nyhammarsundet, Ånnelandsundet, Vadheimsfjorden, Nessefjorden og Fuglsetfjorden hadde alle høy produksjon i 2016-2017 (Vedlegg 1, Sogn og Fjordane). De to første er sund med god vannutskiftning. Vadheimsfjorden og Fuglsetfjorden er sidearmer til Sognefjorden uten terskel. Nessefjorden er et grunnere, litt mer innestengt område som potensielt kan være et risikoområde ved så høy produksjon. Rysjedalsvika hadde svært høy produksjon, men er en åpen vik i Sognefjorden med god vannutskiftning. I

Sogn og Fjordane finner vi to fjorder med grunn terskel; Stongfjorden (58 m dyp) og Gulafjorden (68 m). Begge fjordene hadde moderat produksjon i perioden 2016-2017 og har trolig lav bæreevne for økt produksjon. Det foregår i dag ingen regional overvåkning av miljøkvalitet i kystvann i Sogn og Fjordane.

#### **Hordaland**

Hordaland er det fylket med høyest produksjon av matfisk i forhold til sjøarealet i fylket (se figur 6.6 i kunnskapsgrunnlaget). Hordaland hadde 12 vannforekomster med høy produksjon i 2016-2017, de fleste av disse er åpne kystvannforekomster eller åpne fjorder uten terskel (Vedlegg 1, Hordaland). Av de ti områdene med høy produksjon peker Sørfjorden ved Osterøy seg ut som et risikoområde. Sørfjorden har dype terskler, men er en svært smal og kronglete fjord med høy avrenning fra land i tillegg til en høy produksjon av regnbueørret. Et overvåkningsprogram



Foto: HI



av fjorden ble initiert av Fylkesmannen i Hordaland og startet opp i 2016. Foreløpige resultater fra denne undersøkelsen viser at på de stasjonene som ligger i området med mest oppdrett er det moderate oksygenforhold mens det er gode i ytre del og på referansestasjonen innerst i fjorden. De øvrige resultatene denne undersøkelsen som utføres av NIVA publiseres snarlig i egen rapport. Masfjorden er en fjord som hadde moderat produksjon i perioden. Fjorden har en grunn terskel (68 m) og det kan gå mange år mellom hver gang bunnvannet i slike fjorder skiftes ut. Siste to års målinger viser at det nå er lenge siden sist utskiftning og at oksygenforholdene er dårlige i bunnvannet (Rådgivende Biologer, upubliserte data). Matfiskproduksjon i en slik fjord kan forverre oksygenforholdene og fjorden har trolig lav bæreevne for økt produksjon. Indre del av Samnangerfjorden har to terskler, en på 130 meters dyp og en 85 meters dyp. Det ligger et mindre anlegg i fjorden (moderat produksjon) mellom de to tersklene. Denne fjorden har trolig også lav bæreevne for akvakultur. De øvrige vannforekomstene med moderat produksjon er enten kystområder eller fjorder med dyp eller ingen terskel. Vi finner en vannforekomst med svært høy produksjon, Ytre Lygrespollen, men dette er en svært liten vannforekomst som ligger i åpent kystvann og er ikke definert som noe risikoområde.

Hordaland har en omfattende overvåkningsaktivitet (Blue Planet, Økokyst) og har et relativt dekkende stasjonsnett i områder med oppdrett. Resultater fra undersøkelsene viser at de fleste stasjoner viser meget god eller god tilstand på alle parameterne. Unntakene er noe forhøyde

verdier av nærings salt i Sildafjorden og Sørfjorden i 2015 og moderate oksygenverdier i Sørfjorden (Johnsen & Furset 2016; Naustvoll mfl. 2016c; Tverberg & Eilertsen 2016; Bye- Ingebrigtsen mfl. under arbeid).

### Rogaland

Rogaland er det fylket som har nest høyest matfiskproduksjon per sjøareal i Norge (se figur 6.6 i kunnskapsgrunnlaget). Det er tre vannforekomster i Rogaland som hadde høy produksjon i perioden 2016-2017, Vatlandsvågen, Hjelmelandsfjorden og Finnøyfjorden (Vedlegg 1, Rogaland), men ingen av disse vurderes som risikoområder. Vatlandsvågen er en liten åpen våg og de to andre er store sund med god vanngjennomstrømming. Røværøsen, som er en liten vannforekomst på bølgeeksponert kyst har svært høy produksjon per areal, regnes ikke som et risikoområde på grunn av stor vannutskiftning. Jøsenfjorden hadde lav produksjon i perioden, men det ha tidligere vært diskutert hvor mye denne fjorden tåler av oppdrett da den også er sterkt preget av naturlig avrenning fra land og trolig ikke har så god bærekraft selv om terskelen er dypere enn 100 meter. De øvrige fjordene i Rogaland har lav/moderat produksjon og ingen grunne terskler og regnes derfor ikke som risikoområder.

Rogaland har en omfattende overvåkningsaktivitet og har ett godt dekkende stasjonsnett i områder med oppdrett (Torvanger mfl. 2015; Norderhaug mfl. 2016b; Torvanger mfl. 2017). Data fra overvåkingen viser meget gode og gode oksygenforhold i de fleste av de undersøkte vannforekomstene i 2015-2016. Høgsfjorden og Sandsfjorden (lav og

moderat produksjon av fisk) hadde moderate oksygenverdier og målinger i Jøsenfjorden viste moderate til dårlige verdier for oksygen. Undersøkelser av bunn-dyr viste moderat tilstand i Idsefjorden (Norderhaug mfl. 2016b) og Jøsenfjorden, god tilstand i Vindafjord, Hidlefjorden, Finnøyfjorden samt på to stasjoner i Boknafjorden (Torvanger mfl. 2015).

Målinger av nærings salt og klorofyll viser i hovedsak svært god og god tilstand både sommer og vinter på alle stasjonene i Rogaland (Torvanger mfl. 2017). Målinger av nærings salt på en stasjon i Finnøyfjorden som har høy produksjon av matfisk, viste moderat tilstand i Økokystovervåkingen, men svært god tilstand i Blue Planet overvåkingen. Det er derfor viktig med innsamling av langtidsdata for å få en god oversikt over miljøtilstanden i kystvann.

### Vest-Agder

Vest Agder har en liten produksjon av matfisk. Anleggene er konsentrert i vannforekomstene Hidrasundet og Stolsfjorden, som begge hadde svært høy produksjon per sjøareal i 2015-2016 (Vedlegg 1, Vest-Agder). I tillegg ligger det noen få anlegg i skjærgården mellom Farsund og Lindesnes (moderat og lav produksjon). Anleggene i Hidrasundet påvirker trolig hele vannforekomsten da det er et smalt og lite sund. Stolsfjorden har ingen terskler og trolig svært god vannutskiftning da den ligger åpent mot havet, men utgjør likevel et risikoområde på grunn av den høye produksjonen. Det er i dag ingen overvåking av miljøtilstanden i disse områdene.

## 6.2.2. Risikovurdering av organiske utslipp på en lokal skala

### Risikovurdering

Lokal påvirkning av organiske utslipp under og nær matfiskanlegg er uunngåelig med dagens teknologi med åpne merder. Vi vurderer risikoen for at anleggene ikke driver innenfor de miljømål som er satt for virksomheten. Konsekvensene av den lokale påvirkningen vurderes som lav dersom anlegget holder seg godt innen miljømålene og ligger godt plassert i et område med god bæreevne.

*Anleggssonen:* Basert på gjeldende B-undersøkelser i 2017 vurderes risikoen for at anleggene ikke oppnår de miljømål som er satt for anleggssonen som liten i alle fylker. Det er stor produksjon av fisk på mange lokaliteter og følgelig betydelige utslipp av organisk materiale. Likevel

Antall gjeldende B-undersøkelser i 2017	
Vest Agder og Rogaland	55
Hordaland og Sogn Fjordane	271
Møre & Romsdal	97
Trøndelag	115
Nordland	157
Troms	95
Finnmark	61
<b>Totalt</b>	<b>851</b>

**Tabell 6.1.** Antall gjeldende B-undersøkelser i 2017 fordelt på fylker. Kilde: Fiskeridirktoratet.

**Table 6.1.** Number of valid B-investigations performed in all counties in 2017. Source: Directorate of Fisheries.

viser de fleste gjeldende B-undersøkelsene ved norske anlegg i 2017 meget god eller god miljøtilstand. Det er få lokaliteter som overskrider grensen for akseptabel påvirkning, og den risikobaserte overvåkingen skal sikre at disse lokalitetene identifiseres slik at det kan iverksettes tiltak. Det er imidlertid mange anlegg som ligger på lokaliteter med hardbunn eller blandingsbunn, og disse er vanskelige å undersøke med dagens metodikk. At man ikke kan overvåke slike lokaliteter på en dekkende måte, utgjør en usikkerhet med hensyn til det totale påvirkningspress. Det arbeides med undersøkelser av effekter på hardbunn for å kunne lage en standard for slike bunntyper og med utvikling av veileder for alternative undersøkelser.

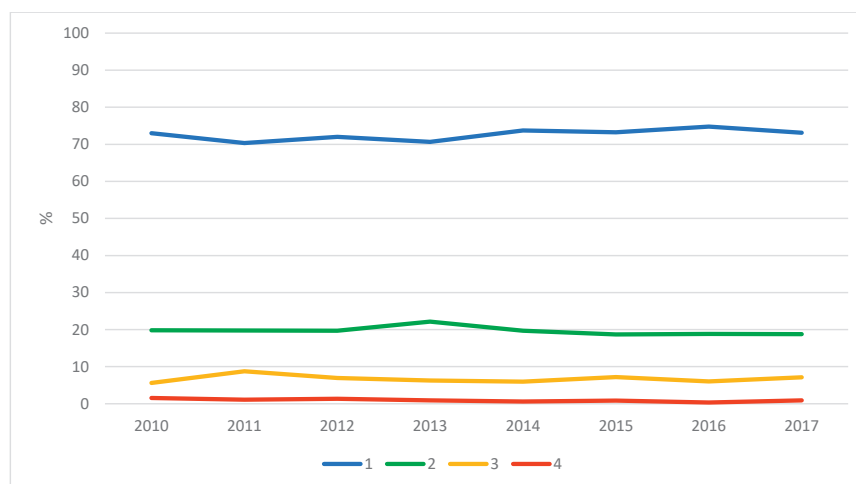
**Overgangssonen:** Resultater fra C-undersøkelser i 2017 viser at den ytterste stasjon i overgangssonen på de fleste av de undersøkte lokalitetene oppnår minst god tilstand. Risikoen for påvirkning utenfor overgangssonen vurderes dermed som liten på de anleggene som er undersøkt. Det er imidlertid anlegg som har en bunntype som ikke fullstendig dekkes av de overvåkningsmetoder eller grenseverdier vi har i dag. Slik som for B-undersøkelsen arbeides det med å undersøke effekten og lage overvåkingsprogram.

### Datagrunnlag for vurderingen

Overvåkingen av organisk utslipp ved akvakulturanlegg skal følge norsk standard NS9410:2016 (Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). Standarden omfatter to typer undersøkelser, B og C, hvor B-undersøkelsen brukes nær anleggene (anleggssonen) og C-undersøkelsen i området omkring (overgangssonen). Standarden forklarer hvordan undersøkelsene skal utføres, undersøkelsesfrekvens og hvordan resultatene skal vurderes i forhold til definerte miljøstandarder. NS9410:2016 inneholder også en forundersøkelse som skal gjøres på nye lokaliteter før de tas i bruk og ved vesentlig utvidelse av eksisterende lokaliteter. Overvåkingsrapportene leveres til henholdsvis Fiskeridirektoratet (B-undersøkelsen) og Miljødirektoratet (C-undersøkelsen).

### Overvåking i anleggssonen

Miljømål for anleggssonen er at organisk materiale ikke skal akkumulere over tid og påvirkningen skal ikke være større enn at gravende bunndyr kan leve i sedimentet. For anleggssonen gjøres obligatorisk overvåking og der er etablert indikatorer og grenseverdier for påvirkning (NS9410:2016). B-undersøkelsen er en obligatorisk trendovervåking, og skal brukes nær anlegget der risikoen for påvirkning er størst. Undersøkelsen er en kombinasjon av biologiske, kjemiske og

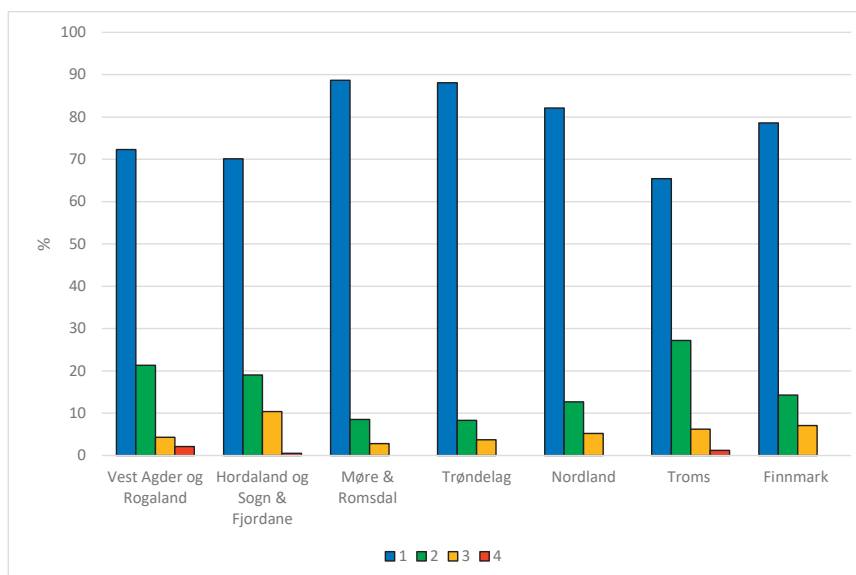


**Figur 6.2.**

Resultater fra gyldige B-undersøkelser fra hele landet for 2017. Figuren viser hvor stor prosentdel av undersøkelsene som har lokalitetstilstand 1 (meget god), 2 (god), 3 (dårlig) og 4 (meget dårlig). Kilde: Fiskeridirektoratet.

**Figure 6.2.**

Results of B-investigations from the whole country for 2017. The figure shows the percentage of surveys which ended up in site condition 1 (very good), 2 (good), 3 (bad), 4 (very bad). Source: Directorate of Fisheries.



**Figur 6.3.**

Prosentvis fordeling av B-undersøkelser i 2017 fordelt på lokalitetstilstand i fylkene som har matfiskeoppdrett. Totalt antall undersøkelser fra hver region finnes i tabell 6.1. Lokalitetstilstanden for den enkelte lokalitet er angitt med fargekode for tilstand 1 (meget god), 2 (god), 3 (dårlig) og 4 (meget dårlig) Kilde: Fiskeridirektoratet.

**Figure 6.3.**

Percentage distribution of results from B-investigations in all counties in 2017. Total number of surveys for each county is presented in table 6.1. Site condition 1 (very good), 2 (good), 3 (bad), 4 (very bad). Source: Directorate of Fisheries.

sensoriske variabler og definerer fire miljøtilstander (1-4): Miljøtilstand 1 betyr lite påvirkning, mens tilstand 4 viser stor påvirkning og er definert som overbelastning. Overvåkingen skal utføres ved maksimal belastning og undersøkelsesfrekvensen øker jo dårligere miljøtilstand lokaliteten oppnår. NS9410:2016 inneholder krav om B-undersøkelse også før utsett av ny fisk i anlegget dersom lokaliteten har miljøtilstand 2 eller dårligere. Tilstanden på den enkelte lokaliteten kan

endre seg fra produksjonssyklus til produksjonssyklus, men som regel vil man etter noen år kunne justere produksjonen til lokalitetens bæreevne ved hjelp av resultatene fra B-undersøkelsene. Lokalitetens bæreevne er en kombinasjon av de naturgitte forhold som strøm, topografi, bunntype og faunasamfunn og den mengde fisk som oppdrettes, det vil si forholdet mellom lokalitetens sensitivitet og produksjonspresset.

B-undersøkelsen baserer seg på metodikk utviklet for bløtbunn, som er lite egnet til å bestemme påvirkningen på blandingsbunn og hardbunn. NS9410:2016 inneholder veiledning ved undersøkelser på hardbunn men resultatene er usikre. På lokaliteter der det er vanskelig å gjennomføre en B-undersøkelse kan forvaltningen fatte vedtak om alternativ overvåking. Det satt i gang forskning som skal resultere i overvåking for hardbunn. Resultatene fra B-undersøkelsene rapporteres til Fiskeridirektoratet som kvalitets sikrer og godkjenner undersøkelsene.

Resultatene fra B-undersøkelsene for hele landet gjennom de siste åtte årene vises i figur 6.2. Fordelingen av lokaliteter med meget god og god tilstand har vært tilnærmet jevn i perioden, og i 2017 hadde over 90 % av matfiskanleggene meget god eller god tilstand. Antall lokaliteter med dårlig eller meget dårlig tilstand har vært under 10 % i hele tidsperioden.

Antall gjeldende B-undersøkelser i 2017 fordelt på fylker er vist i tabell 6.1 Lokaliteter som hadde beste lokalitetstilstand i 2016 er med i statistikken, fordi deres siste B-undersøkelse fortsatt var gjeldene ved tidspunktet for gjennomgang av data.

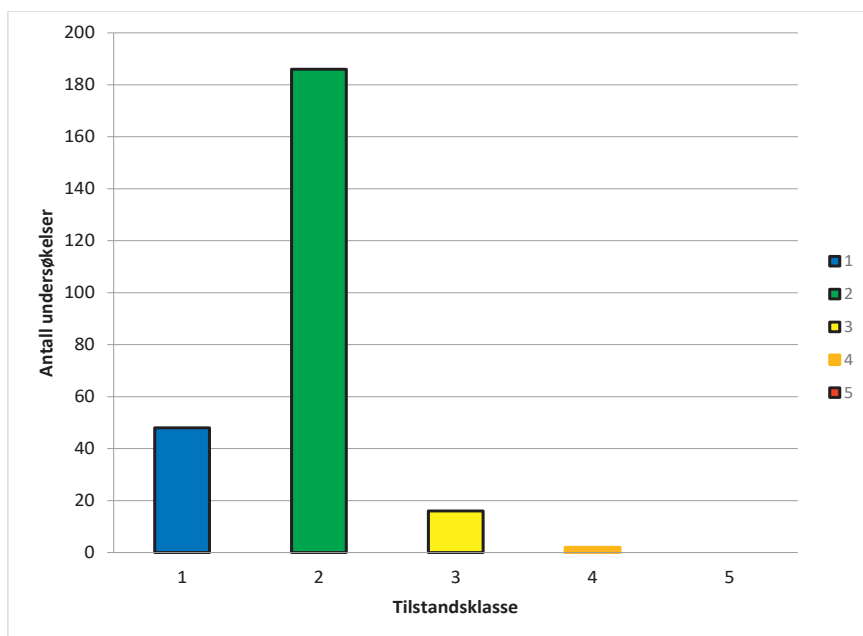
Prosentvis fordelingen av B-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og fylker vises i figur 6.3. For alle fylkene, bortsett fra Troms, ligger andelen lokaliteter med meget god lokalitetstilstand (tilstand 1) på minst 70%. Total for hele landet lå 8 lokaliteter i tilstand 4 (uakseptabel) og 60 lå i tilstand 3 med risiko for fremtidig overbelastning. Disse lokalitetene følges tett gjennom overvåking for å kunne gripe inn hvis de går i tilstand 4. Den største produksjonen av fisk var i Hordaland og Sogn & Fjordane, Trøndelag og Nordland (se figur 6.6.). Trøndelag har en høyere andel av anlegg som er plassert på bølgeeksponert kyst (ca 70%) sammenliknet med de andre fylkene (under 40%) (se figur 6.7.). Fordelingen av miljøtilstand på lokalitetene i Trøndelag er imidlertid nesten lik med Møre & Romsdal, som har mer beskyttede lokaliteter.

### Overvåking i overgangssonen

Miljømål for overgangssonen er at påvirkningen kun må være liten og på grensen av overgangssonen skal miljøtilstanden være lik området generelt. For overgangssonen gjøres obligatorisk overvåking (C-undersøkelser) og det er etablert indikatorer og grenseverdier for påvirkning (NS9410:2016 og Veileder 02:2013). Her skal man kunne avdekke mindre endringer over tid og undersøkelsen må derfor være mere følsom enn B-undersøkelsen. Hoveddelen er en kvantitativ undersøkelse

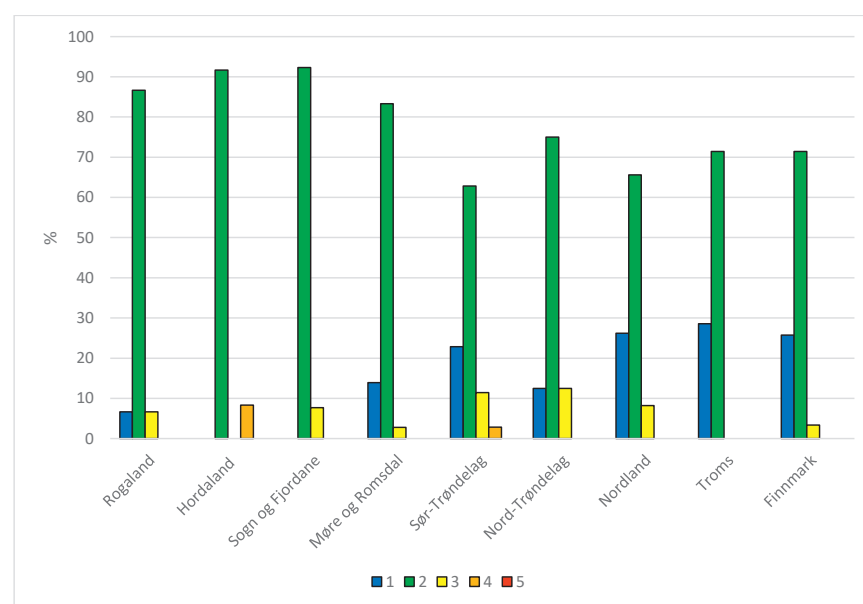
av bunndyrene, i tillegg kan den omfatte analyser av sediment som kan identifisere utslipp fra oppdrettsanlegg. Prøvetakingsstasjonene er plassert i et område som dekker påvirkningssonen rundt anlegget og den ytterste stasjonen er plassert i en

veiledende distanse på 500-600 meter fra anlegget. Utstrekningen av overgangssonen vil være lokalitetsavhengig, og modellering av spredning av organisk avfall samt overvåking under drift vil bidra til å fastsette yttergrensene for denne. Overvåkingen er



**Figur 6.4.** Miljøtilstandsklasse for den ytterste stasjonen i overgangssonen for 252 C-undersøkelser gjennomført i 2017. Miljøtilstandsklasser (gjennomsnittlig indeksverdi, nEQR): 1 (meget god), 2 (god), 3 (moderat), 4 (dårlig) og 5 (svært dårlig). Kilder Miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet.

**Figure 6.4.** Environmental impact category for the outer station of the intermediate impact zone for 252 C-investigations from 2017. Environmental impact category (average index values for nEQR): 1 (very good), 2 (good), 3 (moderate), 4 (bad), 5 (very bad). Source: Norwegian Environment Agency and Directorate of Fisheries.



**Figur 6.5.** Prosentvis fordeling i miljøtilstandsklasser (nEQR) på den ytterste stasjonen i overgangssonen på 252 matfisklokaliteter i 2017 fordelt på fylker. Tilstandsklasse 1 (meget god), tilstandsklasse 2 (god), tilstandsklasse 3 (moderat), tilstandsklasse 4 (dårlig), tilstandsklasse 5 (svært dårlig). Kilder: Miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet.

**Figure 6.5.** Percentage distribution of environmental impact classification (nEQR) on the outer station of the intermediate impact zone at county level. Environmental impact category (average index values for nEQR): 1 (very good), 2 (good), 3 (moderate), 4 (bad), 5 (very bad). Source: Norwegian Environment Agency and Directorate of Fisheries.



risikobasert slik at undersøkelsesfrekvensen øker med økende påvirkning og antall prøvetakingsstasjoner bestemmes av hvor mye fisk som produseres i anlegget. C-undersøkelser har tidligere i hovedsak blitt gjennomført når anleggene har fått pålegg om dette, mens det etter revideringen av standarden i 2016 (NS9410:2016) skal gjennomføres C-undersøkelser ved alle anlegg med en risikobasert frekvens.

Klassifiseringen av faunaprøver gjøres i henhold til veileder: "Klassifisering av miljøtilstand i vann" (Veileder 02:2013). Det beregnes normaliserte nEQR verdier (normalised ecological quality ratio) for ulike diversitets- og sensitivitetsindekser for faunasammensetningen. Gjennomsnittet av enkeltindeksenes nEQR-verdier brukes til å beregne miljøtilstand på stasjonene i overgangssonen (nEQR) (Veileder 02:2013). En helhetsvurdering av resultatene fra alle stasjoner rundt anlegget gjøres og danner grunnlaget for videre oppfølging av anlegget. Dersom den ytterste stasjonen i overgangssonen har moderat tilstand skal det gjøres ytterligere undersøkelser for å klarlegge om dette gjelder for hele overgangssonen, bakgrunnen for tilstanden og vurderes om det skal settes i gang tiltak.

Lokaliteter der overgangssonen består av hardbunn kan ikke overvåkes med C-undersøkelsen. Forvaltningsmyndighetene har da anledning til å pålegge andre overvåkingsmetoder som for eksempel videofilming. Den pågående forskningen på hardbunns påvirkning vil bli brukt til å definere indikatorer og grenseverdier for påvirkning også i overgangssonen. Miljøovervåkning av overgangssonen har tidligere blitt forvaltet av Fiskeridirektoratet, men fra 2017 er dette ansvaret blitt overført til Miljødirektoratet. Undersøkelsene er ikke kvalitets sikret slik som tidligere, da Miljødirektoratet ikke har fått på plass rutiner for dette. Resultantene brukes derfor med forbehold.

Da stasjonene som inngår i C-undersøkelsen og som ligger nærmere anlegget ikke direkte kan vurderes ut fra miljømål satt i vannforskriften/NS9410-2016 har vi valgt å bruke miljøtilstanden i det ytterste punktet i overgangssonen. Miljøtilstanden i dette punktet skal kunne si noe om hvorvidt anlegget påvirker miljøet i overgangen til regional sone.

De fleste C-undersøkelsene utført i 2017 hadde minst god tilstand (tilstand 2) på

den ytterste stasjonen i overgangssonen (figur 6.4.).

Ved innfasingen av den nye veilederen (Veileder 02:2013) ble klassegrensene til enkelte indekser for bløtbunnsfauna endret. Dette var en konsekvens av interkalibrering av indeksene opp mot naboland, som en del av implementeringen av det europeiske vannrammedirektivet. Særlig Shannon Wiener indeksen ble berørt av i denne prosessen, slik at også klassegrensene for nEQR som er en gjennomsnittsverdi av flere indekser endres (se Svåsand mfl. 2016). Som følge av dette er det nå vanskeligere å oppnå meget god tilstand i bunnfaunasamfunn.

Prosentvis fordelingen av C-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og fylker vises i figur 6.5. I de fleste fylkene lå andelen av lokaliteter med miljøtilstand 2 eller bedre på over 90%. Seksten av anleggene som ble undersøkt hadde moderat miljøtilstand (tilstand 3) og to anlegg hadde dårlig miljøtilstand i fjernpunktet (tilstand 4). Som det fremgår av figur 6.5. lå de to lokalitetene med dårlig tilstand på fjernstasjonen (tilstand 4) i henholdsvis Hordaland og Sør-Trøndelag.



Foto: Pia Kupka Hansen



## 6.3

## KUNNSKAPSSTATUS

## 6.3.1 Utslipp og eksponering

Norsk produksjon av laks og regnbueørret var i 2017 om lag 1 300 000 tonn (uttak til slakt) og innrapportert fôrforbruk var i 2017 på om lag 1 740 000 tonn (kilde: Fiskeridirektoratet). Oppløst nitrogen og fosfor slippes ut fra matfiskanlegg som uorganiske forbindelser dannet ved fiskens metabolisme. Det er i dag stor usikkerhet rundt mengden av utslipp av løste næringssalter fra matfiskanlegg. Det finnes ulike modeller og massebudsjett for beregning av løste næringssalter (Wang mfl. 2012; Norderhaug mfl. 2016a; Svåsand mfl. 2016; Torrissen mfl. 2016), men ingen av modellene eller beregningsmetodene er verifiserte. Det er et stort behov for en gjennomgang av de ulike metodene for å komme frem til en faglig konsensus om hva som slippes ut. Beregninger av utslippene av løst uorganisk nitrogen (DIN) varierer fra 20 kg til 38,4 kilo per tonn produsert fisk, mens utslippene av løst uorganisk fosfor (DIP) varierer fra -1,5 (negativt fosforbudsjett) til 5,1 kilo per tonn produsert fisk. Vi har derfor valgt å presentere utslippsberegningene med de ulike metodene i påvente av en oppklaring (tabell 6.2).

Utslipp av organiske partikler i form av fekalier (fiskeskit) er tidligere oppgitt til 11-15 % av førmengden (Brooks & Mahnken 2003; Svåsand mfl. 2016). Norsk fiskefôr har endret seg betydelig de siste ti årene. Tidligere var marint råstoff den viktigste proteinkilden, mens i dag består opptil 70 % av føret av terrestriske ingredienser. Denne endringen har ført til at føret er mindre fordøyelig for fisken enn tidligere, noe som igjen medfører langt høyere utslipp av partikulært materiale i form av fekalier. Utslipp av organiske forbindelser er her beregnet etter et massebalansebudsjett basert på moderne førsammensetning (Wang mfl. 2012; Ytrestøyl mfl. 2015; Hatlen mfl. 2015; Sørensen mfl. 2016 (for

detaljert beskrivelse av metode og kriterier se Torrissen mfl. 2016). Fôrforbruket i 2017 var 1 740 000 tonn (kilde: Fiskeridirektoratet). Dersom man trekker fra det estimerte fôrspillet i 2017, vil denne beregningsmåten gir ett estimert utslipp i form av fekalier på mellom 429 000 og

458 000 tonn (27,7 % av førmengden- fôrspill). Nitrogen utgjør om lag 2 % og fosfor 2,6 % av de partikulære utslippene i fekalierne, mens resten er karbonforbindelser. I tillegg kommer utslipp i form av fôrstøv og hele pellets som vil variere mye fra anlegg til anlegg styrt av røktingsregimet,



Foto: HI

Tabell 6.2.

Utslipp av løst uorganisk nitrogen (DIN) og løst uorganisk fosfor (DIP) fra norsk produksjon av laks og regnbueørret i 2017 (1 300 000 tonn) beregnet med to ulike massebalansebudsjett og to modeller.

	DIN-kg/tonn fisk	DIN 2017 tonn	DIP kg/tonn fisk	DIP 2017 tonn
Massebalansebudsjett I (Wang mfl. 2012)	36	46800	2,45	3185
Massebalansebudsjett II (Torrissen mfl. 2016)	23	29900	- 1,5	-1950
ANCYLUS (Svåsand mfl 2016)	20	26000	3	3900
TEOTIL (Norderhaug 2016 mfl. 2016a)	38,4	45240	5,1	6630

Table 6.2.

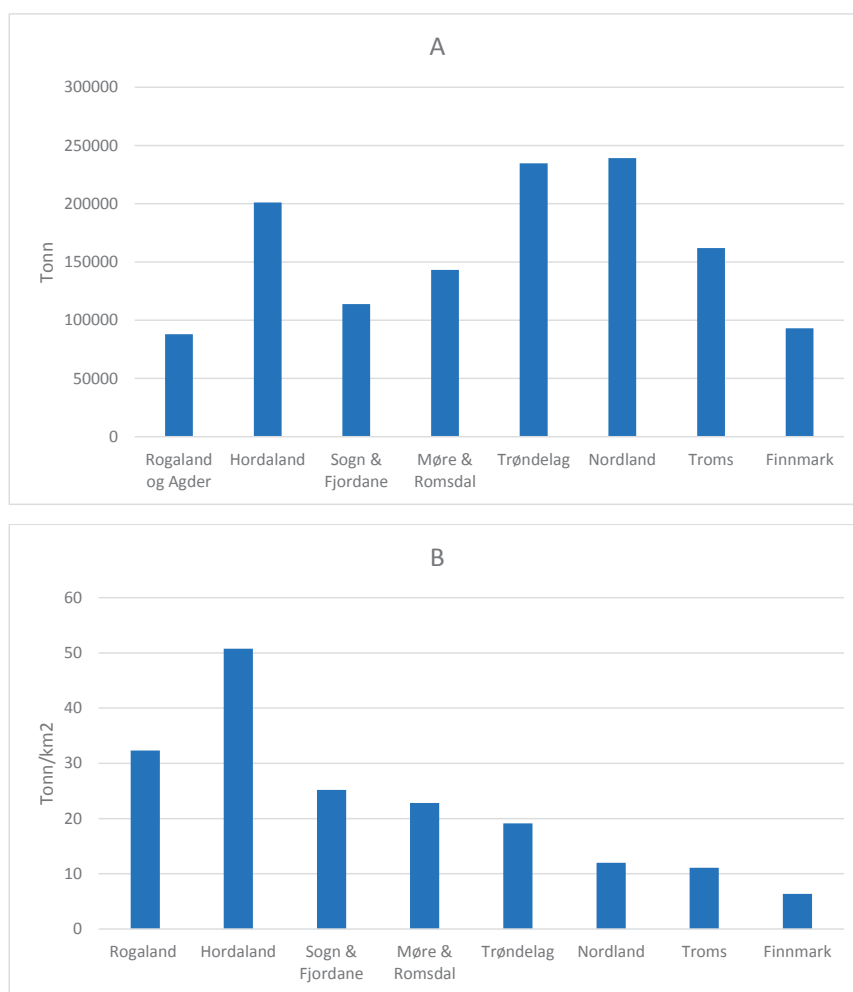
Emissions of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and dissolved inorganic phosphorous from Norwegian production of salmonid fish in 2017 (1 300 000 tons) calculated with two different mass balance budgets and two models.

førets egenskaper og fiskens størrelse og kondisjon. Vi anslår forspillet til å være mellom 5 og 11 prosent av forforbruket, noe som gir spillutslipp i størrelsesorden 87 000 til 190 000 tonn organisk materiale. Dette vil gi totale estimerte utslipp i form av fekalier og forspill på mellom 540 000 og 670 000 tonn organisk materiale fra norske matfiskanlegg.

Utslippene av partikulært materiale og løste næringsalter vil være proporsjonale med produksjonen av fisk i et område. Nordland og Trøndelag, tett fulgt av Hordaland, er de fylkene som har produsert mest laks og regnbueørret de siste fem årene (2013-2017), mens Finnmark, Rogaland og Agder har hatt lavest produksjon (figur 6.6 A). Mens alle fylkene har hatt en noenlunde jevn produksjon i perioden, er Troms det fylket som har hatt en jevn økning av produksjonen fra 140 000 tonn i 2013 til nær 200 000 tonn i 2017. Tilgjengelig sjøareal i kystsonen i norske fylker varierer, slik at produksjonen av matfisk per sjøareal vil gi et annet bilde av oppdrettsintensiteten i fylkene. Hordaland og Rogaland er fylkene med høyest produksjon per areal, mens intensiteten synker når man går nordover kysten (figur 6.6 B).

Det meste av norsk fiskeoppdrett foregår i fjorder og på beskyttet kyst (figur 6.7). Kun i Trøndelag er det høy produksjon i ytre kystområder, med mange anlegg rundt øyene Hitra og Frøya. Møre og Romsdal har også en god andel av produksjonen på ytre deler av kysten.

Sjøarealet i hvert fylke er delt inn i vannforekomster etter vannforskriften. For å gi et bilde av hvilke områder som har den største belastningen i form av utslipp fra matfiskproduksjon, har vi foretatt en vurdering av produksjonen i perioden oktober 2015 til september 2017 fordelt på sjøareal i hver vannforekomst. Produksjonstall er her basert på gjennomsnittet av månedlig innrapportert stående biomasse ved anleggene i vannforekomsten i oktober 2015-september 2017. En toårs periode vil normalt dekke både en produksjonssyklus og en brakkleggingsperiode på alle anlegg. Figur 6.8 viser gjennomsnittlig stående biomasse/sjøareal per måned i Sør-Trøndelag og Sogn & Fjordane i perioden, og tilsvarende kart for hvert fylke finnes i vedlegg 1. For noen veldig små vannforekomster med en eller to matfisklokaliteter, kan kartet gi et overdrevent bilde av oppdrettstrykket. Tilsvarende vil produksjonen i store kystvannforekomster gi inntrykk av ett lavere oppdrettstrykk siden produksjonen er fordelt på et stort sjøareal, mens produksjonen i hovedsak foregår ved kysten. Matfiskproduksjonen er dynamisk og derfor vil kartene over stående biomasse endre seg fra år til år.

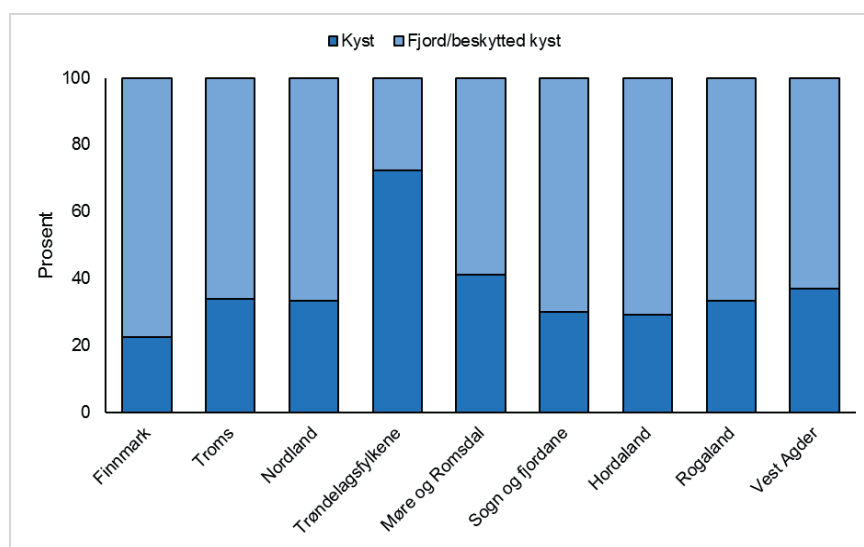


**Figur 6.6.**

A. Gjennomsnittlig uttak av laks og regnbueørret til slakt i norske fylker i perioden 2013-2017. B. Gjennomsnittlig produksjon (uttak til slakt) av laks og ørret per sjøareal i norske fylker i perioden 2013-2017. Oppdrettsintensiteten er kun beregnet for Rogaland, da Agder har svært liten produksjon. Kilde: Fiskeridirektoratet.

**Figure 6.6.**

A. Mean biomass of harvested salmonid fish (cultured) in Norwegian counties in the period 2013-2017. B. Mean biomass of harvested salmonid fish (cultured) in Norwegian counties in the period 2013-2017 per sea surface area. Production intensity is not shown for Agder as it has very low production. Source: Directorate of Fisheries.



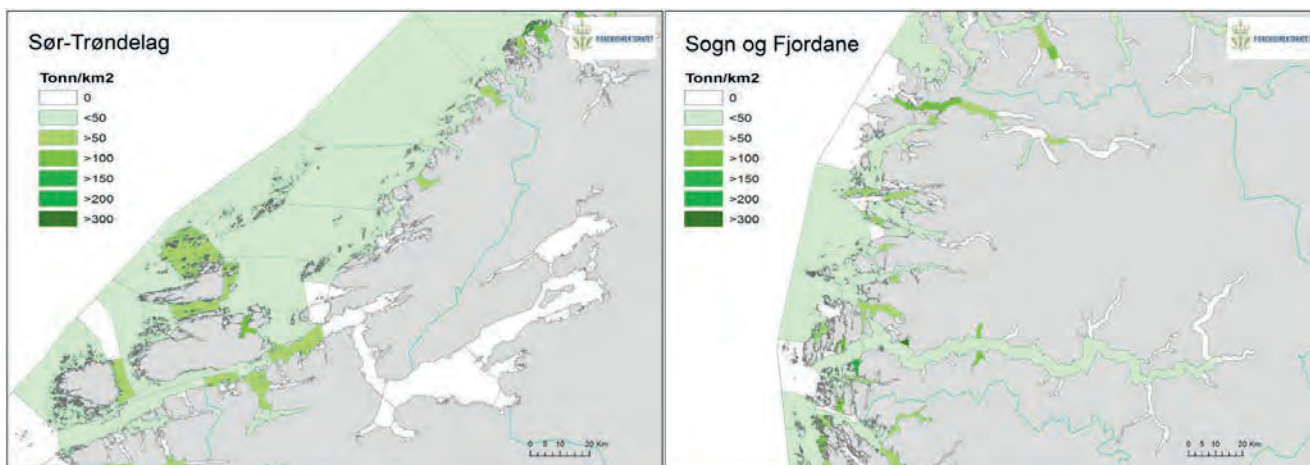
**Figur 6.7.**

Maksimal tillatt biomasse (MTB) av laks og ørret på norske matfiskanlegg lokalisert på bølgeeksponert kyst versus fjord og beskyttet kyst. Kilde: Fiskeridirektoratet.

**Figure 6.7.**

Maximal allowed biomass (MTB) of salmonid fish at Norwegian fish farms located at wave exposed coast versus protected coast/fjords. Source: Directorate of Fisheries.





**Figur 6.8.**

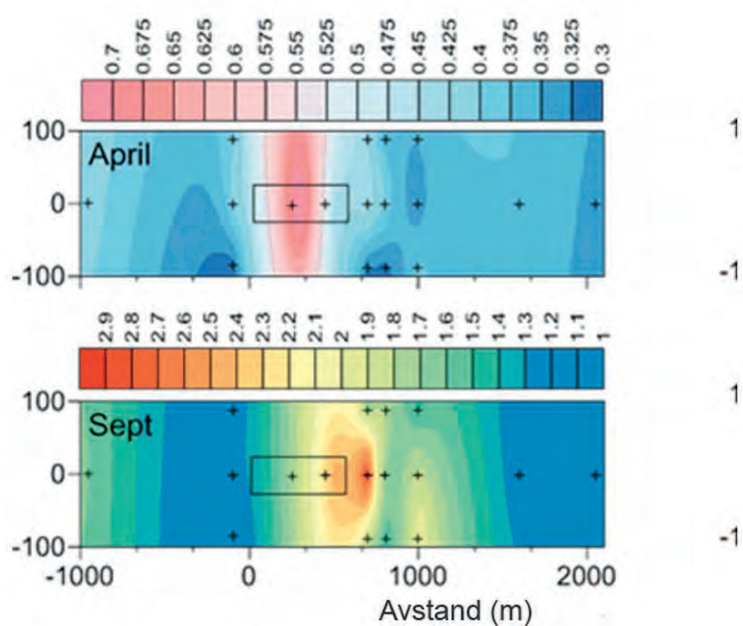
Gjennomsnittlig stående biomasse av laks og regnbueørret per måned i forhold til sjøarealet (tonn/km<sup>2</sup>) i hver vannforekomst i Sør-Trøndelag og Sogn & Fjordane i perioden oktober 2015- september 2017. Se tilsvarende kart for alle fylker i Vedlegg I (Figurer fra: Fiskeridirektoratet).

**Figure 6.8.**

Mean monthly standing biomass of salmonid fish per sea surface area (tons/km<sup>2</sup>) in each waterbody in Sør-Trøndelag and Sogn & Fjordane counties in the period October 2015 to September 2017. See production intensity maps for each county in Appendix I. (Figures from: Directorate of Fisheries).

### 6.3.2 Spredning av løste forbindelser - næringsalter

Når fisk produseres i åpne merdanlegg slippes det ut næringsalter direkte til miljøet. Disse omfatter hovedsakelig nitrogen (nitrat, nitritt og ammonium) og fosfor (fosfat) i form av løste uorganiske forbindelser som dannes under fiskens metabolisme og skilles ut via gjeller og nyrer. De løste forbindelsene som slippes ut fra anlegget vil spre seg med overflatestrømmen hovedsakelig i merddyp (0-30 meter). De fortynnes relativt raskt i vannmassene og gjør at det kan være vanskelig å måle forhøyede konsentrasjoner av ammonium ved anlegget, men under føring av fisken representerer de stadige pulser av lett omsettelige nitrogenforbindelser. En rekke studier har vært gjort av løste næringsalter fra oppdrettsanlegg, og de fleste konkluderer med relativt svake pulser i inntil 1-2 km fra merdene (sammenstilt i Price mfl. 2015). Hvor langt disse pulsene med forhøyede næringsalter strekker seg, vil variere med lokale forhold (vannutskiftning, strømforhold o.a.) og biomassen av fisk i anleggene. Utslippsmengde fra fiskeproduksjonen vil variere med årstiden siden fisken vokser mest om sommeren, noe som gir høyest utslipp i denne perioden. Figur 6.9 viser et eksempel på fordelingen av ammonium ved et stort lakseanlegg (5000 tonn) på åpen kyst nær Florø i Sogn og Fjordane ved lav og høy produksjon i anlegget (Jansen mfl. under arbeid).



**Figur 6.9.**

Ammoniumkonsentrasjoner (dybdeintegreerte middelværdier) målt ved et anlegg på åpen bølgeeksponert kyst ved Florø under lav (april) og høy (september) produksjon av fisk. Figuren viser konsentrasjoner i overflatevannet (0-20 meter) sett ovenfra. Anlegget er markert med svart firkantet boks og prøvetakingspunktene er markert med kryss (verdier i µmol/l, merk ulik fargeskala på figurene) (figur fra Jansen mfl., under arbeid).

**Figure 6.9.**

Ammonium concentrations (depth integrated mean values) measured at a coastal wave exposed farm near Florø during low (April) and high (September) production of fish. The figure shows concentrations in the depth interval 0-20 meters seen from above. The farm area is shown as a black square and sampling points are marked with a cross (all values in µmol/l, note different color scale on the figure) (Jansen et al. in prep).

### 6.3.3 Spredning av partikulært materiale

Fôrpellets og fekalier har ulike fysiske egenskaper. Pelletene er relativt faste og går ikke lett i stykker, men fekalier er ofte skjøre og brekkes lettere opp i mindre deler som synker med ulik hastighet. Synkehastigheten for pellets i størrelsen 4-10

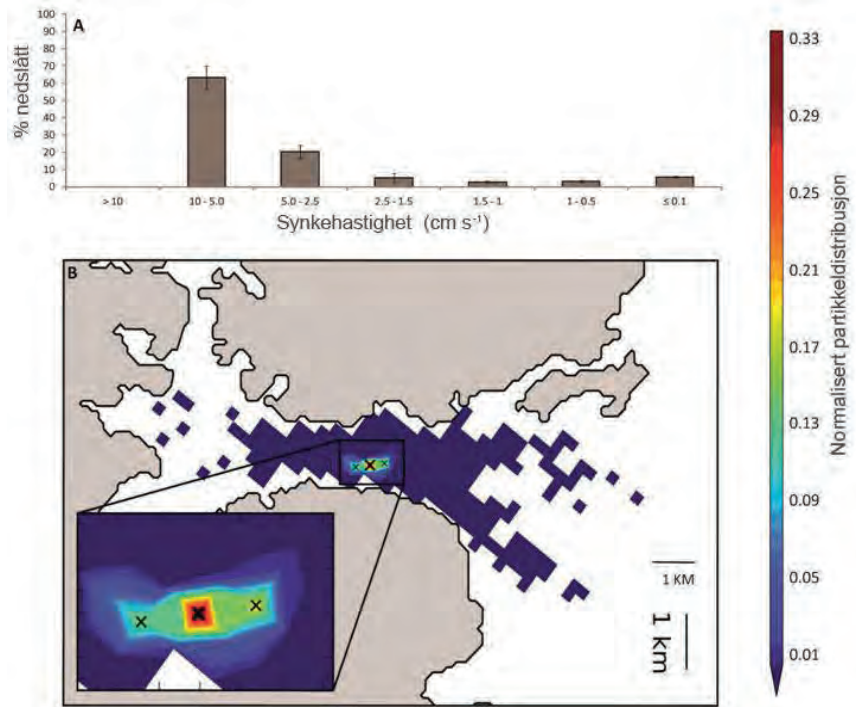
mm ligger i området 6-11 cm/s (Yrøng-Song mfl. 1999). Fordeling av synkehastigheten av fekalier fra 1,5 kg stor fisk er vist i figur 6.10 A. Intakte fekalier synker med en fart på 5 til 10 cm/s, og i overkant av 90 % av partiklene synker raskere enn

2,5 cm/s. En liten fraksjon synker langsommere enn 0,1 cm/s, og spres langt videre enn det umiddelbare influensområdet. Fiskestørrelse synes å ha liten betydning for synkehastigheten.

Spredningen av partiklene bestemmes av dyp, vannstrøm, hvor raskt de synker og hvor lett de går i oppløsning. De relativt høye synkehastighetene til spillfôr og intakte fekalier gjør at lokaliteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil få deponert det meste av det organiske materialet under og i den umiddelbare nærhet til anlegget. Lokaliteter med høye strømhastigheter (> 10 cm/s) sprer partiklene over et større område med relativt lite bunnfelling rett under merdene. Ved å kombinere synkehastighetsdata med 3-D hydrodynamiske modeller har man utviklet en ny spredningsmodell for partikulært organisk materiale (figur 6.10 B). Denne modellen er foreløpig bare validert for fjordssystemer (Bannister mfl. 2016), men vil bli et viktig verktøy for utvelgelse av optimalt miljømessig bærekraftige lokaliteter.

Strømforholdene er ulike inne i fjordene og ute på kysten. Fjordlokaliteter kan ha god strøm i merddypet, mens det ofte er lite vannbevegelse i dypere vannlag. Dette er i motsetning til anlegg som ligger ute på kysten, som ofte ligger grunnere og har god strøm i hele vannsøylen. Fjordlokaliteter er derfor mer utsatt for overbelastning og har høyere risiko for å ikke nå miljømålene som er bestemt for virksomheten. Figur 6.11 viser sedimentasjonsrater målt ved to oppdrettsanlegg, ett inne i en fjord og ett ute på kysten, og 800 m fra anleggene (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014). På fjordlokaliteten sedimenterer det meste av det organiske stoffet rett ved anlegget, og tilførselen øker kraftig utover produksjonssyklusen. På kystlokaliteten spres det organiske materialet utover, hvilket resulterer i en langt lavere sedimentasjon, og verdiene er stabile gjennom produksjonsperioden.

Variasjon i partikkelspredning gjør at størrelsen på påvirkningssonen omkring matfiskanleggene vil variere. Sedimentasjonen vil være størst under og i umiddelbar nærhet av anlegget, og den avtar med økende avstand. De minste fraksjonene av utslippene fra anlegget vil i noen tilfeller kunne spores flere kilometer nedstrøms fra anlegget, men mesteparten av partiklene vil vanligvis bunnfelle mindre enn 500 meter fra merdene. Utviklingen i laksefiskproduksjonen i Norge går mot store anlegg som ligger på bølgeeksponerte, grunne kystlokaliteter som antas å ha langt større bæreevne enn fjordlokaliteter. Resultater fra et forskningsprosjekt ved Havforskningen på dynamiske kystlokaliteter (ERA) vil presenteres i neste års risikoreport.

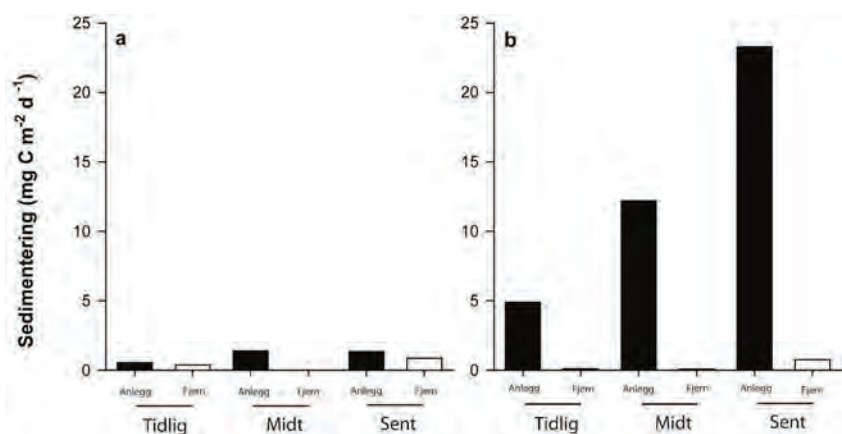


**Figur 6.10.**

A) Fordeling av synkehastighet til fekalier fra 1,5 kg stor laks. B) Spredning av organisk materiale i nær- og fjernsone ved et matfiskanlegg i en fjord på Vestlandet. Simuleringer ble kjørt for 1,5 kg tung fisk over en 14 dagers periode, og er presentert som normalisert partikkeldistribusjon basert på antall partikler som ble sluppet gjennom simuleringsperioden (begge figurer fra Bannister mfl. 2016).

**Figure 6.10.**

A) Distribution of sinking velocities of faeces from 1,5 kg salmon. B) Dispersion of organic material around a fish farm in a western Norwegian fjord. Simulations were run for 1,5 kg fish over a 14-day period and is presented as normalized particle distribution based on the number of particles released during the simulation period (both figures from Bannister et al. 2016).



**Figur 6.11.**

Sedimentasjonsrater målt over en produksjonsperiode ved to matfiskanlegg (anlegg) og 800 meter fra anleggene (fjern) henholdsvis ute på kysten (a) og inne i en fjord (b). «Tidlig» angir starten av produksjonssyklusen; «Midt» angir midt i produksjonen, mens «Sent» angir måling mot slutten med maksimal biomasse og fôring (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014).

**Figure 6.11.**

Sedimentation rates measured over a production cycle at two fish farms (Anlegg) and 800m away (Fjern) at the coast (a) and in a fjord (b). «Tidlig» means the start of the production cycle, «Midt» means middle and «Sent» means towards the end of the production cycle with maximum biomass and feeding (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014).



### 6.3.4 Vurdering av konsekvenser

Med lokale konsekvenser menes her den effekten som utslippene har i anleggets påvirkningssone. Størrelsen på påvirkningsområdet vil variere med anleggets

størrelse, plassering, strøm og bølgeeksponering. Med regionale konsekvenser mener vi effekter som oppstår som følge av at utslipp av løste og partikulære

forbindelser spres lengre ut enn produksjonssonen rundt anlegget og kan ha en påvirkning på det marine miljøet i et større område.

### 6.3.5 Regionale effekter av utslipp av næringssalter og organiske partikler

Langs norskekysten er uorganisk fosfor sjelden en begrensende faktor for planteplankton, og en ytterligere tilførsel av fosfor vil derfor ikke gi en direkte respons i planteplanktonproduksjonen. Betydelige utslipp av uorganisk nitrogen, som det normalt blir for lite av i sommerhalvåret, kan derimot føre til økt primærproduksjon, økt nedbrytning av algebiomasse i dypet og oksygenmangel i bunnvannet. Denne tilstanden kaller vi eutrofi.

Overgjødning (eutrofiering) av de kystvann defineres av OSPAR som ekstra tilførsler av næringssalter som forårsaker en økt vekst av alger eller vannplanter og fører til uønsket forstyrrelse av balansen mellom organismer i vannet og av kvaliteten på vannet de lever i (Anon 2017). Regionale effekter av utslipp av næringssalter er kjent fra flere deler av verden der menneskeskapte utslipp fra jordbruk og kloakk har skapt store problemer. Makroalgessamfunn i et større område kan respondere raskt på ekstra nitrogentilførsel med redusert biodiversitet og økt forekomst av opportunistiske grønnalger på bekostning av flerårige habitatbyggende arter som tang og tare (Klavestad 1967, 1978; Bokn & Lein 1978; Bokn mfl. 1992; Munda 1996; Bartsch & Kuhlenkamp 2000, 2009). Dette fenomenet har vi sett i Oslofjorden i perioden med høye nitrogenverdier på grunn av utslipp fra kloakk, industri og landbruk. Økt forekomst av

planteplankton kan redusere tilgangen på lys for makroalger, og kan dermed redusere voksedypet betydelig (Rueness & Fredriksen 1991). Massive oppblomstringer av opportunistiske makroalger i overgjødslede områder er kjent fra flere deler av verden (Liu mfl. 2010; Pang mfl. 2010; Ménesguen 2010).

Utslipp fra akvakultur står for det største menneskeskapte bidraget av næringssalter til norsk kystvann på strekningen Rogaland–Finnmark. Effekten av næringssaltutslippene på planteplanktonproduksjonen vil avhenge av sjøareal, oppholdstid og grad av innblanding av andre vannmasser (vannsirkulasjon). Målinger fra områder med høy tetthet av oppdrettsanlegg i Chile, Skottland, Middelhavet (Gowen & Ezzi 1994; Soto & Norambuena 2004; Pitta mfl. 2006) har vist liten risiko for en regional overgjødning av frie vannmasser i områder med god vannutskifting. Planktonmengde og artssammensetning overvåkes ukentlig langs norskekysten i regi av Mattilsynet gjennom overvåkningsprogrammet for skadelige alger. Det er stor naturlig variasjon i planteplanktonbiomassen og artssammensetningen i løpet av året og mellom årene, og det registreres også betydelige ulikheter innenfor små geografiske områder. En tre års studie av regionale effekter i oppdrettsintensive Hardangerfjorden viste ingen økte næringssalt eller klorofyllverdier i de

åpne vannmassene (Husa mfl. 2014a). Det ble heller ikke funnet overgjødningseffekter på makroalgessamfunn i fjorden (Husa mfl. 2014b).

På grunn av stor usikkerhet rundt mengden av løste næringssalter fra matfiskproduksjon foretar vi i år ingen estimat av effekten på planteplanktonproduksjonen. For risiko av effekter av næringssalter ved en oppskalering av matfiskproduksjonen se Svåsand mfl. (2016).

Regionale effekter på bunndyrssamfunn og oksygennivåer i vannsøylen kan oppstå dersom mengden av organisk materiale, f. eks i form av fekalier fra matfiskanlegg som spres utenfor anleggsområdet, blir så stor til at dyresamfunnene på bunn endrer seg. Oksygenforbruket øker og bunndyrssamfunnet endres slik vi kjenner det fra bunnpåvirkning tettere på anleggene. Det økte oksygenforbruket kan gi oksygensvikt i bunnvannet, spesiell der tilførselen av oksygen i vannmassene er dårlig. Effektene av partikulært materiale vil avhenge av størrelsen på utslipp og hydrografiske forhold. Fjordene er mest utsatt for en negativ påvirkning av utslipp fra akvakultur og faktorer som terskeldyp, mengde naturlige tilførsler, vannvolum i dypbassengene og frekvensen av utskifting av dypvannet vil være avgjørende for hvor mye organisk materiale fjorden tåler (Aure 2013).

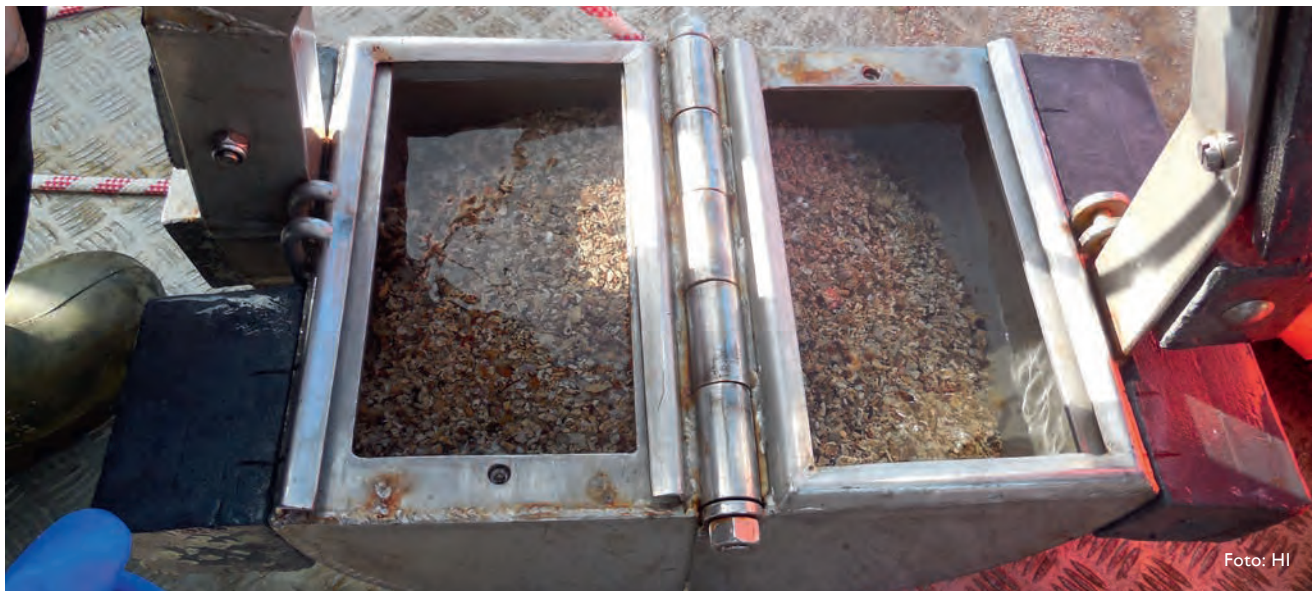


Foto: HI



### 6.3.6 Lokal effekt av næringsalter i grunne områder (0–30 meters dyp)

En rekke studier har undersøkt planteplanktonforekomstene nær oppdrettsanlegg, men har ikke kunnet påvise forhøyede verdier (Taylor mfl. 1992; Pitta mfl. 1999, 2006; Price mfl. 2015). Årsaken til dette er mest sannsynlig at planteplanktonets oppholdstid i området med forhøyede verdier er for kort til at planktonalgene kan respondere med økt produksjon. Noen studier har vist forhøyet planteplanktonproduksjon i oppdrettsområder, men dette har særlig vært i Middelhavet og i Asia (sammenstilt i Price mfl. 2015). I matfiskanleggenes påvirkningssone kan det forekomme effekter fra utslipp av næringsalter i strandsonen eller der anlegget er plassert i grunne skjellsandsområder og på tarebanker, slik moderne

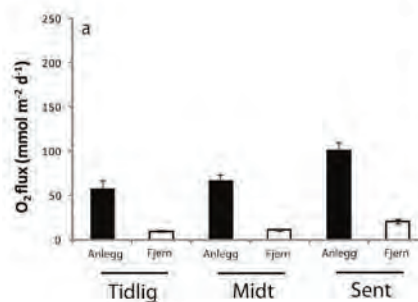
kystanlegg gjerne ligger i dag. Kontinuerlige pulser av næringsalter kan forårsake lokale overgjødningseffekter. Effekten av utslippene i grunne områder vil i høy grad bestemmes av faktorer som strømhastighet og bølgepåvirkning. Studier av makroalgesamfunn i overgjødlede områder viser at en etter hvert utvikler et samfunn med redusert biodiversitet og en overvekt av grønnalger i artssamfunnet (Munda 1996). Ammonium som slippes ut fra matfiskanlegg tas lett opp i alger. Studier har vist at økte ammoniumstilførsler stimulerer til økt vekst av hurtigvoksende makroalger med høy volum-/overflateratio, slik som tynne, bladaktige og trådformede arter. Dette kan føre til økte mengder av påvekstalger som kan redusere

lystilgangen og konkurrere effektivt om næringsaltene slik at man over tid kan få en reduksjon av flerårige, sentvoksende arter som tang og tare (Worm & Sommer 2000). En studie av makroalgesamfunn ved fiskeoppdrettsanlegg i Tasmania viste høyere biomasse av opportunistiske alger på korallrev i nærheten av fiskeoppdrettsanlegg (100–400 m), men fant ingen reduksjon i de habitatbyggende artene (Oh mfl. 2015). Fiskeoppdrettsanleggene i Tasmania er plassert på svært grunne og innstengte lokaliteter og er ikke direkte sammenlignbare med norske forhold. Det har ikke vært gjennomført lignende studier ved norske anlegg.

### 6.3.7 Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn

**Bløtbunn:** Nedbrytningen av organisk stoff forbruker oksygen. Dersom forbruket er større enn tilførslene, oppstår det oksygenmangel i sedimentene og de blir anoksiske. Anoksiske nedbrytningsprosesser er langsomme slik at avfallet lettere bygger seg opp og det utvikles giftige gasser som dreper bunndyrene. Det kan også dannes bobler som transporterer partikler og smittestoffer fra bunnen og opp i vannmassene som kan skade fisken i merdene (Hall mfl. 1990; Hansen mfl. 1991; Holmer & Kristensen 1992; Hargrave mfl. 1993; Holmer & Kristensen 1996; Valdemarsen 2012).

Påvirkning på bunnen vises bla gjennom oksygenforbruket, jo høyere oksygenforbruk jo større er risikoen for anoksiske sediment. Der er stor forskjell på oksygenforbruket på ulike lokaliteter avhengig av hvor mye organisk materiale som er akkumulert. Figur 6.12. viser forskjellen mellom en strømrisk lokalitet med lite opphoping av organisk stoff og en strømsvak hvor det organiske stoffet akkumulerte. Oksygenforbruket på den strømriske lokaliteten var relativt lav gjennom produksjonsperioden men økte med økende fiskebiomasse (figur 6.12a). En stasjon 800 meter borte fra anlegget viste også tegn til påvirkning med rikt bunndyrsamfunn og et økende oksygenforbruk på slutten av produksjonsperioden. På den strømsvake stasjonen var oksygenforbruket høyt tidlig i produksjonsperioden men minket ved økende fiskebiomasse, et symptom på at lokaliteten var overbelastet (figur 6.12b). Bunndyrene forsvant og anoksiske nedbrytningsprosesser tok over. Stasjonen 800 meter lenger vekk var imidlertid lite påvirket, med et relativt fattig bunndyrsamfunn, som er vanlig på dypt vann i fjorder, og et lavt oksygenforbruk



Figur 6.12.

Forbruk av oksygen ved matfiskanlegg (Anlegg) og 800 meter fra anlegg (Fjern) på en strømsvak (a) og på en strømsvak (b) oppdrettslokalitet målt over en produksjonsperiode (tidlig, midt i og sent i produksjonsperioden). Data fra Valdemarsen mfl. (2012) og Bannister mfl. (2014).

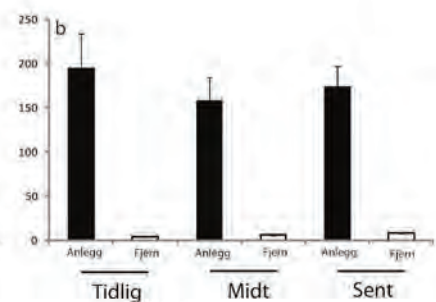


Figure 6.12.

Oxygen consumption in the sediment at two fish farms (Anlegg) and 800 m away (Fjern) on a site with high currents (a) and low currents (b) measured over a production cycle (Tidlig, Midt and Sent). (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014).

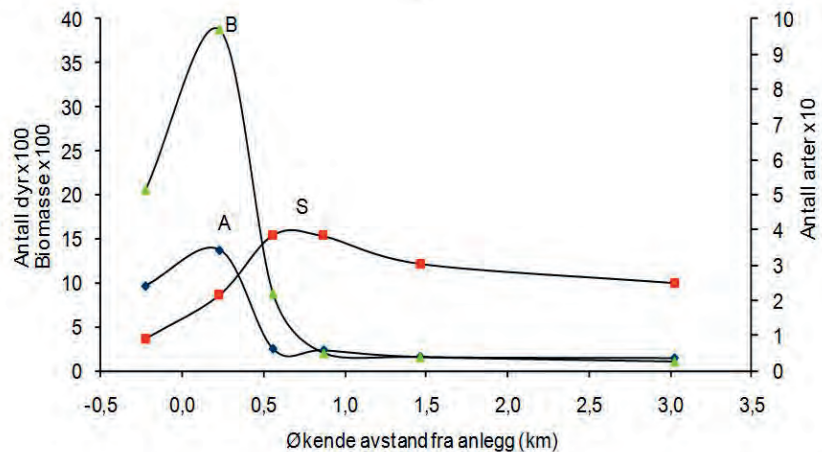
gjennom hele produksjonsperioden (Valdemarsen mfl. 2012, 2015; Bannister mfl. 2014).

Bunndyrsamfunnet er en følsom indikator for organisk påvirkning, og blir mye brukt til overvåking (Black 2001). Som vist i figur 6.13. dannes det ofte en gradient ut fra anleggene. Nær merdene er det først en artsfattig sone med masseforekomst av noen få opportunistiske arter, mens bunndyrsamfunnet i en overgangssone er stimulert med forhøyet antall arter. Lengst ute er dyrsamfunnet upåvirket, selv om avfall fra anlegget kan spores med følsomme kjemiske metoder (Kutti mfl. 2007b). Dette samsvarer med det vanlige mønsteret for organisk belastning omkring en punktkilde (Pearson & Rosenberg 1978).

**Hardbunn:** Mange anlegg er i dag plassert i områder hvor man finner hardbunn eller

blandingsbunn. Man har tidligere antatt at der ville være liten opphoping av organisk materiale fra oppdrett på slike bunner, da der er lite annet materiale som sedimenterer. Mengden organisk materiale som sedimenterer på hardbunn er først og fremst avhengig av strømforholdene, slik det er for bløtbunn. Fauna på hardbunn består av fastsittende organismer som bla svamp og sjøanemoner og bevegelig fauna som bla kråkebolter, sjøpølser og krepsdyr. Organisk materiale som sedimenterer på hardbunn kan enten bli spist av faunaen eller nedbrytes av bakterier slik som på bløtbunn. Vi har imidlertid få undersøkelser som dokumenterer hva som skjer på hardbunn gjennom produksjonsperioden. Undersøkelse av to dype, hardbunnslokaliteter i en fjord viste at der under produksjonsperioden var akkumulering av organisk stoff og at den opprinnelige faunaen var borte. To typer opportunistiske børstemark dominerte og levde på/av det

organiske stoffet. Påvirkningen avtok med økende avstand fra anleggene, og etter omlag 75 meter var de høye tetthetene av børstemark redusert (Hansen mfl. 2011; Eikje 2013). Resultatene svarer til undersøkelser gjort i Canada hvor man også har funnet tap av den opprinnelige faunaen og at opportunistiske børstemark dominerer (Hamoutene mfl. 2016, Salvo mfl. 2017). Forskning er satt i gang for å dokumentere hvor utbredt denne påvirkningen er og hvordan påvirkningen utvikler seg. Ytterligere skal man forsøke å definere indikatorer og bestemme grenseverdier for akseptabel påvirkning på hardbunn så det blir mulig å drive overvåking av disse bunntypene slik man gjør på bløtbunn (B og C undersøkelser).



**Figur 6.13.** Biomasse av bunndyr (B), antall individ (A) og antall arter (S) i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg fortoynd i et punkt i en fjord i Hordaland (figur fra Kutti 2008).

**Figure 6.13.** Biomass of benthic fauna (B), number of individuals (A) and number of species (S) in different distances from a fish farm moored at a single point in a fjord in Hordaland county (figure from Kutti 2008).

### 6.3.8 Rehabilitering av lokaliteter

Vi har foreløpig et svakt kunnskapsgrunnlag for å kunne vurdere en oppdrettslokaliteters evne til å rehabiliterer når oppdrettsaktiviteten opphører. Internasjonal forskning har vist at regenerering av bløtbunn ved permanent brakklegging kan ta fra et par måneder til syv år (Karkassis mfl. 1999; Macleod mfl. 2004; Pereira mfl. 2004). Det er store variasjoner

mellom lokaliteter, og regenereringen avhenger blant annet av belastningen på bunnen, bunntypen og strøm. Regenerering av kjemiske forhold i sedimentet kan ta fra en måned til fire år etter endt produksjon. Biologisk regenerering tar vanligvis lengre tid. På hardbunn viser foreløpige resultater at det meste av det organiske materialet og børstemarkene var

forsvunnet fra bunnen etter fire måneders brakklegging, men lite av den opprinnelige faunaen var kommet tilbake (Eikje 2013). Hvor lang tid det vil ta for den opprinnelige faunaen å vende tilbake på hardbunn vil bli undersøkt i ett prosjekt ved Havforskningsinstituttet.

### 6.3.9 Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder

Oppdrettsanlegg trekker til seg dyr som enten direkte spiser spillfôr eller fekalier, eller bytteetere som spiser disse dyrene (Cars 1990). Sporing av terrestre fettsyrer som normalt ikke finnes i det marine miljø er en effektiv metode for sporing av utslipp av organisk materiale fra matfiskanlegg til bunnsedimenter og til dyr som spiser mye av oppdrettsavfall (Olsen mfl. 2009, 2012, under arbeid, Woodcock mfl. 2017). I tillegg kan undersøkelser av stabile isotoper i fauna og sediment gi utfyllende informasjon. Sporing av DNA fra soyaprodukter i fiskefôr er en ny metode som gir klare signal hos filterfødere (kamskjell) som gjerne får i seg mindre mengder av avfallsprodukter (Woodcock mfl. 2017). Bruk av medisiner med lang halveringstid som tilsettes fôret kan også brukes til sporing av utslipp fra anlegg, men er naturlig nok kun

anvendelig ved anlegg som bruker slik medisin (Samuelson mfl. 2015). Fordelen med å bruke soya- DNA eller medisinrester som sporstoff er at det gir et klart enten eller svar.

Sporingsmetoder er nyttige i områder der undersøkelser viser en dårlig miljøtilstand, og man mistenker at utslipp fra oppdrettsanlegg i nærheten er årsak til den dårlige tilstanden. Man kan også benytte slike sporingsmetoder for å følge utslipp av organisk materiale inn i de marine næringskjedene. Studier viser at organisk materiale fra matfiskanlegg går inn i den marine næringskjeden i et vidt spekter av arter. Fisk som sei, torsk, smørflundre, havmus, brosme og uer spiser av fekalier eller børstemark og andre dyr som lever av fekalier. Vanlig kystreke, sjøkreps og trollhummer nær anlegg hadde også

fettsyrer i vevet som indikerer at de delvis lever av organisk materiale fra anleggene (Olsen mfl. under arbeid).

Vi har liten kunnskap om hvordan organisk materiale med terrestrisk opprinnelse vil påvirke de marine næringskjeder på sikt. Noen dyr har stor evne til å utnytte dette avfallet og vil dermed ha konkurransefortrinn i forhold til andre arter. Denne matressursen kan også påvirke noen arters funksjonsevne og reproduksjonspotensiale. Nyere studier viser at kråkeboller kan samle seg ved anlegg i fjorder og utnytter avfallet fra oppdrettsanlegg som ekstra matressurs, men når de spiser dette reduserer de både funksjonsevne og reproduksjonssuksess (White mfl. 2016, 2017, under arbeid).

### 6.3.10 Lokale effekter på spesielle naturtyper

I de neste årene kommer vi til å ha økt fokus på hvordan utslipp av næringssalter og organiske partikler fra matfiskanlegg

påvirker sårbare habitater som korallrev, korallskog, svampområder, ålegressenger og kalkalgeforekomster. Dette er

naturtyper som har en forhøyet risiko for påvirkning fordi den enten tåler mindre eller bruker svært lang tid på å reetablere





Foto: HI

seg. Kunnskap om dette vil kunne gi en mer optimal plassering av nye anlegg og gi et bedre grunnlag for risikovurdering av effekten av utslipp. Dette er naturtyper med en viktig økologisk funksjon langs kysten og i fjordene fordi de har en høy produksjon og er levested for hundretalls andre arter. Dette er naturtyper som er spesielt hensynskrevende fordi det kan ta veldig lang tid å etablere nye bestander dersom de er blitt ødelagt. Å etablere et korallrev eller et større kalkalgeområde kan ta tusenvis av år. Ut fra den erfaring vi har i dag angående effekter av utslipp på bløtbunn og hardbunn, kan det anslås at utslipp av næringsalter og organiske partikler i umiddelbar nærhet til forekomster av disse naturtypene kan være ødeleggende. Det finnes få nasjonale eller internasjonale vitenskapelige studier om dette og det finnes ingen kunnskap om hvor stor buffersonen man bør ha rundt anlegg for å unngå permanent skade.

**Koraller:** Det er lite kunnskap om hvordan dypvannskorallrev bygget av øykorall *Lophelia pertusa* påvirkes av langtidsutslipp fra matfiskproduksjon (Tangen & Fossen 2012). Foreløpige resultater fra et korttidseksperiment har imidlertid vist at organiske utslipp setter ned vekstratene betydelig til *Lophelia pertusa* nær anleggene (<250 m) og øker erosjonen av det døde kalkskjelettet som revet hviler på (Kutti mfl. 2015). Studier av effekter av utslipp fra akvakultur på korallrev i tropiske og subtropiske områder bekrefter at koraller kan være sensitive overfor utslipp av organiske partikler med negative effekter på både

vekst, overlevelse og reproduksjon (Bongiorni mfl. 2003; Villanueva mfl. 2006; Huang mfl. 2011). I Norge er det begrenset kunnskap om forekomst og utbredelse av korallrev, noe som har bidratt til at en rekke matfiskanlegg i dag ligger plassert slik at de potensielt kan påvirke dypvannskorallrev (Husa mfl. 2016).

**Svamp:** Nye resultater fra et korttidseksperiment indikerer at forhøyede nivåer av små partikler fra oppdrettsfôr i vannet forårsaker fysiologisk og cellulært stress hos kålrabisvamp *Geodia barretti* (Kutti mfl. 2016). Hvis dette stemmer kan svampbestander under og nær anlegg forsvinne på sikt, noe som også er indikert fra feltundersøkelser i Hardangerfjorden (Hansen mfl. 2011). En rekke studier fra tempererte og tropiske havområder viser at økt sedimentasjon av uorganiske partikler fører til endringer i struktur og biodiversitet i svampsamfunn og at det også kan føre til sviktende rekruttering hos enkelte svamparter (se for eksempel Fabricius 2005 og Bannister mfl. 2010). Organisk avfall fra oppdrettsanlegg antas å ha en større effekt enn mineralpartikler, siden organisk avfall bruker oksygen når det brytes ned (Weber mfl. 2006, 2012).

**Kalkalger:** Det finnes ingen studier som viser hvordan kalkalger i norske farvann påvirkes av langtidsutslipp fra matfiskproduksjon (Husa mfl. 2016). Undersøkelser fra Skottland, Spania og Middelhavet har imidlertid vist at kalkalger generelt er sensitive for økt sedimentering. Dersom planten blir dekket av et lag med finkornet sediment, vil gassutvekslingen

i cellene forhindres, og plantens mulighet til å drive fotosyntese vil svekkes. Sediment som inneholder hydrogensulfid ( $H_2S$ ), som kan dannes i nærheten av oppdrettsanlegg, kan være fatalt for kalkalger, og 14 dagers dekke av slikt sediment førte til 100 % dødelighet (Wilson mfl. 2004). Utslipp av organisk materiale påvirker også dyr som har kalkalgeforekomster som levested. Typisk vil de fleste krepsdyr forsvinne og bli erstattet med opportunistiske børstemark (Sanz-Lazaro mfl. 2011; Hall-Spencer 2006). Utslipp av næringsalter kan også føre til at kalkalgene blir overgrodd av ettårige, hurtigvoksende algearter, noe som kan nedsette vekstraten til kalkalger.

**Ålegressenger:** Hvordan utslipp av næringsalter fra matfiskanlegg påvirker ålegressenger har ikke blitt studert i Norge (Husa mfl. 2016). En rekke studier fra andre områder har imidlertid vist at ålegressenger kan påvirkes ved at det etableres større mengder påvekststalger på ålegresset som skygger for lyset. Dette fører til redusert vekst hos ålegresset og vil på sikt kunne redusere forekomsten av ålegress (Munda 1996; Worm & Sommer 2000; Diaz-Almela mfl. 2008; Duarte mfl. 2008). Forekomst av ålegressenger er under kartlegging i Norge. En gjennomgang av de data som hittil er lagt inn i Naturbase (<http://kart.naturbase.no/>) viser at en rekke matfiskanlegg i de kartlagte områdene ligger plassert slik at de potensielt kan påvirke tilstanden til ålegressenger (Husa mfl. 2016).



## 6.4

## REFERANSER

- Anon 2017. *Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Third Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area*. OSPAR Commission, Eutrophication Series 2017.
- Aure J. (2013). *Oppdrett og oksygen i Hardangerfjordbassenget*. Havforskningsrapporten 2013. 198 s.
- Bye-Ingebrigtsen, Torvanger R, Alme Ø. (i arbeid). *Marin Overvåking i Hordaland*. Samlerapport 2019.
- Bannister RJ, Battershill CN, de Nys R. (2010). *Demographic variability and long-term change in a coral reef sponge along a cross-shelf gradient of the Great Barrier Reef*. *Marine and Freshwater Research* 61, 389-396.
- Bannister RJ, Valdemarsen T, Hansen PK, Holmer M, Ervik A. (2014). *Changes in benthic sediment conditions under an Atlantic salmon farm at a deep, well flushed coastal site*. *Aquaculture Environment Interactions* 5, 29-47.
- Bannister RJ, Askeland Johnsen I, Kupka Hansen P, Kutti T, Asplin L. (2016). *Near-and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems*. *ICES Journal of Marine Science* 73, 2408-2419.
- Bartsch I, Kuhlenkamp R. (2000). *The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): An annotated list of records between 1845 and 1999*. *Helgoland Marine Research* 54, 160-189.
- Bartsch I, Kuhlenkamp R. (2009). *Entwicklung der Makrophyten. Vegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg. *Meeresumwelt Aktuell: Nord- und Ostsee* 1, 1-8.
- Berger R, Henriksson E, Kautsky L, Malm T. (2003). *Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea*. *Aquatic Ecology* 37, 1-11.
- Black D. (2001). *Environmental Impacts of Aquaculture*. Sheffield Academic Press, Sheffield. 212 s.
- Bokn T, Lein T.E. (1978). *Long-term changes in fucoid association of the inner Oslofjord, Norway*. *Norwegian Journal of Botany* 25, 9-14.
- Bokn T, Murray SN, Moy FE, Magnusson JB. (1992). *Changes in fucoid distribution and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90*. *Acta Phytogeographica Suecica* 78, 117-124.
- Bongiorni L, Shafir S, Rinkevich B. (2003). *Effects of particulate matter released by a fish farm (Eilat, Red Sea) on survival and growth of *Stylophora pistillata* coral nubbins*. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1120-1124.
- Borgersen G, Ledang A-B, Norli M, Hangstad TA, Walday M. (2017). *Marin overvåking Nordland 2016-2017. Undersøkelser av hydrografi, planteplankton og bløtbunnsfauna i 6 fjorder i Nordland*. AkvaplanNIVA, NIVA rapport 7211-2017.
- Braaten B, Lange G, Bergheim A. (2010). *Vurdering av nye tekniske løsninger for å redusere utslippene fra fiskeoppdrett i sjø*. Rapport fra Klima- og forurensningsdirektoratet. TA. 2749. 47 s.
- Brooks KM, Mahnken CVW. (2003). *Interactions of Atlantic salmon in Pacific northwest environment: II. Organic wastes*. *Fish. Res* 62, 255-293.
- Carss DN. (1990). *Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages*. *Aquaculture* 90, 29-40.
- Diaz-Almela E, Marba N, Alvarez E, Santiago R, Holmer M, Grau A, Mirto S, Danovaro R, Petrou A, Argyro M, Karakassis I, Duarte CM. (2008). *Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm induced decline*. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1332-1342.
- Dolven J, Lundsør E, Sogn Andersen G. (2016). *ØKOKYST-Delprogram Trøndelag, 2015. Rapport fra Miljødirektoratet M-541*. 30 s.
- Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis I, Marba N, Mirto S, Pérez P, Pusceddu A, Tsapakis M. (2008). *Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools*. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1618-1629.
- Eikje EM. (2013). *Benthic impacts of fish farm waste on hard bottom habitats, the ecology of opportunistic epifauna polychaetes*. Master thesis, University of Bergen, Norway. 61 s.
- Eriksson BK, Johansson G, Snoeijs P. (2002). *Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast*. *Journal of Phycology* 38, 284-296.
- Fabricius KE. (2005). *Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis*. *Marine Pollution Bulletin* 50, 125-146.
- GESAMP (2008). *Assessment and communication of environmental risks in coastal aquaculture*. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Reports and Studies GESAMP No. 76. FAO, Rome. 198 s.
- Gowen RJ, Ezzi IA. (1994). *Assessment and prediction of the potential for hypernutrification and eutrophication associated with cageculture of salmonids in Scottish waters*. Dunstaffnage Marien Laboratory, Oban Scotland, 137 s.
- Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Katie G, Foggo A. 2006. *Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas*. *Marine Ecology Progress Series* 326, 1-9.
- Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S, Samuelsson MO. (1990). *Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm*. I. Carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61, 61-73.
- Hansen PK, Pittman K, Ervik A. (1991). *Organic waste from marine fish farms - effects on the seabed*. In: T. Makinen (ed.): *Marine aquaculture and environment*, Nord 1991:22. s. 105-119.
- Hansen PK, Bannister R, Husa V. (2011). *Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter*. Rapport fra Havforskningen NR 21-2011. 26 s.
- Hamoutene D, Salvo F, Donnet S, Dufour SC. (2016). *The usage of visual indicators in regulatory monitoring at hard-bottom finfish aquaculture sites in Newfoundland (Canada)*. *Marine Pollution Bulletin* 108, 232-241.
- Hargrave BT, Duplisea DE, Pheiffer E, Wildish DJ. (1993). *Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96, 249-257.
- Hatlen B, Jakobsen JV, Crampton V, Alm M, Langmyhr E, Espe M, Hevrøy EM, Torstensen BE, Liland N, Waagbo R. (2015). *Growth feed utilization and endocrine responses in Atlantic salmon (*Salmo salar*) fed diets added poultry by-product meal and blood meal in combination with poultry oil*. *Aquaculture nutrition* 21, 714-725.
- Holmer M, Christensen E. (1992). *Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80, 191-201.
- Holmer M, Christensen E. (1996). *Seasonality of sulfate reduction and pore water solutes in a marine fish farm sediment: the importance of temperature and sedimentary organic matter*. *Biogeochem.* 32, 15-39.
- Huang YCA, Hsieh HJ, Huang SC, Meng PJ, Chen YS, Keshavmurthy S, Nozawa Y, Chen CA. (2011). *Nutrient enrichment caused by marine cage culture and its influence on subtropical coral communities in turbid waters*. *Marine Ecology Progress Series* 423, 83-93.
- Husa V, Kutti T, Grefsrud ES, Agnalt AL, Karlsen Ø, Bannister R, Samuelsen O, Grøsvik BE. (2016). *Effekter av utslipp fra akvakultur på spesielle marine naturtyper, rødlista habitat og arter*. Rapport fra Havforskningen Nr. 8-2016. 52 s.
- Jansen HM, R Bannister, V Husa, Zeng Jie Jiang, A Handå, Strand H. (under arbeid). *Pelagic waste dispersal around salmon cultures: a spatio-temporal study focusing on the euphotic zone of dynamic coastal systems in Norway*.

- Johnsen GH, Furset TT. (2016). Overvåkning av fjordområdene i Hordaland. Vannkvalitet 2014-2015. Rapport nr. 2231- Rådgivende Biologer. 48 s.
- Klavestad N. (1967). Undersøkelser over benthos-algevegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965. Delrapport 9. NIVA. 119 s.
- Klavestad N. (1978). The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. *Botanica Marina* 21, 71-97.
- Kutti T. (2008). Regional impact of organic loading from a salmonid farm – dispersal, sedimentation rates and benthic fauna response. PHD Thesis, University of Bergen. 58 s.
- Kutti T, Ervik A, Hansen PK. (2007a). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* 262, 367-381.
- Kutti T, Hansen PK, Ervik A, Høisæter T, Johannessen P. (2007b). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262(2-4), 355-366.
- Kutti T, Nordbø K, Bannister RJ, Husa V. (2015). Oppdrettsanlegg kan true koraller i fjordene. Havforskningsrapporten 2015. Særnummer-Fisken og Havet 1-2015. 220 s.
- Kutti T, Krogness C, Husa V. (2016). Effekter av utslipp av oppdrettsfôr på svamp. Rapport fra Havforskningsen. Nr. 1-2016. 15 s.
- Liu D, Keesing JK, Dong Z, Zhen Y, Di B, Shi Y, Fearn P, Shi P. (2010). Recurrence of the world's largest green-tide in 2009 in Yellow Sea, China: *Porphyra yezoensis* aquaculture rafts confirmed as nursery for macroalgal blooms. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1423-32.
- Naustvoll LJ, Simonsen JH, Omli L, Jåvold T. (2017) a. ØKOKYST – Nordland, Årsrapport 2016. M-rapport nr. 733.
- Naustvoll LJ, Jåvold T, Omli L, Simonsen JH. (2017) b. ØKOKYST – Helgeland, Årsrapport 2016. M-rapport nr. 732.
- Naustvoll LJ, Fonnes Lunde L, Jåvold T. (2016c). ØKOKYST-Delprogram Hordaland, Årsrapport 2015. Rapport fra Miljødirektoratet M-539. 28 s.
- Norderhaug KM, Gundersen H, Høgåsen T, Johnsen TM, Severinsen G, Vedal J, Sørensen K, Walday M. (2016a). Eutrophication status for Norwegian waters. National report for the third application of OSPARs Common Procedure. Rapport fra Miljødirektoratet M- 589.
- Norderhaug KM, Naustvoll LJ, Trannum HC, Gitmark J, Moy F, Fagerli CW, Kile MR, Håvardstun J, Vedal J, Walday M. (2016b). ØKOKYST- Delprogram Rogaland, Årsrapport 2015. Rapport fra Miljødirektoratet M-538. 56 s.
- NS 9410:2016. (2016). Norsk Standard: Miljøovervåkning av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). 36 s.
- Mannvik HP, Velvin R, Dahl-Hansen GA, Gunerussen A. (2015). Marin kartlegging av fire kystvannforekomster i Vesterålen, Nordland fylke, 2014. Akvaplan-niva rapport 9031-01. 76 s.
- Machias A, Karakassis I, Giannoulaki M, Papadopoulou KN, Smith CJ, Somarakis S. (2005). Response on demersal fish communities in the presence of fish farms. *Mar. ecol. Prog. Ser.* 288, 241-250.
- MacLeod CK, Crawford CM, Moltschaniwskij NA. (2004). Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. *Marine Pollution Bulletin* 49, 79-88
- Ménesguen A, Perrot T, Dussauze M. (2010). Ulva Mass Accumulations on Brittany Beaches: Explanation and Remedies Deduced from Models. *Mercator Ocean Quarterly Newsletter*, October 2010.
- Munda IM. (1996). The northern Adriatic Sea. In *Ecological studies Vol 123*. Eds. Scramm & Nienhaus. *Marine benthic vegetation*. Kap 16, 369-402
- OSPAR commission (2010). Quality status report 2010. <http://qsr2010.ospar.org/en/index.html>.
- Oh ES, Edgar GJ, Kirkpatrick JB, Stuart-Smith RD, Barrett NS. 2015. Broad -scale impacts of salmon farms on temperate macroalgal assemblages on rocky reefs. *Marine Pollution Bulletin* 98: 201-209.
- Olsen SA, Ervik A, Grahl-Nielsen O. (2009). Deep-water shrimp (*Pandalus borealis*, Krøyer 1838) as indicator organism for fish-farm waste. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 381, 82-89.
- Olsen SA, Ervik A, Grahl-Nielsen O. (2012). Tracing fish farm waste in the northern shrimp *Pandalus borealis* (Krøyer, 1838) using lipid biomarkers. *Aquacult Environ Interact* 2, 133-144.
- Olsen SA, Ervik A, Samuelsen OB, Meier S, Hansen PK, Husa V. (under arbeid). Tracing fish farm effluents in marine sediments and benthic fauna using fatty acids and stable isotope ( $\delta^{13}$  &  $\delta^{15}$ N) analyses.
- Pang SJ, Liu F, Shan TF, Xu N, Zhang ZH, Gao SQ, Chopin T, Sun S. (2010). Tracking the algal origin of the Ulva bloom in the Yellow Sea by a combination of molecular, morphological and physiological analyses. *Marine Environmental Research* 69, 207-215.
- Pearson TH, Rosenberg R. (1978). Macrobenthic successions in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.
- Pereira PMF, Black KD, McLusky DS, Nickell TD. (2004). Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquaculture* 235, 315-330.
- Pitta P, Karakassis I, Tsapakis M, Zivanovic S. (1999). Natural vs. Mariculture derived nutrients and plankton in the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 391, 181-194.
- Pitta P, Apostolaki ET, Tsagaraki T, Tsapakis M, Karakassis I. (2006). Fish farming effects on the chemical and microbiological variables of the water column: a spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. *Limn. Hydrobiologia* 563, 99-108.
- Pitta P, Tsapakis M, Apostolaki ET, Tsagaraki T, Holmer M, Karakassis I. (2009). 'Ghost nutrients' from fish farms are transferred up the food web by phytoplankton grazers. *Mar. ecol. Prog. Ser.* 374, 1-6.
- Price C, Black KD, Hargrave BT, Morris JA. (2015). Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. *Aquaculture Environmental Interactions* 6, 151-174.
- Rueness J. og Fredriksen S. (1991). An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. *Oeologia* 17, 223-235.
- Salvo F, Mersereau J, Hamoutene D, Belley R, Dufour SC. (2017). Spacial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland. *Ecological Indicators* 76, 207-218.
- Sanz-Lazaro C, Belando MD, Marin-Guirao L, Navarrete-Mier F, Marin A. (2011). Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Marine Environmental Research* 71, 22-30.
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Hannisdal R, Bannister R, Olsen S, Tjensvoll T, Farestveit E, Ervik A. (2015). Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Sci. Total Environment* 508, 115-121.
- Sogn Andersen G, Lundsør E, Dolven J, Muladal R, Sundeng KH. (2017). ØKOKYST-Delprogram Finnmark. Årsrapport 2016. Rapport fra Miljødirektoratet M-734. 57 s.
- Soto D, Norambuena F. 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology* 20, 493-501.
- Svåsand T, Karlsen Ø, Kvamme BO, Stien LH, Taranger GL, Boxaspen K. (2016). Risikovurdering av norsk fiskeoppdrett 2016. Fisken og havet, særnummer 2-2016. 192.
- Sørensen M, Berge GM, Reitan KI, Ruyter B. (2016). Microalga *Phaeodactylum tricornutum* in feed for Atlantic salmon (*Salmo salar*) - Effect on nutrient digestibility, growth and utilization of feed. *Aquaculture* 460, 116-123.
- Tangen S, Fossen I. (2012). Interaksjoner mellom kaldtvannskoraller og intensivt oppdrett. Kunnskapsstatus og et første skritt mot en konsekvensanalyse. Rapport. Møreforskning Marin. MA 12-10. 43 s.

- Taylor BE, Jamieson G, Carefoot TH. (1992). Mussel culture in British Columbia: the influence of salmon farms on growth of *Mytilus edulis*. *Aquaculture* 108, 51-66.
- Torvanger R, Bye-Ingebrigtsen E, Alme Ø, Alvstad T, Johansen PO. (2015). Marin Overvåkning Rogaland. Statusrapport april 2015. SAM e-rapport nr. 6-2015. 179 s.
- Torvanger R, Alme Ø, Kvalø SE. (2017). Marin Overvåkning Rogaland, resultater fra undersøkelsene utført i 2015-2016. *Fish Guard Miljø e-Rapport nr.5-17*. 158 s.
- Torrissen O, Hansen PK, Aure J, Husa V, Andersen S, Strohmeier T, Olsen RE. (2016). Næringsutslipp fra havbruk- nasjonale og regionale perspektiv. Rapport fra Havforskningen Nr. 12-2016. 19 s.
- Tverberg J, Eilertsen M. (2016). Overvåkning av makroalgесamfunn i Hordaland i 2014-2015. Rapport nr. 2230- Rådgivende Biologer. 101 s.
- Valdemarsen T, Bannister RJ, Hansen PK, Holmer M, Ervik A. (2012). Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a Norwegian deep-water fish farm. *Environmental Pollution* 170, 15-25.
- Veileder 02:2013 - revidert 2015. (2015). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 254 s.
- Villanueva RD, Yap HT, Montano MNE. (2006). Intensive fish farming in the Philippines is detrimental to the coral reef-building coral *Pocillopora damicornis*. *Marine Ecology Progress Series* 316, 165-174.
- Wang X, Olsen LM, Reitan KI, Olsen Y. (2012). Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* 2, 267-283.
- Weber M, de Beer D, Loft C, Polerecky L, Kohls K, Abed RMM, Ferdemann TG, Fabricius KE. (2012). Mechanisms of damage to corals exposed to sedimentation. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the United States of America* 109, 1558-1567.
- Weber M, Lott C, Fabricius KE. (2006). Sedimentation stress in a scleractinian coral exposed to terrestrial and marine sediments with contrasting physical, organic and geochemical properties. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 336, 18-32.
- White CA, Dworjanyn SA, Nichols PD, Mos B, Dempster T. (2016). Future aquafeeds may compromise reproductive fitness in a marine invertebrate. *Marine Environmental Research* 122, 67-75.
- White CA, Bannister RJ, Dworjanyn SA, Husa V, Nichols PD, Kutti T, Dempster T. (2017) Consumption of aquaculture waste affects fatty acid metabolism of a benthic invertebrate. *Science of the Total Environment*. 586, 1170-1181.
- White CA, Bannister RJ, Dworjanyn SA, Husa V, Nichols PD, Dempster T. (under arbeid). An aquaculture derived trophic subsidy boosts populations of a keystone marine invertebrate.
- Wilson S, Blake C, Berges JA, Mags CA. (2004). Environmental tolerances of free-living coral-line algae (maerl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120, 283-293.
- Woodcock SH, Troedsson C, Strohmeier T, Balseiro P, Sandnes Skaar K, Strand Ø. (2017). Combining biochemical methods to trace organic effluents from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*. 9, 429-443.
- Worm B, Sommer U. (2000). Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte grazer system. *Marine Ecology Progress Series* 2002, 283-288.
- Yrøng-Song C, Malcolm CM, Beverage M. (1999). Physical characteristics of commercial pelleted Atlantic salmon feed and considerations of implicates for modeling of waste dispersion through sedimentation. *Aquaculture International* 7, 89-100.
- Ytrestøl T, Aas TS, Asgard T. (2015). Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. *Aquaculture* 448, 365-374.



# Fremmedstoff

Bjørn Einar Grøsvik

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

# 7



FOTO: GRMILD DAHL



## 7.1

## BAKGRUNN

Med fremmedstoff mener vi i denne sammenheng miljøgifter fra fiskefôret eller forbindelser som blir brukt som antibe-grøingsmiddel på nøter eller anlegg, for eksempel kobber (Cu). Miljøgifter i fôret kan bli sluppet ut fra et oppdrettsanlegg som fôrspill eller gjennom fekalier fra fisken. Stoffgrupper som kommer inn under denne kategorien er blant annet halogene-erte organiske forbindelser som PCB, dioksiner, furaner, klorerte pesticider, bromerte flammehemmere og tungmetallforbindelser som metylkvikksølv (MeHg) og kadmium (Cd). De halogenerte forbindelsene og metylkvikksølv er persistente miljøgifter med høy evne til å bli bioakkumulert og anriket oppover i næringskjeden på grunn av deres høye fettløselighet, lave nedbrytbarhet og fordi organismene har liten evne til å metabolisere og skille ut stoffene.

Fokus på disse stoffgruppene har først og fremst vært forbundet med matvaresikkerhet, der grenseverdier for ukentlig inntak av stoffene er satt gjennom Verdens helseorganisasjon (WHO). I Norge er det Vitenskapskomiteen for mattrygghet,

på oppdrag fra Mattilsynet, som utfører risikoanalyser i forbindelse med persistente miljøgifter i mat. Grenseverdiene for mattrygghet er basert på kunnskap om stoffenes giftighet, inkludert sikkerhetsfaktor for å ta høyde for manglende kunnskap, og på kunnskap om konsum i befolkningen.

Miljødirektoratet har delt nivåene av utvalgte miljøgifter i vann, sediment og biota inn i fem tilstandsklasser: Bakgrunn (I), God (II), Moderat (III), Dårlig (IV) og Svært dårlig (V). Øvre grense for tilstandsklasse I er definert som bakgrunnsnivå, mens grensene for de andre tilstandsklassene er gjort etter vurderinger av giftighet til stoffet. Tilstandsklasse II skal ikke føre til toksiske effekter, tilstandsklasse III kan gi kroniske effekter ved langtidseksponering, tilstandsklasse IV kan gi akutte toksiske effekter ved korttidseksponering og tilstandsklasse V kan gi omfattende akutt-toksiske effekter (Miljødirektoratet, 2016).

Akkumulering oppover i en næringskjede til skadelige nivå er generelt den største

faren ved tungt nedbrytbare og fettløselige halogenerte forbindelser og metylkvikksølv. Organismer er mest følsomme for eksponering for slike forbindelser i de tidlige livsstadier, noe som også gjelder andre miljøgifter som kobber.

Det er behov for bedre kunnskap om utslipp av miljøgifter fra fôrspill og fekalier rundt oppdrettsanlegg, både tanke på tilførsel, nivå i sediment og biota, og terskelverdier for effekt på organismer som kan bli utsatt for slike utslipp.

Fôrspillet ved forskjellige anlegg varierer ut fra drift og fôringsregime. Fôrspill fra oppdrettsanlegg har blitt estimert fra 5 til 11 % (Kutti mfl. 2007). Totalt partikulært materiale sluppet ut som fekalier er avhengig av fôrsammensetning og fordøyelighet. Fiskefôr har enda seg fra å være hovedsakelig basert på marine råstoff til å være plantebasert. I dag er ca 70 % av fiskefôret basert på planteråstoff. Dette medfører at fôret er mindre fordøyelig og at fekalieandelen har økt sammenlignet med tidligere. Utslipp av fekalier basert på dagens fôrsammensetning er blitt estimert

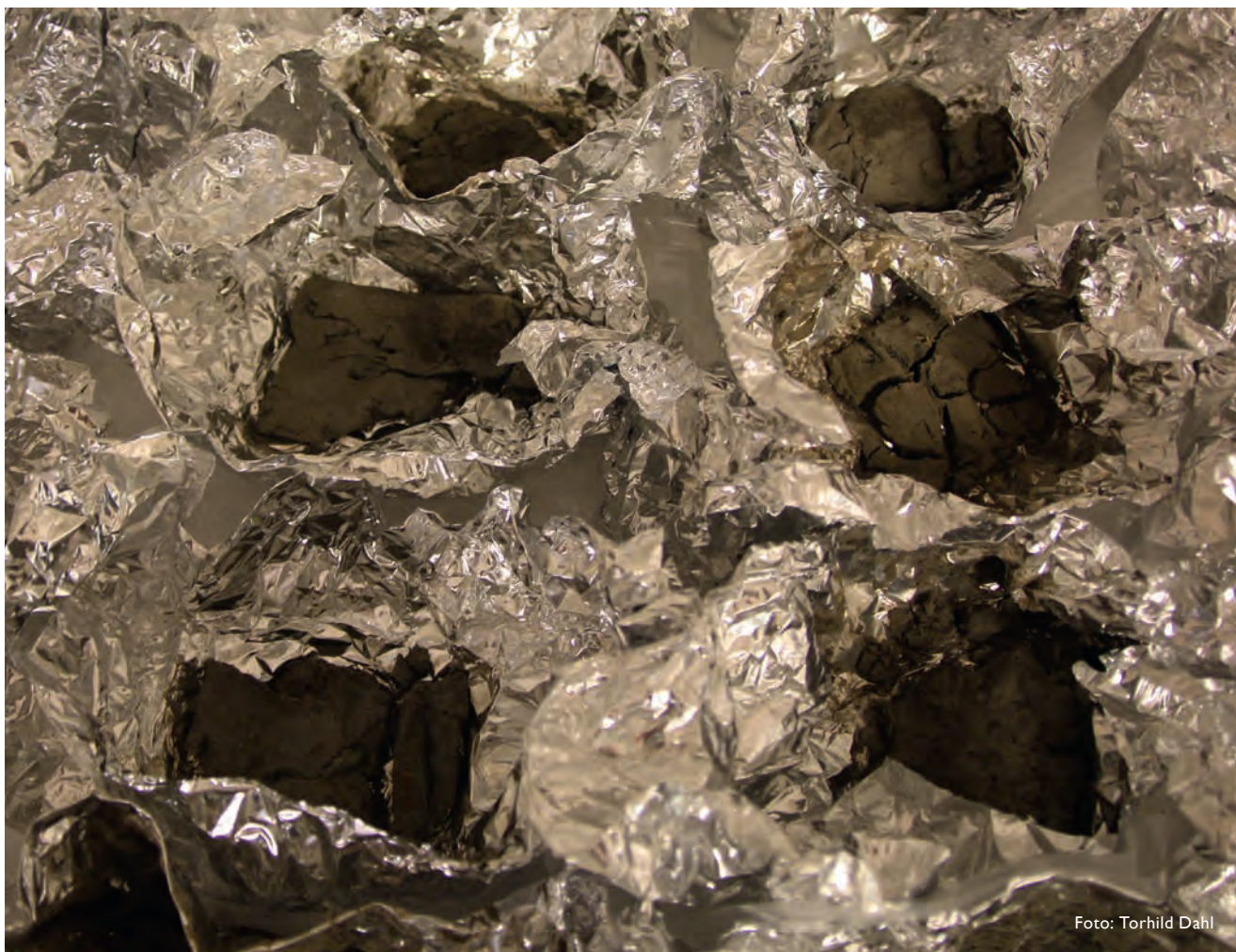


Foto: Torhild Dahl

til å ligge på 29 % av total förmengde (Brooks & Manken, 2003a; Torrissen mfl. 2011; Torrissen m fl. 2016). Omsetning av fôr til oppdrett av laks og regnbueørret var på 1 740 884 tonn i 2017 (www.fiskeridir.no). Gitt at 34 til 40 % av fôret går gjennom anlegget enten som fôrspill eller fekalier, kan dette gi et utslipp fra fôr og fekalier fra 592 000 tonn til 696 000

tonn. Fordelt på 628 oppdrettslokaliteter av laks og regnbueørret kan disse gi et årlig estimert utslipp på fra 943 til 1109 tonn fôrspill og fekalier per lokalitet. Estimert utslipp av fremmedstoff fra fôrspill og fekalier er økt i denne rapporten sammenlignet med forrige rapport. Dette skyldes først og fremst at vi har lagt en høyere fekalieandel til grunn dette året.

Estimatene bygger på høyeste andel fôrspill og fekalieandel. En del av det som vi har estimert som utslipp av fremmedstoff fra fekalier vil nok bli bundet til fett i laksen, inkludert filéten, men vi har ikke gode nok data til å ta dette med i beregningene. Utslipp av fremmedstoff fra oppdrettsanlegg bør vurderes ut fra forventet brukstid på lokaliteten.

## 7.2

### RISIKOIDENTIFISERING

Utslipp av andre fremmedstoffer fra fôrspill, fekalier eller fra impregnerte nøter kan føre til økte nivå i partikkelspredning fra anlegget. Dette kan påvirke andre organismer som lever i vannsøylen ved anlegget eller i sedimentene under anlegget negativt.

For organiske miljøgifter har vi studert om fisk som beiter under et oppdrettsanlegg har høyere nivå av organiske miljøgifter enn fisk som lever på en referanselokalitet

i samme område. For de samme forbindelsene har vi gjort målinger av om sediment under eller like i nærheten av oppdrettsanlegg har høyere nivå enn referanselokaliteter.

Konsentrasjonen av fremmedstoff i miljøet rundt et oppdrettsanlegg vil blant annet være avhengig av strømmønster og sedimentasjonshastighet av fôr og fekaliepartikler fra anlegget. De organiske

miljøgiftene er svært hydrofobe og vil være bundet til organisk materiale.

For utslipp av kobber fra impregnerte nøter har vi samlet informasjon om nivå av kobber i sediment fra MOM B og MOM C-undersøkelser fra Fiskeridirektoratet og Fylkesmannen sin miljøvernvedlegg, i tillegg til nivå fra referanseområder fra Blue planet sin overvåking, og sett på andel som kan gi toksiske effekter i marine organismer og endringer over tid.

## 7.3

### NIVÅER AV UTVALGTE FREMMEDESTOFF I FÔR

NIFES overvåker årlig fremmedstoff i fiskefôr på oppdrag fra Mattilsynet. Fullfôr, fiskemjøl og fiskeoljer blir analysert for nivå av organiske og uorganiske forbindelser og vurdert i forhold til fastsatte grenseverdier. Avhengig av analyse ble 60 til 79 fôrprøver analysert i 2016 og rapportert i Sanden mfl. (2017). Alle prøvene hadde nivå under fastsatte grenseverdier. Et utvalg av nivåene er gjengitt i tabell 7.1. Nivå av de halogenerede forbindelsene i fiskefôr har hatt en nedadgående utvikling i perioden 2006–2014 (Sanden mfl. 2014).

For å estimere størrelsesorden på utslipp av de forskjellige fremmedstoffene fra

fôrspill og fekalier, har vi gjort en forenkling og sagt at bidrag fra organiske miljøgifter er omtrent på samme nivå i fôrspill og fekalier som i laksefôr. Bidrag fra tungmetaller som kobber er lavere i fekalier enn i fôr, pga. opptak av kobber til lever, samtidig er disse komponentene vannløslige og kan bli underestimert i fôrspill og fekalier. Vi har derfor antatt også disse på omtrent samme nivå i fôrspill og i fekalier som i laksefôr. Estimerte årlige utslipp av DDT, sum klordan, sum PCB<sub>6</sub>, sum PBDE<sub>7</sub>, Cd, Hg og Cu er gitt i tabell 7.1. Dette er basert på utslipp av 1109 tonn fôrspill og fekalier per oppdrettslokalitet og

på gjennomsnitt av disse komponentene i laksefôr fra 2016 (Sanden mfl. 2017).

Kadmium (Cd) er på listen av prioriterte miljøgifter som det arbeides for å redusere utslipp av. Kadmium blir i svært liten grad tatt opp av lever og filet i laks, sannsynligvis mer i nyre, men mesteparten av innholdet i fôr går gjennom oppdrettsanlegget som fôrspill og fekalier. For Cd har vi forenklet sagt at alt innholdet i fiskefôret går gjennom anlegget. Gitt at alt kadmium fra omsatt fôr går ut gjennom anlegget, ville det gi et utslipp på ca. 550 g per anlegg per år (tabell 7.1), basert på gjennomsnittsverdi i fôret.

**Tabell 7.1.**

Nivå av utvalgte fremmedstoff i analyser av laksefôr utført av NIFES (Kilde: Sanden m.fl. 2017) og estimert årlig utslipp fra et oppdrettsanlegg gitt utslipp på ca. 1109 tonn per oppdrettslokalitet basert på gjennomsnitt fra laksefôr i 2016.

	Sum DDT <sup>1)</sup> µg/kg	Sum klordan µg/kg	HCB <sup>1)</sup> µg/kg	Sum PCB <sub>6</sub> <sup>1)</sup> µg/kg	Sum PBDE <sub>7</sub> <sup>1)</sup> µg/kg	Cd mg/kg	Hg mg/kg	Cu mg/kg
Grenseverdi	50 µg/kg	20 µg/kg	10 µg/kg	40 µg/kg	Ikke satt	1,0 mg/kg	0,2 mg/kg	25 mg/kg
Gjennomsnitt fullfôr 2015	7,0 µg/kg	1,4 µg/kg	1,4 µg/kg	7,7 µg/kg	0,56 µg/kg	0,2 mg/kg	0,03 mg/kg	12 mg/kg
Estimert utslipp per lokalitet per år	7,8 g	1,6 g	1,6 g	8,5 g	0,6 g	554 g	33 g	13,3 kg

**Table 7.1.**

Levels of selected contaminants in salmon feed performed by NIFES (Sanden et al., 2017) and estimated discharge of approx. 1109 tons per fish farm based on average content in salmon feed in 2016.

<sup>1)</sup>Forkortelser organiske miljøgifter: Sum av 6 ikke-dioksinlignende polyklorerte bifenylter (PCB<sub>6</sub>) disse omfatter PCB kongener nr: 28, 52, 101, 138, 153 og 180, sum diklordifenyltrikloreten (sumDDT) er summen av DDT og metabolitt eller nedbrytingsprodukta diklordifenylidkloretylen (DDE) og diklordifenylidkloreten (DDD), sum heksaklorheksan (sumHCH) er summen av α-,β-,γ-HCH, heksaklorbenzen (HCB), Transnonaklor (TNC), sum av 7 Polybromerte bifenyletere (PBDE<sub>7</sub>).



## 7.4

## NIVÅ AV ORGANISKE FREMMEDSTOFF I SEI OG TORSK SOM BEITER VED OPPDRETTSANLEGG

Havforskningsinstituttet har tidligere målt nivåene av organiske fremmedstoff i lever fra sei og torsk fanget under eller rundt et oppdrettsanlegg og sammenlignet med nivåene fra referanselokaliteter i samme fjordsystem i 2012. Prøver av mageinnhold viste at sei som beitet under anlegget hadde pellets i magesekken, mens fisken fra referanselokaliteten hadde naturlig føde i magesekken. Analyser av mageinnhold til sei fra de to lokalitetene, sammenligning av fettsyreprofil og omega-3/omega-6-forhold i mageinnhold og lever, støtter at disse to gruppene av sei hadde ulik diett. Omega-3/omega-6-forholdet i lever og mageinnhold ved referanselokaliteten var  $7,2 \pm 1,8$  og  $6,5 \pm 1,6$ , respektivt, mens det i sei som beitet under oppdrettsanlegget var  $1,8 \pm 0,9$  i lever og  $1,1 \pm 0,2$  i mageinnhold (Svåsand mfl., 2016).

Resultatene av nivå av organiske miljøgifter (PCB7, sum DDT, sum HCH, HCB, TNC og PBDE7) i lever viste at fisken fra referanselokaliteten hadde høyere nivå av de fleste gruppene av miljøgifter sammenlignet med sei fisket under oppdrettsanlegget. Nivåene av stoffgruppene PCB7 var 4,6 ganger høyere i lever fra referanselokaliteten enn i sei fisket under oppdrettsanlegget. Tilsvarende var nivå av sum DDT 4,1 ganger høyere, HCB 2 ganger høyere, TNC 3,6 ganger høyere og PBDE7 5,9 ganger høyere. Sum HCH var den eneste av de valgte stoffgruppene som var litt lavere på referanselokaliteten sammenlignet med sei som beitet under anlegget. Seien som beitet

under oppdrettsanlegget var i snitt 2 år yngre enn seien fra referanselokaliteten. Den var også mindre, men hadde likevel like stor lever som den større seien fra referanselokaliteten. Dette medførte at leversomatisk indeks (LSI) i sei som beitet under oppdrettsanlegget var omtrent dobbel så høy ( $8,8 \pm 3,9$  %) som seien fra referanselokaliteten ( $4,8 \pm 1,1$  %). Forskjellen i leversomatisk indeks og alder kan være med å forklare at sei fra referanselokaliteten hadde høyere nivå av organiske miljøgifter enn sei som beitet under oppdrettsanlegget.

Det ble også samlet inn torsk fra Masfjorden i mars 2012, fra Havforskningsinstituttet sitt oppdrettsanlegg ved Solheim og fra referanselokalitet i Haugsværffjorden. Nivåene av organiske miljøgifter i torskelever viste samme tendens som vi fant i sei, dvs. at der var høyere nivå av organiske miljøgifter i torskelever fra referanselokaliteten ved Haugsværffjorden enn det som ble målt i torsk fanget rundt oppdrettsanlegget ved Solheim (Svåsand mfl., 2016).

Det har vært debatt og fokus på reduksjon av nivå av organiske miljøgifter i oppdrettslaks siden publisering av en artikkel i Science av Hites mfl. (2004). Samtidig har andel marine oljer som råstoff til laksefôr gått ned over tid, mens andel planteoljer har økt. Fra 1990 til 2013 er andelen av marine råvarer i laksefôr redusert fra 90 % til 29 %. Av planteråvarer er soyaproteinkonsentrat og rapsolje de viktigste

ingrediensene (Ytrestøyl mfl. 2015). Siden dagens laksefôr i mindre grad er basert på marine råstoff, inneholder foret også lavere mengde av de miljøgiftene som typisk blir oppkonsentrert i den marine næringskjeden, som PCB, en del klorerte pestisider og bromerte flammehemmere. Dette er sannsynligvis en viktig forklaring på hvorfor fisk som ble fanget rundt oppdrettsanlegget hadde lavere nivå av organiske miljøgifter i leveren enn fisk som beitet på naturlig føde i samme fjordsystem. En ny rapport viser også at nivå av persistente organiske miljøgifter er høyere i villaks enn i oppdrettslaks prøvetatt i 2012. Denne rapporten viser også at forholdet mellom omega-3 fettsyrer over omega-6 fettsyrer er høyere i villaks sammenlignet med oppdrettslaks av samme årsak (Lundebye mfl. 2017).

Bortsett fra det som har blitt avsatt fra langtransporterte prosesser fra luft, nedbør og kyststrømmen, kjenner vi ikke til lokale kilder i Masfjorden som kan ha bidratt til de målte nivåene av organiske miljøgifter. Nivåene av PCB7 i samleprøver i sei fra fjordene rundt Bergen i 2008–2009 varierte fra 110 til 570 ng/g våtvekt (Måge & Frantzen 2009) og var sammenlignbare med de nivåene vi fant på referanselokaliteten ved Ytste Rotnes. I samme studie ble det rapportert at nivået av PCB7 i samleprøver i torskelever fra bergensområdet varierte fra 1600 til 4900 ng/g våtvekt (Måge & Frantzen 2009), med andre ord et betydelig høyere nivå enn det vi fant i torsk fra Masfjorden.



Foto: Torhild Dahl

## 7.5

## NIVÅ AV ORGANISKE FREMMEDSTOFF I SEDIMENT

Miljødirektoratet har gjort en oppdatering av tilstandsklasser for miljøgifter i sediment (Miljødirektoratet, 2016). Disse er vist i tabell 7.2.

Vi har analysert nivå av utvalgte klororganiske og bromerte fremmedstoff fra sediment tatt i nærheten eller under oppdrettsanlegg fra Sørkjorden, ved Osterøy i Hordaland i 2016 (figur 7.1 og tabell 7.3) og fra sediment tatt under eller i nærheten

av oppdrettsanlegget på Solheim i Matrefjorden i 2012 (tabell 7.3). Tilstandsklasser er vist for de forbindelsene der dette er gitt. De høyeste nivå av PCB7 ble målt på referansestasjonen i ytre del av Sørkjorden (9,1 µg/kg TS) som var tilstandsklasse III-moderat), mens referansestasjonen ved Stanghelle hadde laveste nivå på 1,5 µg/kg tørt sediment (TS) og var i Tilstandsklasse II- God. I sediment fra anlegget på Solheim i Masfjord hadde sediment like

under anlegget nivå av PCB7 fra 2,5 til 4,3 µg/kg (tilstandsklasse God til Moderat), mens nivåene 100 til 800 m fra anlegget lå på 0,8 til 0,9 (tilstandsklasse God). Ingen av undersøkelsene fant noen sammenheng mellom nivå av klorerte eller bromerte miljøgifter og avstand til oppdrettsanlegg. Ved Solheim ble de høyeste nivåene av bromerte forbindelser målt 800 m fra anlegget (4,9 µg/kg TS, tilstandsklasse God).

**Tabell 7.2.**

Tilstandsklasser av utvalgte organiske miljøgifter i sediment (Kilde: Miljødirektoratet, 2016). Forkortelser: Tørt sediment (TS), 7 polyklorinerte bifenyl (PCB7), diklor diphenyl trikloretan (DDT).

Tilstandsklasse	1 Bakgrunn	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
PCB7 µg/kg TS	-	4,1	43	430	>430
Heksaklorbensen µg/kg TS	-	17	61	610	>610
Sum DDT µg/kg TS	-	15	165	1647	>1647
Bromerte difenyletere µg/kg TS	-	62	79	1580	>1580

**Table 7.2.**

Classes for environmental condition of selected organic contaminants in sediments (Miljødirektoratet, 2016). Abbreviations: Dried sediment (TS), 7 polychlorinated biphenyls (PCB7), dichloro diphenyl trichlorethane (DDT).

**Tabell 7.3**

Nivå av organiske miljøgifter i sediment i nærheten av oppdrettsanlegg i Sørkjorden og i Masfjorden målt som µg/kg tørt sediment (TS). Tilstandsklasser vist som angitt i tabell 7.2. Forbindelser som ble analysert var: Heksaklorbensen (HCB), sum heksaklorheksan (HCH), trans nonaklor (TNC), dieldrin, sum PCB7, sum diklordifenyltrikloretan (DDT) og sum bromerte difenyletere (BDE).

**Table 7.3.**

Levels of organic contaminants in sediments in the vicinity of fish farms in Sørkjorden and Masfjorden measured as µg/kg dried sediment (TS). Classes for environmental condition as indicated in Table 7.2. Analysed contaminants were: Hexachlorobenzene (HCB), sum hexachlorohexane (HCH), trans nonachlor (TNC), dieldrin, sum PCB7, sum dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and sum brominated diphenylethers (BDE).

Organisk fremmedstoff (µg/kg TS)	HCB	Sum HCH	TNC	Dieldrin	Sum PCB7	Sum DDT	BDE 209	Sum BDE 26 kongenere
LOQ	0,01	0,47	0,01	0,05	0,24	0,25	0,03	0,78
Referanse Stanghelle	0,04	<LOQ	0,02	<LOQ	1,46	0,96	0,88	1,60
Sandvik 418 m	0,16	<LOQ	0,04	0,10	3,30	1,65	1,78	2,82
Sandvik 405 m	0,14	<LOQ	0,04	0,09	3,34	1,20	2,49	3,64
Sandvik anlegg	0,04	<LOQ	0,03	0,09	2,49	0,90	1,44	2,19
Skaftå anlegg	0,02	<LOQ	0,02	0,05	2,11	0,82	2,44	2,79
Skaftå fjernpunkt	0,09	0,57	0,05	0,06	4,23	1,55	1,94	3,52
Blom fjernpunkt	0,13	0,50	0,06	0,09	5,92	1,88	3,64	4,96
Referanse Sørkjorden ytre del	0,34	<LOQ	0,08	<LOQ	9,07	2,02	4,56	6,58
Solheim anlegg	0,87	1,02	0,39	1,09	4,30	4,06	0,96	2,30
Solheim anlegg	0,22	1,24	0,35	0,10	2,46	2,02	1,76	2,05
Solheim 100 m	0,02	<LOQ	0,05	<LOQ	0,88	0,83	0,82	1,53
Solheim 800 m	0,05	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,79	0,63	0,44	4,86





Figur 7.1.

Kart over oppdrettsanlegg i Sørkjøya for prøvetaking av sediment fra anleggene ved Sandvik, Skaftå og Blom og referansestasjoner i Ytre Sørkjøya og Stanghelle. Nivå av organiske miljøgifter er gitt i tabell 7.3.

Figure 7.1.

Sørkjøya, Hordaland with indications of fish farms at Sandvik, Skaftå and Blom for sediment sampling. Reference stations for sediment sampling at Ytre Sørkjøya and Stanghelle. Levels of organic contaminants given in table 7.3.

## 7.6

## KOBBER (CU)

## 7.6.1 Brukt som antibegroingsmiddel

I tillegg til å være et essensielt metall i føret, brukes kobber som antibegroingsmiddel på nøter. Utslipp fra vask og impregnering av oppdrettsnøter er regulert gjennom forurensningsforskriften (fra 1. juli 2005). Det er forbudt med utslipp av miljøskadelige kjemikalier fra rengjøring, spyling, vasking og lignende av oppdrettsnøter, dvs. kobber og andre miljøskadelige kjemikalier som stammer fra impregnerings- og vaskemidler. Forbruket i oppdrettsindustrien har vært jevnt

økende. I 2015 ble det omsatt 1154 tonn kobber til bruk for notimpregnering (Miljødirektoratet), tilsvarende forbruk var 577 tonn i 2003 (Skarbøvik mfl. 2014). Miljødirektoratet har estimert at rundt 85 % lekker ut til miljøet, dvs. ca. 981 tonn i 2015 (Skarbøvik mfl. 2016). I høye nok konsentrasjoner kan kobber både føre til skade på følsomme arter og gi skadelige langtidsvirkninger i vannmiljøet. Myndighetene har derfor som mål at oppdretterne finner mer miljøvennlige metoder, slik at

bruken av kobber kan reduseres (www.miljostatus.no). Det er behov for bedre kunnskap om nivå og eventuelle effekter fra slik utlekking til miljøet.

Giftighetsstudier har vist at tidlige livsstadier av marine virvelløse dyr er mest følsomme for kobbereksponering. Eksponeringer for kobber i 2 døgn gav 50 % feilutvikling av embryo av stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) ved  $5,3 \pm 0,5 \mu\text{g/l}$  og tilsvarende ved konsentrasjoner ved

Tabell 7.4

Viser tilstandsklasser av kobber (Cu) i kystvann og sediment (Miljødirektoratet, 2016).

Table 7.4

Classes for environmental condition of copper (Cu) in coastal water and sediments (Miljødirektoratet, 2016).

	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutte toksiske effekter	Omfattende akutt-toksiske effekter
Cu i kystvann ( $\mu\text{g/l}$ )	< 0,3	0,3-2,6	<2,6	2,6-5,2	>5,2
Cu i sediment (mg/kg) (tørr vekt)	< 20	20-84	<84	84-147	>147



49±20 µg/l for larvestadie av krabben Cancer magister (Martin mfl., 1981). Kronisk eksponering av kobber på larvestadiet av den antarktiske pigghuden Stereochinus neumayeri har vist at halvparten av individene blir påvirket (EC50 verdi) ved 1,4 µg/l (King & Riddle 2001). NOEC i en studie som inkluderte 24 arter (species

sensitivity distribution) er blitt rapportert til 5,7 ug løst Cu/l (Foekema et al., 2015).

Øvre grenser for tilstandsklasser I–V for kobber er vist i tabell 7.4 (Miljødirektoratet, 2016) som er en foreløpig utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment

og biota. Nivå av kobber i sediment i anleggs- og overgangssonen rundt oppdrettslokaliteter blir overvåket i MOM C-undersøkelser og samlet inn av Miljødirektoratet. Fylkesmannens miljøvernnavdeling vurderer resultatene.

### 7.6.2 Nivå i sediment ved oppdrettsanlegg

Figur 7.2 viser miljøtilstand for kobberkonsentrasjoner fra MOM C-undersøkelser i anleggssonen i perioden 2015-2016 (data fra Fiskeridirektoratet). Anleggssonen er prøvetatt fra 0 til 30 m fra anleggskanten, og for overgangssonen det valgt en stasjon i ytterkant av overgangssonen ut mot resten av resipienten, det vil si fra 300 til 800 m fra anleggene. Figuren er basert på undersøkelser fra 142 anlegg. Kobberkonsentrasjonene ved 87 % av de undersøkte anleggene holder seg innenfor bakgrunnsnivå eller er i god miljøtilstand både i anleggssonen, og 13 % av anleggene har kobberkonsentrasjoner som regnes som toksiske i anleggssonen.

Tilsvarende fordeling for perioden 2011-2014 i anleggssonen var 83 % som bakgrunnsnivå eller god miljøtilstand, og 17 % som hadde kobberkonsentrasjoner som regnes som toksiske (n=291). Kobberkonsentrasjoner over klasse II indikerer risiko for påvirkning av bunndyrsamfunnet på grunn av akutt eller kronisk kobbereksponering, men anaerobe og sulfidrike sediment i nærsone kan binde kobber og redusere biologisk tilgjengelighet (Brooks & Mahnken 2003b). Kobbernivå i overgangssonen for 2015 og 2016 lå på 21,0±17,6 og 20,7±28,5 mg/kg TS, respektivt, dvs i nedre del av tilstandsklasse II, God.

Overvåking av kobbernivå ved bunnstasjoner i utvalgte fjorder i Hordaland utført på oppdrag fra Blue Planet viser nivå hovedsakelig i tilstandsklasse II- God (tabell 7.5). Vi trenger lengre tidsserier for å kunne si om nivåene endrer seg over tid.

**Tabell 7.5.**

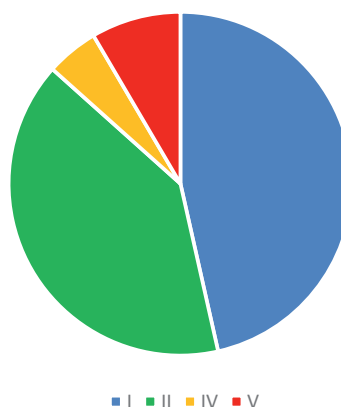
Nivå av kobber ved bunnstasjoner i utvalgte fjorder i Hordaland med tilhørende tilstandsklasse: Blå - klasse I, eller grønn – klasse 2.

Stasjon	Dyp (m)	År	Kobber (mg/kg TS)
Kvinnheradsfjorden	656	2013	25,9
		2016	30
Halsnøyfjorden	377	2013	20,9
		2016	29
Hjeltefjorden	316	2013	18,4
		2016	22
Austfjorden	685	2013	31,5
		2016	43
Radfjorden	174	2016	75
Fusafjorden	427	2016	34
Hissfjorden	569	2016	50

**Table 7.5.**

Levels of copper at bottom stations in selected fjords in Hordaland. Colour indicate classes for environmental condition: Blue – class I or green – class 2.

Anleggssonen 2015-2016



**Figur 7.2**

Miljøtilstand for kobberkonsentrasjoner målt i sediment i anleggssonen, dvs. fra 0 til 30 m fra anleggskanten (n=137) fra MOM C undersøkelser i perioden 2015-2016. I= bakgrunns-konsentrasjoner, II= god (ingen toksiske effekter), IV= Dårlig (akutt-toksiske effekter ved korttidseksposering), V= Svært dårlig (omfattende akutt-toksiske effekter). Data fra Fiskeridirektoratet.

**Figure 7.2**

Environmental condition for copper levels in sediments from 0 to 30 m of the net pens (n=137) from MOM C investigations in 2015-2016. I: Background levels, II: Good (no toxic effects), IV: Bad (acute-toxic effects at short time exposure), V: Very bad (Extensive acute-toxic effects). Data from Directorate of Fisheries.

## 7.7

### KADMIUM (CD)

Det har tidligere blitt målt høye kadmiurnivå i taskekrabbe fra Nordland nord for Saltenfjorden med konsentrasjoner over EUs grenseverdi på 0,5 mg/kg

våtvekt Cd i klokjøtt. Overvåkningsstudier av nivå av kadmiurnivå i taskekrabbe og andre marine organismer gir ingen klare indikasjoner på at oppdrettsanlegg er en

kilde til økt Cd i marint miljø (Falk 2014, Frantzen mfl. 2015).

## 7.8

## KONKLUSJON

Estimert utslipp av fremmedstoff fra fôrspill og fekalier er økt i denne rapporten sammenlignet med forrige rapport. Dette skyldes først og fremst at vi har lagt en høyere fekalieandel til grunn dette året. Estimaten bygger på høyeste andel fôrspill og fekalieandel. Utslipp av fremmedstoff fra oppdrettsanlegg bør vurderes ut fra forventet brukstid på lokaliteten.

Målinger av organiske miljøgifter i lever av fisk som beiter under oppdrettsanlegg i Masfjorden har vist lavere nivå enn i fisk fra referanseområdene. Resultatene tyder på at det er de generelle bakgrunnsnivåene

av tungt nedbrytbare organiske fremmedstoff i dette fjordsystemet som er den viktigste årsaken til nivåene av organiske miljøgifter i villfisk, og ikke fôrspill fra oppdrettsanlegg.

Målinger av organiske fremmedstoff i sediment under og i nærheten av oppdrettsanlegg i Sørfjorden ved Osterøy viste ingen endring i nivå av disse forbindelsene ut fra oppdrettsanleggene, og det høyeste nivået ble målt ved referansestasjon i ytre del av fjorden. Ved anlegget på Solheim i Masfjorden var det høyere nivå av klororganiske forbindelser under

anlegget enn lenger unna, men lavere enn på referansestasjonen fra ytre del av Sørfjorden.

Resultater fra MOM-C-undersøkelser viser omtrent samme nivå av kobber i sediment i 2015-2016 som vi observerte i perioden 2011-2014. Siden store mengder kobber årlig blir brukt som antibegroingsmiddel på nøter, trenger vi mer kunnskap om mulig påvirkning i området rundt oppdrettsanlegg på grunn av sedimentasjon og utlekking til vannmassene.

## 7.9

## REFERANSER

Brooks KM, Mahnken CVW (2003a). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment II. Organic wastes. *Fisheries Research* 62, 255-293.

Brooks KM, Mahnken CVW (2003b). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment III. Accumulation of zink and copper. *Fisheries Research* 62, 295-305.

Falk AH (2014). Kadmium rundt oppdrettsanlegg – Er fiskefôr en potensiell kilde til kadmium i marint miljø? Akvaplan Niva rapport nr 6676- 01/M-153/2014. 27 s.

Frantzen S, Duinker A, Måge A (2015). Kadmium analyser i taskekrabbe fra Nordland høsten/vinteren 2013-2014. NIFES Rapport 2015. 20 s.

Hites RA, Foran JA, Carpenter DO, Hamilton MC, Knuth BA, Schwager SJ (2004). Global assessment of organic contaminants in farmed salmon. *Science* 303, 226-229.

King CK, Riddle MJ (2001). Effects of metal contaminants on the development of the common Antarctic sea urchin *Sterechinus neumayeri* and comparisons of sensitivity with tropical and temperate echinoids. *Marine Ecology Progress Series* 215, 143-154.

Kutti T, Ervik A, Hansen PK (2007). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* 262, 367-381.

Lundebye A-K, Lock E-J, Rasinger JD, Nøstbakken OJ, Hannisdal R, Karlsbakk E, Wennevik V, Madhun AS, Madsen L, Graff IE, Ørnsrud R (2017). Lower levels of Persistent Organic Pollutants, metals and the marine omega 3-fatty acid DHA in farmed compared to wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Environmental Research* 155, 49-59.

Måge A, Frantzen S (2009). Kostholdsråd-undersøking, fritidsfiske Bergen 2008-2009. Kvikksølv i torskefisk og PCB i lever. NIFES. 18 s.

Martin M, Osborn KE, Billig P, Glickstein N (1981). Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and Cancer magister larvae. *Marine Pollution Bulletin* 12, 305-308.

Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. M-608. 24 s.

Sanden M, Hemre GI, Måge A, Lunestad BT, Espe M, Lundebye AK, Ørnsrud R (2014). Program for overvåking av fiskefôr. Årsrapport 2013. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES). 74 s.

Sanden M, Hemre GI, Måge A, Lunestad BT, Espe M, Lie KK, Lundebye AK, Amlund H, Waagbø R, Ørnsrud R (2017). Program for overvåking av fiskefôr. Årsrapport for prøver innsamlet i 2016. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES). 51 s.

Skarbøvik E, Austnes K, Allan I, Stålnacke P, Høgåsen T, Nemes A, Selvik JR, Garmo Ø, Beldring S (2014). Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2013. M-264. 243 s.

Skarbøvik E, Allan I, Stålnacke P, Hagen AG, Høgåsen T, Greipsland I, Selvik JR, Schanke LB, Beldring S (2016). Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2015. M-634. 210 s.

Svåsand T., Karlsen Ø., Kvamme B.O. Stien. L.H., Taranger G.L. og Boxaspen K.K. (red.). 2016. Risikovurdering av norsk fiskeoppdrett 2016. Fisken og havet, særnr. 2-2016. pp 189.

Torrissen O, Olsen RE, Toresen R, Hemre GI, Tacon AGJ, Asche F, Hardy RW, Lall S (2011) Atlantic Salmon (*Salmo salar*): The

“Super-Chicken” of the Sea? *Reviews in Fisheries Science* 19, 257-278.

Torrissen O, Hansen PK, Aure J, Husa V, Andersen S, Strohmeier T, Olsen RE. (2016). Næringsutslipp fra havbruk- nasjonale og regionale perspektiv. Rapport fra Havforskningen Nr. 12-2016. 19 s.

Ytrestøyl T, Aas TS, Åsgard T (2015). Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. *Aquaculture* 448, 365-374.

# Legemidler

Ole Bent Samuelsen, Ann-Lisbeth Agnalt

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

# 8



FOTO: ERLINDA SYD LORNTZEN



## 8.1 BAKGRUNN

Dette kapitlet gir en oversikt over forbruket av legemidler i norsk akvakultur for behandling av bakterier (antibakterielle midler), innvollsorm og lakselus, med fokus på midler brukt mot lakselus. Legemidler mot lakselus gis enten som bade- midler eller i fôret, og vi har derfor valgt

å presentere forbruket basert på dette. Det gis også en oversikt over kunnskapsstatus av effekter av lusemidler på andre arter enn lakselus (non-target organismer), samt hvordan bade- midler og fôr- baserte legemidler spres i miljøet og hvor lenge de er der (persistens). Det refereres i teksten i

dette kapitlet til behandlingsdose som er den anbefalte doseringen fra produsenten for å behandle laks. Når medikamentet har markedsføringstillatelse er dose og behandlingsprosedyre godkjent av Statens Legemiddelverk ([www.felleskatalogen.no/medisin-vet](http://www.felleskatalogen.no/medisin-vet)).

## 8.2 DESINFEKSJONSMIDLER

Formalin (formaldehyd løst i vann) brukes i fiskeoppdrett både som desinfeksjons- middel og mot overflateinfeksjoner på fisk i ferskvann forårsaket av bakterier, parasitter og sopp. Forbruket har imidlertid ikke blitt registrert tidligere, men fra 2016 omsettes formalin gjennom godkjente legemiddelgrossister og inngår i registreringene. Forbruket av formalin i 2016 var på 39815 kg aktiv substans. Formalin kan brukes mot sykdommer i ferskvannsfasen og når formalin benyttes i den hensikt å

forebygge eller behandle sykdom hos fisk anses det som et legemiddel og skal skrives på resept av autorisert fiskehelse- personell. Mattilsynet krever at det skal søkes om godkjenning for formalin til medisinsk bruk i ferskvannsfasen. Doser som er beskrevet i litteraturen er 167 og 225 ppm og 0,01% (Treves-Brown 2000, Poppe 1999). Formalin kan imidlertid også brukes som et desinfeksjons- middel ved rengjøring av teknisk utstyr. Ved teknisk bruk kreves ikke forskrivning av

autorisert dyrehelsepersonell og bruken reguleres av et annet lovverk enn det lov- verket som regulerer bruken av legemid- ler. Formaldehyd kan produseres naturlig på flere måter og er en del av karbonkrets- løpet i naturen. Formaldehyd er godt løse- lig i vann og metaboliseres via maursyre eller metanol til karbondioksid og vann. Hvor store utslippene av formalin er til miljøet fra oppdrettsvirksomhet er van- skelig å stadfeste.

## 8.3 ANTIBAKTERIELLE MIDLER

Det er små problemer med bakterielle syk- dommer i norsk fiskeoppdrett. Dette har gitt et lavt forbruk av antibakterielle mid- ler (antibiotika og kjemoterapeutika) over mange år og denne trenden fortsatte også i 2016. Salget av antibakterielle midler til behandling av oppdrettsfisk, målt som kg aktiv substans, hadde en nedgang fra 412 kg, til 301 kg og 212 kg i perioden 2014- 2016, ifølge tall fra Folkehelseinstituttet. I forhold til det totale forbruket (human, veterinær og akvakultur) av antibakterielle midler i Norge, utgjør dette mindre enn 1 % (NORM/NORM-VET 2015). Data fra Veterinært legemiddelregister (VetReg) viser at de fleste resepter er forskrevet til behandling av små rensefisk (tidlige livs- stadier) og dermed er hver resept på et lite kvantum sammenlignet med behandling

av et stort oppdrettsanlegg. Dette forbru- ket bidrar derfor lite til det totale forbruket (Hjeltnes mfl. 2017).

Antibakterielle midler gis via fôret og føl- ger for en stor del det organiske avfallet (fekalier og spillfôr) ut i miljøet. Miljø- effektene av en medisinerer er derfor i hovedsak begrenset til bunnen i nær- området rundt anlegg som behandler. Antibakterielle midler er lite toksiske for høyerestående organismer, men kan for- årsake utvikling av resistente bakterier. Regelmessig testing av fiskepatogene bak- terier isolert fra laksefisk i oppdrett har imidlertid bare avdekket enkelte tilfeller av nedsatt følsomhet for antibakterielle medi- kamenter (Hjeltnes mfl. 2017). I 2016, som i tidligere år, ble det identifiserte nedsatte

følsomhet for oksolinsyre i bakterien *Flavobacterium psychrophilum* isolert fra syk regnbueørret. Det ble også identifisert nedsatte følsomhet for oksolinsyre i bak- terien som forårsaker rødmunnsyke, *Yersinia ruckeri*, i tre lakseanlegg og i *Vibrio anguillarum* serotype O1 i ett lakseanlegg. Mekanismen bak den nedsatte følsomhet for oksolinsyre i disse bakterietypene har blitt relatert til kromosomale mutasjoner og derfor er muligheten til overføring av motstandsdyktighet (resistens) til andre bakterier ansett som liten. Det er påvist rester av antibakterielle midler i villfisk og blåskjell fanget nær anlegg under medisinerer (Ervik mfl. 1994). På grunn av det lave forbruket av antibakterielle midler og få tilfeller av påvist resistens er det per i dag ikke å anse som noe alvorlig problem.

## 8.4 MIDLER MOT INNVOLLSORM

Salget av midler mot bendelmark (*Eubothrium* sp.) viste en årlig nedgang fra 2004 til 2009, men har siden hatt en liten årlig økning. I 2014 ble det benyttet totalt 612 kg, mens for 2015 var forbruket økt til 942 kg. For 2016 er imidlertid forbruket nærmest halvert, til 518 kg. Det eneste

brakte middelet mot innvollsorm i dag er praziquantel. Praziquantel gis til fisken via fôret og kan spres til sedimentet via spillfôr og fekalier. En undersøkelse viste at konsentrasjonen av praziquantel ble halvert i det øverste laget av sedimentet (< 2 cm) ila en måned mens i det dypere

laget (5-7 cm) var det ingen reduksjon. Effektene av praziquantel på muslinger, snegler, krepsdyr og børstemark er imid- lertid små (Hektoen 1995) og derfor anses risikoen for påvirkning på miljøet også som liten.

## 8.5 MIDLER MOT LAKSELUS

### 8.5.1 Forbruk

Basert på hvordan avlusningsmidlene administreres kan en dele medikamentene i to grupper, de som brukes til badebehandling (cypermethrin, deltamethrin, azametifos, hydrogenperoksid) og de som administreres til fisken via fôret (teflubenzuron, diflubenzuron, emamectinbenzoat). Etter et generelt lavt forbruk av midler mot lakselus på begynnelsen av 2000-tallet, har forbruket av

avlusningsmidler vært høyt siden 2009 og økningen, målt i kilo, fortsatte fram til 2015. For 2016 er det imidlertid en betydelig nedgang i forbruket fra 2015, men totalforbruket er fortsatt høyt sammenlignet med perioden 2007-2013 (tabell 8.1). Dette skyldes ikke at det har blitt mindre lakselus eller at lusa er blitt mindre resistent for legemidler, men at oppdretterne har tatt i bruk ikke-medikamentelle

metoder som varmt vann, ferskvann og mekanisk fjerning av lakselus. Målt i behandlingsdoser er nedgangen på rundt 50% fra 2015 til 2016. Det var en økning i bruk av teflubenzuron, mens bruken av de andre midlene viste nedgang. Hydrogenperoksid brukes både mot lakselus og mot amøbegjellesyke. Statistikken over forbruket viser samlet salg av 100 prosent

**Tabell 8.1.**

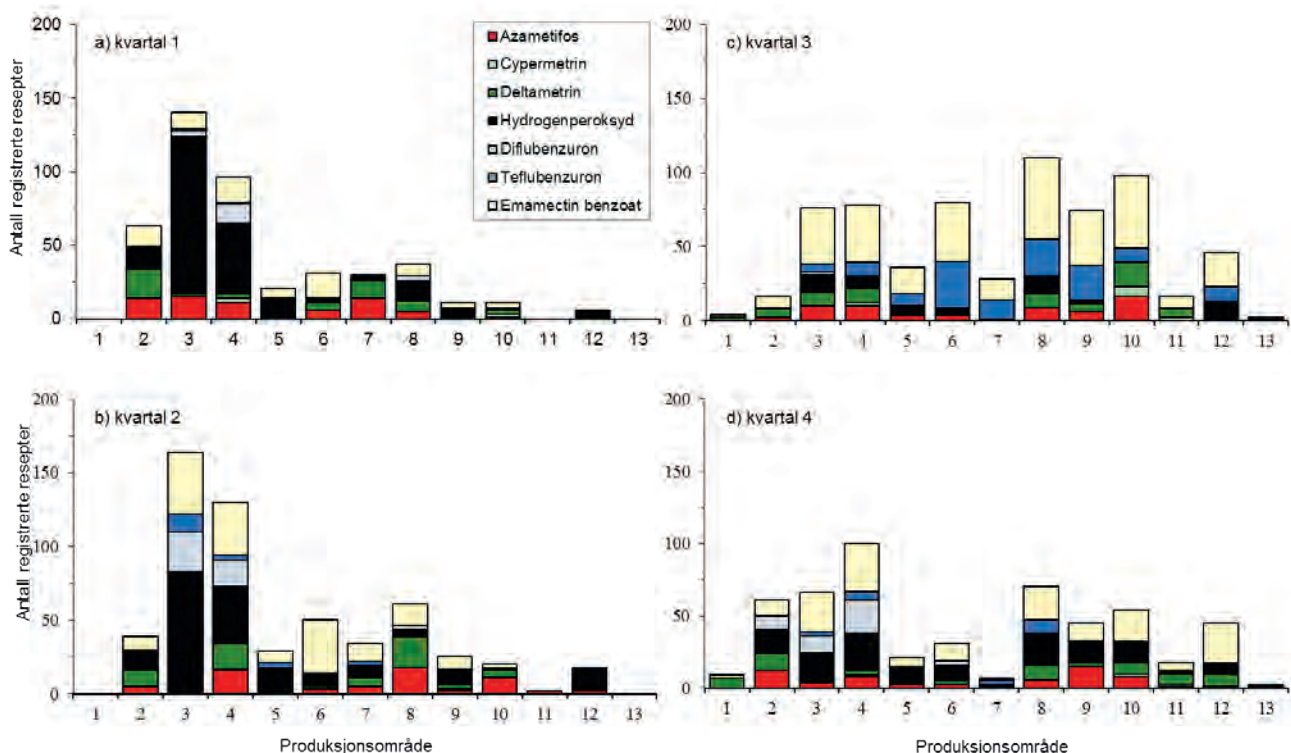
Forbruk av legemidler mot lakselus (kg aktiv substans; bortsett fra hydrogenperoksid som er angitt i tonn) fra 2007-2016.

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Azametifos		66	1 884	3 346	2 437	4 059	3 037	4 630	3 904	1 269
Deltametrin	29	39	62	61	54	121	136	158	115	43
Cypermetrin	30	32	88	107	48	232	211	162	85	48
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> tonn1			308	3 071	3 144	2 538	8 262	31 577	43 246	26 597
Emamectinbenzoat	73	81	41	22	105	36	51	172	259	232
Diflubenzuron			1 413	1 839	704	1 611	3 264	5 016	5 896	4 824
Teflubenzuron			2 028	1 080	26	751	1 704	2 674	2 509	4 209

**Table 8.1.**

Consumption of sea-lice drugs from 2007 to 2016 (kg active substance, except hydrogen peroxide that is given in metric tons).

Kilde: Grossistbasert legemiddelstatistikk, Folkehelseinstituttet, 2016.



**Figur 8.1.**

Antall resepter skrevet ut i 2016 på de ulike legemidlene fordelt på produksjonsområde, kvartalsvis (data fra VetReg).

**Figure 8.1.**

The number of prescriptions in 2016 of the different anti sea-lice drugs by production areas along the Norwegian coast (1-13). (Source: VetReg)

hydrogenperoksid og er publisert av Folkehelseinstituttet ([www.fhi.no](http://www.fhi.no)).

Antall registrerte resepter (forskrivninger) av de ulike medikamentene viser at det er

ulikt forbruk kvartalsvis blant de 13 produksjonsområdene (figur 8.1). Forbruket av hydrogenperoksid er størst på Vestlandet (områdene 3 og 4) i 1. og 2. kvartal. Diflubenzuron brukes mest på Vestlandet

i 2. kvartal, mens teflubenzuron brukes i områdene 6-9 i 3. kvartal. Emamectinbenzoat brukes i alle områder og forbruket er størst i 3. kvartal.

### 8.5.2 Giftighet, fortynning og transport ved strøm og vind

Lakselus tilhører dyregruppen krepsdyr og medikamenter som dreper lakselusen kan dermed også påvirke andre krepsdyr, alt fra planktonorganismer til krabber og hummer. Spørsmålene om negative effekter på andre arter har særlig vært rettet mot viktige kommersielle arter som dypvannsreke (*Pandalus* sp.), sjøkreps (*Nephrops norvegicus*), europeisk hummer (*Homarus gammarus*) og taskekrabbe (*Cancer pagurus*). I tillegg kommer spørsmål om mulige effekter på planktonorganismer som hoppekreps (*Calanus* sp.) og tidlige livsstadier av fiske- og skalldyrarter. Også i strandsonen lever det krepsdyr som kan bli påvirket, for eksempel strandreke (*Palaemon elegans*) og ulike pungerekr (*Mysider* sp.). Andre organismer i strandsonen som kan påvirkes er tang og tare.

Hvor toksisk (giftig) et stoff er for en organisme vil variere siden ulike organismer har ulik grad av følsomhet. Om en organisme blir påvirket avhenger også av konsentrasjon og eksponeringstid. Når man gjør en risikovurdering må man også ta hensyn til arter og antall som finnes i planktonfraksjonen og endringer gjennom året, noe som gir varierende risiko for de ulike artene. Som vist i figur 8.1 er det også variasjon i hvilke medikamenter som brukes i de ulike regionene gjennom året. I forbindelse med badebehandling av et stort oppdrettsanlegg kan non-target organismer (organismer som ikke er

målorganismen) bli eksponert gjentatte ganger i løpet av noen dager.

Mål som brukes i risikovurdering bestemmes på grunnlag av standard toksisitetstester som uttrykker ulike arters toleranse til kjemiske stoffer. Mål for overlevelse som benyttes,  $LC_{50}$ , er konsentrasjoner som dreper 50% av individene som eksponeres (utsettes for) behandlingen under definerte eksperimentelle betingelser og over et definert tidsrom. Vi har valgt å bruke tilnærmet realistisk eksponeringstid på 1 time i våre studier, supplert med også 24-timers eksponering, for å kunne sammenligne med data fra andre publiserte studier. Fortynningsfaktor viser forholdet mellom behandlingsdosen og  $LC_{50}$ -verdien (behandlingsdose/ $LC_{50}$ ). Fortynningsfaktoren er et mål på hvor mange ganger behandlingsdosen må fortynnes før konsentrasjonen er lik  $LC_{50}$ . En lav fortynningsfaktor betyr derfor at påvirkning av stoffet på en bestemt art vil være liten etter et utslipp. Etter et utslipp blir behandlingsløsningen gradvis fortynnet når den blander seg med sjøvannet og ført bort med strømmen. Den største risikoen for effekt på andre arter vil derfor være størst de første timene etter utslipp. Etter hvert vil fortynningen være så stor at konsentrasjonen av stoffet blir lavere enn det som gir effekt. Jo raskere fortynningen skjer, desto mindre vil miljøeffekten bli.

Andre viktige begreper er No Observable Effect-Concentration (NOEC), som er den konsentrasjonen eller dosen av et stoff som ved eksponering over en definert tid ikke gir noen effekt. Effekt kan være dødelighet, påvirkning av reproduksjon, misdannelser eller andre biologiske forandringer. I en risikovurdering må den toksikologiske effekten på ulike organismer sammenlignes med den forventede konsentrasjonen av et kjemikalium ute i miljøet, betegnet som Predicted Environmental Concentration (PEC).

Dersom avlusningsmidlene har en lang halveringstid (flere dager), vil fortynningseffekten være den viktigste faktoren i forhold til å redusere konsentrasjonen til under skadelige nivå. Strømhastighet, vind og dybde vil påvirke spredning og fortynningsrate, parametere som vil variere på samme lokalitet og mellom lokaliteter. Det er mest sannsynlig at utslippet vil holde seg i øvre vannlag. Vertikal transport av vann til dypere vannlag i for eksempel en fjord forekommer sjeldent, men hydrogenperoksid kan synke til bunns når vannsøylen er godt blandet, noe som er vanligere i vinterhalvåret (Refseth mfl. 2017). Planktoniske organismer som hoppekreps og frittsvømmende larvestadier av ulike krepsdyr er derfor utsatt, og vil mest sannsynlig bli eksponert for avlusningsmidlene etter et utslipp. Sannsynligheten for at arter som oppholder seg i dypere vannlag skal bli



Foto: Rune Nilsen



eksponert for lusemidler er mindre. Vind- og strømforhold avgjør også om organismene i strandsonen blir eksponert.

Ved Havforskningsinstituttet arbeides det med å utvikle gode spredningsmodeller for å kunne forutsi hvordan utslipp fra et anlegg vil spres i miljøet. Næringssalter, finpartikulært materiale og badebehandlingsmidler vil i hovedsak følge overflatestrømmen. Strømmene i dypere lag og på bunnen vil bestemme hvor de større organiske partiklene ender opp. Havforskningsinstituttet har gjort noen foreløpige eksperimenter med spredning av en konsentrasjon av et passivt sporstoff basert på numeriske strømmmodellresultater fra Hardangerfjorden. Det ble benyttet modellresultater med 200 meters romlig oppløsning. Modellresultatene viste at sporstoffet normalt var fortynnet til under 1% av den opprinnelige konsentrasjonen (behandlingsdosen) etter 24 timer, men at i bakevjer kunne konsentrasjonen fortsatt være opptil 3% (Brokke 2015). Fortynning var høyest i strømrrike deler og minst i bakevjer, bukter og andre steder med liten strøm. Liknende resultater er presentert for hydrogenperoksid av Refseth mfl. (2017) (se også Svåsand mfl. 2017)

To feltundersøkelser fra Canada så også på spredning av medikamenter. Etter en behandling ble det vist at azametiphos ikke kunne detekteres dypere enn 10 m og at fortynningen fra 200 µg/l til 0,1 µg/l skjedde raskt (Burrige & Van Geest 2014). Dette antyder at organismer i de øvre vannlag vil være mest utsatt ved badebehandling. En annen feltundersøkelse viste en fortynningsgrad på ca. 100 i løpet av de første 3–4 timene etter et utslipp av cypermethrin (Burrige & Van Geest 2014).

Etter en behandling ved bruk av presenning slippes behandlingsløsningen direkte i sjøen og kan, avhengig av vær og vind, påvirke strandsonen, mens ved bruk av brønnbåt er det mulig å bestemme utslippsområdet og få en raskere fortynning. I en norsk undersøkelse fra 2014 ble det påvist små mengder azametiphos (<26 ng/l) i vannprøver tatt ved et anlegg en uke etter en medisinerings med en kombinasjon av azametiphos og cypermethrin (Langford mfl. 2015). Konsentrasjonen ble suksessivt mindre med økende avstand fra anlegget og var 0,5 ng/l én km unna. Denne undersøkelsen indikerer en langsommere fortynningsrate sammenlignet

med de canadiske studiene. Cypermethrin ble ikke funnet, verken i vann- eller sedimentprøver, men små rester ble funnet i blåskjell ved anlegget (4,8 ng/g). Fagereng (2016) undersøkte spredning av hydrogenperoksid ved utslipp fra merd. Resultatene her viste rask fortynning, og de høyeste konsentrasjonene ble i hovedsak observert i de øvre vannlag selv om små mengder hydrogenperoksid også ble funnet på 130 m dyp. Dette antyder likevel en raskere horisontal enn vertikal spredning.

For vannløselige stoffer som brytes ned langsamt er fortynning viktigste prosess for å redusere konsentrasjonen i sjøen. Pyretroider derimot, er lite vannløselige. Dette betyr at disse forbindelsene kan binde seg til ulike substanser, partikler og sediment slik at konsentrasjonen i vannfasen reduseres raskere enn bare ved kjemisk nedbrytning eller fortynning. På den annen side inneholder produktene dispergeringsmidler og stabilisatorer, noe som kan bidra til å holde disse stoffene i løsningen.

### 8.5.3 Effekt av bademidler

#### Azametiphos

Azametiphos hører til gruppen av kjemiske forbindelser som kalles organofosfatene. Organofosfater har en hemmende virkning på enzymet acetylkolinesterase. Hemming av dette enzymet fører først

til overstimulering av musklene, etterfulgt av blokkering som gir lammelse. Behandlingsløsning av azametiphos er på 100 µg/l, og på grunn av høy vannløselighet vil azametiphos ikke binde seg til organisk materiale. Oppløst i vann er

azametiphos forholdsvis stabilt, men brytes ned over tid med en halveringstid på 8–9 dager. I kontrollerte laboratorieforsøk der ulike non-target organismer (strandreker *Palaemon elegans*, tangpungreke *Praunus flexuosus*, hoppekreps *Calanus*

Tabell 8.2.

LC<sub>50</sub> verdier etter 1 time og 24 timers eksponering for azametiphos. Fortynningsfaktor tar utgangspunkt i en behandlingsløsning på 100 µg/l og forholdet mellom behandlingsløsning og LC<sub>50</sub>.

Table 8.2.

LC<sub>50</sub> values after 1- and 24-hour exposure to azametiphos. Dilution factor is based on the treatment dose of 100 µg/l and the ratio to LC<sub>50</sub>.

Art	Eksponering	LC <sub>50</sub> (µg/l)	Fortynningsfaktor	Land	Kilde
Amerikansk hummer*; stadium I	1 time	>86,5	<1,2	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Amerikansk hummer; voksen	1 time	24,8	4	Canada	Burrige & Van Geest 2014
<i>Crangon septemspinosa</i>	1 time	>85,5	<1,2	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Pungreker ( <i>Mysid</i> sp.)	1 time	>85,5	<1,2	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Hoppekreps ( <i>Calanus</i> sp.)	1 time	>100	<1,0	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Strandreke ( <i>Palaemon elegans</i> )	1 time	>200	<0,5	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke ( <i>Praunus flexuosus</i> )	1 time	>200	<0,5	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke	24 timer	28,7	3,5	Norge	Brokke 2015
Strandreke	24 timer	>200	>0,5	Norge	Brokke 2015

\**Homarus americanus*

sp., mudderreke *Crangon septemspinosa*, pungreker *Mysid* sp., se tabell 8.2.) ble testet viste det seg at effekten var relativt liten ved en times eksponering. Unntaket var voksen amerikansk hummer (*Homarus americanus*) som hadde 50% dødelighet ved en behandlingsløsning på 24,5 µg/l, det vil si en fortynningsfaktor på fire (tabell 8.2). Brokke (2015) fant at etter 24 timers eksponering var LC<sub>50</sub>-verdien høyere enn behandlingsdosen for strandreker, mens tangpungreke (*Praunus flexuosus*) var noe mer sensitiv (tabell 8.2). Det er kun publisert et forsøk på gjentatte eksponeringer (Burrige & Van Geest 2014) der amerikansk hummer (voksne) ble eksponert 30 minutter for 1 µg/l azametiphos to ganger per dag, i tre dager. I dette forsøket ble det imidlertid ikke registrert dødelighet på hummeren. I en feltstudie fra Canada ble det vist at amerikansk hummer plassert i behandlingsmerden døde, mens individer plassert i ulike distanser fra anlegget ikke ble påvirket av utslippet av azametiphos (Burrige & Van

Geest 2014). Et annet studium i Canada viste lignende resultater for tangloppen *Eohaustorius estuarius* hvor kun behandlingsløsningen gav dødelighet etter én times eksponering (Ernst mfl. 2014).

Azametiphos er vurdert som lite toksisk, basert på disse undersøkelsene, der LC<sub>50</sub>-verdien bare unntaksvis er mindre enn behandlingsløsningen og risikoen for å ha betydelig effekt på non-target organismer vil være liten.

Legemiddelet Nuvan ble mye brukt til avlusning på 1980 og 1990 tallet i Norge. Nuvan er også et organofosfat og har samme virkningsmekanisme som azametifos, men er noe mindre potent. Når europeisk hummer (*Homarus gammarus*) ble eksponert for Nuvan i en konsentrasjon på 100 µg/l ble det registrert 1 død hummer etter 4,5 timer og en etter 6 timer (Egidius & Møster 1987). I den samme undersøkelsen ble det vist at både strandkrabbe (*Carsinus maenas*) og taskekrabbe

(*Cancer pagurus*) var mindre følsomme enn hummer for eksponering av Nuvan og overlevde 10 timer i en konsentrasjon på 1000 µg/l.

### Deltamethrin

Deltamethrin hører til stoffgruppen pyretroidene. Pyretroidene påvirker nerveceller ved å hindre at Na<sup>+</sup> kanalene lukkes på normal måte etter at spenningen i celledmembranen er nøytralisert (depolarisering). Nervecellenes evne til repolarisering forstyrres derved, og fører til koordinasjonssvikt, hyperaktivitet, paralys og død. Anbefalte dosering av deltamethrin (Alpha Max) er 2 µg/l (tilsvarende 2000 ng/l). Van Geest mfl. (2014a) fant 77% reduksjon av deltamethrin etter 24 timer i kar som også inneholdt tanglopper (*Echinogammarus finmarchicus*). Dette betyr at selv om fortykning er den viktigste årsaken til reduksjon i konsentrasjonen av deltamethrin vil andre faktorer som binding/absorpsjon til organisk materiale og annet materiale som plastikk, også bidra.

**Tabell 8.3.**

LC<sub>50</sub> verdier etter 1 time og 24 timers eksponering for deltamethrin. Fortynningsfaktor tar utgangspunkt i en behandlingsløsning på 2000 ng/l og forholdet mellom behandlingsløsning og LC<sub>50</sub>.

**Table 8.3.**

LC<sub>50</sub> values after 1- and 24-hour exposure to deltamethrin. Dilution factor is based on the treatment dose of 2000ng/l and the ratio to LC<sub>50</sub>.

Art	Eksponering	LC <sub>50</sub> (ng/l)	Fortynningsfaktor	Land	Kilde
Amerikansk hummer*; stadium I	1 time	3,4	590	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Amerikansk hummer; stadium III	1 time	36,5	55	Canada	Fairchild m.fl. 2010
Amerikansk hummer; voksen	1 time	18,8	110	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Tangloppe ( <i>Eohaustorius estuarius</i> )	1 time	13,1	150	Canada	Fairchild m.fl. 2010
Tangloppe ( <i>Echinogammarus finmarchicus</i> )	1 time	70,0	28,6	Canada	Van Geest mfl. 2014b
Pungreker ( <i>Mysid</i> sp.)	1 time	13,9	140	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Mudderreke ( <i>Crangon septemspinosa</i> )	1 time	142,0	14	Canada	Fairchild m.fl. 2010
Strandreke ( <i>Palaemon elegans</i> )	1 time	187,0	11	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke ( <i>Praunus flexuosus</i> )	1 time	154,4	13	Norge	Brokke 2015
Amerikansk hummer; stadium I	24 timer	0,8	2500	Canada	Burrige mfl 2014
Amerikansk hummer; stadium II	24 timer	0,6	3300	Canada	Burrige mfl 2014
Amerikansk hummer; stadium IV	24 timer	1,7	1200	Canada	Burrige mfl 2014
Amerikansk hummer; voksen	24 timer	15	130	Canada	Burrige mfl 2014
Tangloppe ( <i>Echinogammarus finmarchicus</i> )	24 timer	9,4	213	Canada	Van Geest mfl. 2014b
Pungreker ( <i>Mysid</i> sp.)	24 timer	1,4	1400	Canada	Burrige mfl 2014
Mudderreke ( <i>Crangon septemspinosa</i> )	24 timer	27	75	Canada	Burrige mfl 2014
Strandreke ( <i>Palaemon elegans</i> )	24 timer	12,3	163	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke ( <i>Praunus flexuosus</i> )	24 timer	27,8	72	Norge	Brokke 2015

\**Homarus americanus*

Deltamethrin er betydelig mer toksisk for non-target organismer enn azametiphos, og av de studerte artene har en vist at larver av amerikansk hummer er spesielt sensitive (tabell 8.3). Det er foreløpig ikke gjennomført lignende studier med europeisk hummer. Undersøkelser ved Havforskningsinstituttet (Brokke 2015) ga lignende resultater ( $LC_{50}$ ) for strandreker og tangpungreker som for mudderreke i Canada, både etter 1 og 24 timers eksponering (tabell 8.3). Dette betyr at løsningen som slippes ut må fortynnes mye mer for å miste effekten (høyere fortynningsfaktorer) sammenlignet med en løsning med azametiphos. Innfangete hoppekreps (Passamaquoddy Bay, New Brunswick) eksponert for 200 og 2000 ng/l deltamethrin ble ubevegelige (immobile) og sank til bunnen av tanken i løpet av 15–60 minutter. Etter fem timer i friskt vann var de fremdeles immobilisert, men ingen dødelighet ble observert (Burrige & Van Geest 2014). I en feltundersøkelse der behandlingsløsningen ble merket med fargestoff slik at spredning og fortynning kunne observeres, ble det tatt vannprøver av utslippsvannet i avstander opptil 1500 m fra anlegget. Vannprøvene ble testet for toksisk effekt på tangloppen *E. estuarius*. Prøver tatt inntil 500 m fra anlegget gav noe dødelighet etter én times eksponering.

Ved en 48 timers eksponering ble dødelighet observert også i prøver tatt opptil 1000 m fra anlegget (Ernst mfl. 2014). I et feltstudium gjennomført i Norge ble strandreke satt i bur i ulike dyp og avstander fra et oppdrettsanlegg som behandlet laksen med deltamethrin. Det ble ikke observert dødelighet i grupper som var plassert lengre enn 50 m fra anlegget (Grøsvik & Andersen 1997).

En studie i Skottland har brukt  $LC_{10}$  for 5 ulike arter av krepsdyr (hoppekreps, pungreke, mudderreke, gulfreke, vinkekrabbe) og en fiskeart (tannkarpe) til å beregne sensitivitetsskurver med formål å definere grenseverdier for miljøeffekt av deltamethrin (Crane mfl. 2011). Analysene viste at en konsentrasjon på 9,3 ng/l var grenseverdien for å beskytte de mest sensitive artene ved en eksponeringstid på 3 timer. Ved 24 timers eksponering ble grenseverdien beregnet til 2,5 ng/l. Noen av artene som er brukt i dette studiet er mindre aktuelle når en snakker om norske forhold. Derfor bør en slik analyse også gjennomføres med relevante norske arter.

Eksponering av børstemark (*Nereis virens*) for behandlingsløsning gav ingen effekt, mens eksponering i syv dager for sediment som inneholdt deltamethrin

(160–400 ng/g) gav både dødelighet, redusert graveevne og redusert bevegelse (Van Geest mfl. 2014a). For tangloppen *E. finmarchicus* eksponert i 10 dager for sediment tilsatt deltamethrin, var  $LC_{50}$ -verdien 16 ng/g (Van Geest mfl. 2014b). Studiene viser at deltamethrin er svært toksisk for enkelte non-target organismer, og et utslipp av deltamethrin vil sannsynligvis påvirke planktoniske organismer i nærområdet for utslippet. Hvor stort nærområdet er vil være avhengig av lokale vind- og strømforhold ved tidspunktet for avlusing og topografien på lokaliteten. Dersom utslippet driver mot land, kan også non-target-organismer i strandsonen påvirkes både direkte, eller ved at deltamethrin bindes til organisk materiale for eksempel i tare eller tang. For de oppdrettsanleggene i Norge som ligger på dypt vann er det lite trolig at deltamethrin spres til sedimentet under anleggene (Langford mfl. 2015).

#### Cypermethrin

Cypermethrin hører også til i stoffgruppen pyretroidene og har samme virkningsmekanisme som deltamethrin. Imidlertid er cypermethrin noe mindre potent enn deltamethrin og derfor er anbefalte doseringer noe høyere. Anbefalte doseringer av cypermethrin er 5 µg/l (tilsvarende

**Tabell 8.4.**

$LC_{50}$  verdier etter 1 time og 24 timers eksponering for hydrogenperoksid. Fortynningsfaktor tar utgangspunkt i en behandlingsløsning på 1700 mg/l og forholdet mellom behandlingsløsning og  $LC_{50}$ .

**Table 8.4.**

$LC_{50}$  values after 1- and 24-hour exposure to hydrogen peroxide. Dilution factor is based on the treatment dose of 1700 mg/l and the ratio to  $LC_{50}$ .

Art	Eksponering	$LC_{50}$ (mg/l)	Fortynningsfaktor	Land	Kilde
Amerikansk hummer*; stadium I	1 time	1637,0	<1	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Amerikansk hummer; voksen	1 time	>3750	<1	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Pungreker ( <i>Mysid stenolepsis</i> )	1 time	973,0	2	Canada	Burrige & Van Geest 2014
Mudderreke ( <i>Crangon septemspinosa</i> )	1 time	3182,0	<1	Canada	Fairchild m.fl. 2010
Strandreke ( <i>Palaemon elegans</i> )	1 time	>1700	<1	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke ( <i>Praunus flexuosus</i> )	1 time	>1700	<1	Norge	Brokke 2015
Hoppekreps ( <i>Calanus</i> sp.)	1 time	35,3	48	Norge	Escobar Lux 2016
Hoppekreps ( <i>Calanus</i> sp.); copepoditt IV	1 time	172,5	10	Norge	Escobar Lux 2016
Strandreke ( <i>Palaemon elegans</i> )	24 timer	171,4	10	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke ( <i>Praunus flexuosus</i> )	24 timer	77,5	22	Norge	Brokke 2015
Bladfoting ( <i>Artemia salina</i> )	24 timer	800	2	Norge	Refseth mfl. 2017
Dypvannsreke ( <i>Pandalus borealis</i> )	24 timer	37	46	Norge	Refseth mfl. 2017
Rognkjeks ( <i>Cyclopterus lumpus</i> ); juvenil	24 timer	167	10	Norge	Refseth mfl. 2017
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> ); egg	24 timer	342	5	Norge	Refseth mfl. 2017

\**Homarus americanus*



5000 ng/l) (Excis vet) eller 15 µg/l (tilsvarende 15 000 ng/l) (Betamax vet.). Van Geest mfl. (2014a) fant 36% reduksjon av cypermethrin etter 24 timer i kar som også inneholdt tanglopper (*Echinogammarus finmarchicus*). Altså en noe mindre reduksjon enn for deltamethrin. I Skottland ble det funnet cypermethrin i sedimentet under et oppdrettsanlegg, med høyeste konsentrasjon 7,2 µg/kg (SEPA 2007). Oppdrettsanlegg i Skottland ligger vanligvis grunnere enn i Norge, og i en undersøkelse gjennomført av NIVA på tre oppdrettsanlegg på Vestlandet fant en verken cypermethrin eller deltamethrin i sedimentet (Langford mfl. 2015). Det er ikke kartlagt om pyretroider kan forekomme bundet til biologisk materiale i strandsonen. Cypermethrin er noe mindre giftig sammenlignet med deltamethrin. En og 24 timers eksponering av tangloppen *E. finmarchicus* gav  $LC_{50}$ -verdier på 220 og 77 ng/l respektivt (Van Geest mfl. 2014b). Hoppekreps (Passamaquoddy Bay, New Brunswick) eksponert for 500 og 5000 ng/l cypermethrin ble immobilisert og sank til bunnen av tanken i løpet av 15–60 minutter, det vil si samme effekt som ved eksponering for deltamethrin. Etter fem timer i friskt vann var de fremdeles immobilisert, men ingen dødelighet ble observert. Stadium II-larver av amerikansk hummer eksponert for cypermethrin fra 5 minutter til 12 timer gav  $LC_{50}$ -verdier på 58–1690 ng/l (Burrige & Van Geest 2014) mens en 24 timers eksponering av tangpungreke gav en  $LC_{50}$  på 33 ng/l (Burrige og Van Geest, 2014). I en canadisk feltundersøkelse ble det vist at cypermethrin var dødelig for 90% av amerikansk hummer som var plassert i merden under behandling. Hummer plassert i en distanse på 100–150 m fra anlegget, ble derimot ikke påvirket. En konsentrasjon av cypermethrin i sediment tilsvarende det som ble funnet i Skottland (7,2 ng/g) gav ikke dødelighet av tangloppen *E. finmarchicus* i en 10 dagers test (Van Geest mfl. 2014b). I Skottland ble det gjennomført en studie som inkluderte feltundersøkelser over flere sesonger og der formålet var å kartlegge effekter av lusemidler på økosystemet i skotske fjorder med oppdrettsaktivitet (SAMS 2005). Påvirkningen av oppdrettsvirksomhet ble undersøkt på plante- og dyreplankton, bunndyr og dyr i fjæresonen over en periode på fem år. Medikamentene som ble brukt på oppdrettslokalitetene i denne perioden var cypermethrin og emamectinbenzoat. Forfatterne konkluderte med at det ikke kunne påvises noen klar sammenheng mellom medisinerbruk og effekter på økosystemet i fjernsonen til anleggene og at de endringene som ble funnet der var innenfor det en kunne forvente med bakgrunn i naturlige variasjoner. Påvirkning

av nærområdet til anleggene ble observert, men dette, mente forfatterne, skyldtes mer effekten av organisk avfall fra anleggene enn bruk av medikamenter.

Selv om toksisiteten av cypermethrin er mindre enn for deltamethrin, vil et utslipp av cypermethrin sannsynligvis ha effekt på planktoniske organismer rundt anlegget, spesielt i de første timene etter utslipp, og ved ugunstige forhold også påvirke organismer i strandsonen. Hvilke arter og områder som påvirkes vil være avhengig av lokale forhold under avlusningen.

### Kombinasjon av azametiphos og deltamethrin

På grunn av nedsatt følsomhet for enkeltmedikamenter er det blitt brukt en kombinasjon av to avlusningsmidler, azametiphos sammen med enten cypermethrin eller deltamethrin. Hver for seg har medikamentene markedsføringstillatelse, men ikke til bruk som kombinasjon.

Toksisiteten til en kombinasjonsløsning av azametiphos og deltamethrin er kun undersøkt i to arter av krepsdyr (strandreke og tangpungreke) (Brokke 2015) (tabell 8.5). Undersøkelsen tok utgangspunkt i et konsentrasjonsforhold mellom azametiphos og deltamethrin på 60:1 og at de to medikamentene ble brukt samtidig. Både strandreke og tangpungreke var betydelig mer følsomme for medikamentene ble gitt hver for seg. Eksponering i 24 timer av tangpungreken ga spesielt høye fortynningsfaktorer (tabell 8.5). Dette gir grunn til bekymring for økt effekt på non-target-organismer når kombinasjonsmetoden benyttes.

Omfanget av kombinasjonsbruken er ikke kjent og siden en heller ikke kjenner hvilke doseringer som blir brukt, kan en ikke se bort fra at både dosen av medikamentene og det innbyrdes forholdet kan variere i forhold til det som er undersøkt eksperimentelt. Mattilsynet har gjort vedtak om at «kombinasjonsbehandlingen må opphøre inntil det foreligger vitenskapelig dokumentasjon eller etterprøvbare og kontrollerte forsøk som viser at bruken er forsvarlig med hensyn til mattrygghet, miljøet, dyrevelferd og resistens». Vedtaket fra Mattilsynet støttes av ovenfor nevnte forskning der en ser en økt effekt på non-target organismer ved å bruke medikamentene i kombinasjon. Det er behov for mer kunnskap om effekten av kombinasjonsbruk på flere non-target organismer arter enn det en har i dag.

### Hydrogenperoksid

Forbruket av hydrogenperoksid til avlusning av laks har økt sterkt de siste årene men fra 2015 til 2016 ses en betydelig reduksjon (tabell 8.1). Dosen som brukes til behandling kan variere noe, men vil være innenfor 1500–1800 mg/l og der anbefalt behandlingstid er 15 til 20 minutter fra avsluttet inndosering (Veterinærkatalogen). Hydrogenperoksid skal brukes med stor forsiktighet ved vanntemperaturer mellom 14 °C og 18 °C (Veterinærkatalogen) siden dette kan forårsake økt dødelighet hos laks. I konsentrert form er hydrogenperoksid tyngre enn vann, men på grunn av de små mengdene som tilsettes ved behandling, vil tettheten av behandlingsløsningen endres lite i forhold til sjøvann. Det kan imidlertid være nok til at behandlingsløsningen kan synke under spesielle forhold. Nedbrytningen av hydrogenperoksid i vann er avhengig av flere faktorer som temperatur, pH og tetthet av organiske partikler som hydrogenperoksid kan reagere med. Halveringstiden i sjøvann er beregnet til omkring 7 dager, men det er stor variasjon mellom ulike studier. Undersøkelser utført ved Havforskningsinstituttet viste en halveringstid av hydrogenperoksid på rundt 7 dager ved bruk av filtrert sjøvann og temperatur på 12°C (Fagereng 2016). Ved utslipp av hydrogenperoksid etter behandling vil derfor selve nedbrytningsraten bety lite sammenlignet med fortykning.

En times eksponering for hydrogenperoksid hadde liten effekt på testorganismene, bortsett fra hoppekreps (tabell 8.4). Strandreker og pungreker eksponert en time med behandlingsløsning på 1700 mg/l gav mindre enn 10% dødelighet (Brokke 2015). Et annet eksperiment undersøkte hvor lang tid det tok før 50% av forsøksdyrene døde ved gitte konsentrasjoner (Brokke 2015). Ved eksponering for 1700 mg/l tok det 1,8 timer å oppnå  $LC_{50}$  for pungreker og 6,3 timer for strandreker. Når konsentrasjonen ble redusert til 425 mg/l, økte tiden til 4,2 timer for pungreker og 23 timer for strandreker (Brokke 2015). I dette forsøket ble rekene eksponert for de ulike konsentrasjonene i 12 timer, og resultatene indikerer at hydrogenperoksid har effekt også i tiden etter at eksponeringen er over. Ved 24 timers eksponering var  $LC_{50}$  171 mg/l for strandreke og 77 mg/l for pungreke, med respektive fortynningsfaktorer på 10 og 22. Torskeegg viste seg imidlertid å være robust ovenfor hydrogenperoksid (Refseth mfl 2017).

En tilsvarende studie som tidligere beskrevet for andre lusemidler, ble gjennomført med hydrogenperoksid og villfangede hoppekreps (Passamaquoddy Bay, New Brunswick). Hoppekreps som ble eksponert

i én time for 1200, 120 og 12 mg/l ble immobilisert i løpet av 15–60 minutter. I to av fire paralleller for de to høyeste konsentrasjonene gav fargetesten indikasjon på dødelighet (Burridge & Van Geest 2014). Disse resultatene samsvarer godt med lignede studier gjennomført med hoppekreps (*Calanus* sp) i Norge (tabell 8.4), med LC<sub>50</sub> 35,3 mg/l etter én times eksponering (Escobar Lux 2016). Lengre

eksponering (24-96 timer) av hoppekreps for hydrogenperoksid gav betydelig lavere LD<sub>50</sub> verdier (6.0- 2.5 mg/l) (Hansen mfl. 2017). Sukkertare (*Saccharina latissima*) er også sensitiv for hydrogenperoksid med registrert dødelighet ved 1 times eksponering for 10 % av behandlingsløsningen (Haugland, upublisert). Dødelighet ble også observert ved eksponering av hummerlarver (*Homarus gammarus*) i stadium

I og II for 10 % av behandlingsløsningen i 1 time (Escobar Lux, upublisert). Selv om toksisiteten av hydrogenperoksid er mindre enn for deltamethrin, vil et utslipp mest sannsynlig ha effekt på ulike planktoniske organismer rundt anlegget, spesielt i de første timene etter utslipp, og ved ugunstige forhold også påvirke organismer i strandsonen som for eksempel sukkertare.

**Tabell 8.5**

LC<sub>50</sub> verdier etter 1 og 24 timers eksponering for kombinasjonen av azametiphos og deltamethrin (60:1) (Brokke 2015). Merk at benevningen er ulik på de to medikamentene.

**Table 8.5.**

LC<sub>50</sub> values after 1- and 24-hour exposure to the combination of azametiphos and deltamethrin in the ration 60:1. Dilution factor is based on the treatment dose of 100 µg/l azametiphos and 2 µg/l deltamethrin, and the ratio to LC<sub>50</sub>.

Medikament	Art	Eksponeringstid	LC <sub>50</sub>	Fortynningsfaktor
Azametiphos (µg/l)	Tangpungreke ( <i>Praunus flexuosus</i> )	1 time	5,8	17
“	Strandreke ( <i>Palaemon elegans</i> )	1 time	5,5	18
“	Tangpungreke	24 timer	0,01	5 000
“	Strandreke	24 timer	0,13	476
Deltamethrin (ng/l)	Tangpungreke	1 time	93,7	21
“	Strandreke	1 time	89,7	22
“	Tangpungreke	24 timer	0,2	10 000
“	Strandreke	24 timer	2,11	950

### 8.5.4 Oppsummering badebehandling og kunnskapsbehov

I en risikovurdering inngår både sannsynlighet og konsekvens. Sannsynligheten for at non-target organismer eksponeres for avlusningsmidler er vanskelig å vurdere nøyaktig. Det gjelder både konsentrasjonen de utsettes for og hvor lenge de eventuelt eksponeres. Trolig vil dette variere fra behandling til behandling og fra lokalitet til lokalitet fordi vind- og strømforholdene i fjord- og kystområdene varierer mye og påvirker både fortynningshastigheten og spredningen av utslippet. Det er også begrenset med data tilgjengelig fra feltforsøk som viser den faktiske spredningen og fortynningen av et medikament under norske forhold. Videre arbeid vil derfor være å gjennomføre feltundersøkelser og bruke resultatene sammen med strømmodeller slik at en kan få et best mulig bilde av hvordan stoffene sprer seg og hvor raskt de blir fortynnet. Konsekvensen av en eksponering, representert ved LC<sub>50</sub>-verdier, er studert for flere non-target organismer. Disse undersøkelsene viser at mange arter er svært følsomme for flere av avlusningsmidlene som brukes i dag, men også at følsomheten varierer mellom arter. Størst effekt har deltamethrin og kombinasjonen av deltamethrin og azametiphos, mens eksponering for azametiphos gir minst effekt. Med unntak av en undersøkelse med azametiphos, er det lite kunnskap om

gjentatt eksponering over flere dager vil gi større effekt på non-target-organismer enn engangs eksponering. Det er ønskelig å gjennomføre flere laboratorie-/feltstudier med gjentatt eksponering. Studier har også avslørt at noe arter blir immobilisert over lengre tid ved eksponering for både deltamethrin, cypermethrin og hydrogenperoksid. Disse vil dermed ha økt risiko for å bli tatt av predatorer, så selv om de ikke dør av selve behandlingen vil risikoen være stor for at de dør av andre årsaker.

Begrenset kunnskap om spredning og fortynning, og dermed sannsynlighet for eksponering, gjør det utfordrende å foreta en risikovurdering, men følgende vurdering er gjort:

- **Azametiphos:** Er det minst toksiske medikamentet der LC<sub>50</sub>-verdien unntaksvis er mindre enn behandlingsløsningen etter korttidseksponering, og det vurderes derfor med at azametiphos har lav risiko for påvirkning av non-target organismer.
- **Deltamethrin og kombinasjonen deltamethrin/azametiphos:** Gir høye fortynningsfaktorer også ved kort eksponeringstid, slik at sannsynligheten for at non-target-organismer blir påvirket

er betydelig større og med påfølgende høyere risiko.

- **Cypermethrin:** Basert på fortynningsfaktorer vil cypermethrin ha noe lavere risiko for påvirkning av non-target-organismer enn deltamethrin.
- **Hydrogenperoksid:** Det er store artsforskjeller i følsomheten for dette bademidlet. Torskeegg, strandreke, pungreke og rognkjeks er arter med liten følsomhet etter kort tids eksponering, noe som tilsier lav risiko. Derimot er hoppekreps, hummerlarver og sukkertare mer sensitive, som dermed tilsier en høyere risiko for påvirkning ved et utslipp. Risikoen for at sensitive arter blir påvirket vil være avhengig av lokale vær- og strømforhold på utslippstidspunktet og artens sesongvariasjon. For eksempel, hoppekreps befinner seg på dypet om vinteren (vinterdvale) eller i de øvre vannmasser i de andre delene av året. Det må tas hensyn til at ulike arter foretar døgnvandring, og dermed kan svømme inn og ut av vannmassene med ulike konsentrasjoner av legemidler. Sensitivitet kan også variere med ulike livsstadier som for eksempel larver kontra voksne individer.

### 8.5.5 Effekt av fôrbaserte lusemidler

#### Flubenzuroner

##### *Forbruk, spredning og stabilitet*

Flubenzuroner er betegnelsen på en gruppe medikamenter og i norsk fiskeoppdrett brukes for tiden to typer, diflubenzuron og teflubenzuron. Anbefalte doseringer er 10 mg/kg laks per dag i 7 påfølgende dager for teflubenzuron og 3-6 mg/kg laks per dag i 14 påfølgende dager for diflubenzuron. Forbruket av diflubenzuron avtok fra 5896 kg i 2015 til 4824 kg i 2016 (tabell 8.1), mens forbruket av teflubenzuroner økte fra 2509 til 4209 kg fra 2015 til 2016. Totalforbruket av flubenzuroner har økt jevnlig siden 2011.

Flubenzuroner er legemidler som gis i fôret som fisken spiser (oralt). Legemidlene overføres fra verten til parasitten ved at denne spiser slim, hud og blod på fisken. Flubenzuroner virker ved å hemme syntesen av kitin (et hornaktig stoff som bygger opp hudskjelettet hos blant annet kreps og insekter) i lakselus og er effektiv mot alle stadier av parasitten som gjennomgår et skallskifte. Opptaket av flubenzuroner fra laksens tarm er imidlertid moderat (biotilgjengelighet 10–30 %), og siden laksen i liten grad omdanner disse stoffene vil mesteparten gå ut av fisken i uforandret form enten via urin eller bundet til fekalier. Kjemisk analyse har vist at fekalier kan ha betydelig høyere konsentrasjoner av medikamentene enn det som opprinnelig var i den medisinerede pelleten. Medikamentene tilføres dermed miljøet både løst i vann (urinfraksjon) og bundet til fekalier og spillfôr under behandlingen, og via fekalier og urin i et par uker etter at medisineringen er avsluttet. Siden di- og teflubenzuron påvirker kitin-syntesen vil dyregrupper med kitin i skallet være spesielt sårbare. Dødelighet inntreffer i tilknytning til skallskifte og arter som gjennomgår flere skallskifter årlig og yngre individer med hyppige skallskifter er spesielt sårbare. Det er to kilder til eksponering for stoffene; løst i vann og bundet til organisk materiale.

Løseligheten i vann er liten for både di- og teflubenzuron og begge har vannavvisende (hydrofobe) egenskaper. Oppløst i vann vil stoffene binde seg til tilgjengelig organisk materiale, noe som bidrar til å redusere konsentrasjonen i vannfasen. Denne prosessen er beskrevet fra mindre ferskvannsdammer og små estuarier, men ikke i et marint system. Dette antyder også at utlekking av flubenzuroner fra organisk materiale som pellets og fekalier til vannfasen vil være liten, noe som er bekreftet i to studier som har undersøkt dette. Flubenzuroner oppløst i vannfasen

har allikevel blitt funnet opptil 1100 m fra oppdrettsanlegg og i en periode på minst to uker etter avsluttet medisinerings (NIVA 1998, Langford mfl. 2011). Den høyeste konsentrasjonen som er målt (295 ng/l diflubenzuron) ble funnet i en vannprøve tatt 300 meter fra et anlegg som brukte dette medikamentet. Andre undersøkelser har imidlertid påvist bare små konsentrasjoner av flubenzuroner i vannfasen i forbindelse med medisinerings (Samuelsen mfl. 2015).

Kjemisk nedbrytning av flubenzuroner løst i vann kan også forekomme, ved spaltning (hydrolyse) og ved påvirkning av sollys (foto-nedbrytning). Oppløst i vann brytes både diflubenzuron og teflubenzuron ned under påvirkning av naturlig lys. Nedbrytningshastigheten påvirkes imidlertid av både vannets pH og temperatur og er beskrevet å være raskere under basiske forhold (Mabury & Crosby 1996, Marsella mfl. 2000). Hydrolyse av diflubenzuron er beskrevet av Ivie mfl. (1980) og Boelhouwers mfl. (1988) med halveringstider på 7 til 32 dager. Andre studier derimot hevder at hydrolyse av flubenzuroner i vann er en svært langsom prosess eller helt fraværende (Marsella mfl. 2000). Betydningen av hydrolyse og foto-nedbrytning av flubenzuroner i sjøvann ved aktuelle temperaturer og lysregimer fra norske farvann er ikke kjent.

To laboratorieundersøkelser viser at når flubenzuroner er bundet til organisk materiale i marine sedimenter, under både oksygenrike og oksygenfattige forhold, er de veldig stabile (Selvik mfl. 2002, Samuelsen 2016). Marint sediment ble anrikt med flubenzuroner enten som knuste eller hele medisinerede pellets eller som medisinholdige fekalier og plassert i tanker med rennende vann. Forsøkene gikk over 6 måneder, og resultatene viste ingen signifikant reduksjon i konsentrasjonen av verken diflubenzuron eller teflubenzuron, til tross for stor mikrobiell aktivitet. Dette betyr at mikrobiell nedbrytning og utlekking av flubenzuroner fra organisk materiale til vannfasen er svært liten. Flubenzuroner vil derfor i hovedsak følge samme spredningsmønster som det organiske avfallet fra anlegget, men tilførselen til miljøet vil være begrenset til perioden med medisinerings og en kort tid etter (Samuelsen mfl. 2015).

Medisinerede pellets og intakte fekalier synker raskt, mens små svevepartikler, som kan utgjøre om lag 5–10%, kan spres med strømmen over større områder. Opp til 2,7% av partiklene kan nå lengre enn 2 km fra anlegget (Bannister mfl. 2016),

men spredningen er avhengig av strømhastigheten på de ulike lokalitetene. Mengden av flubenzuroner i sedimentet vil derfor være størst nær anlegget. Diflubenzuron og teflubenzuron er funnet i bunnsediment og i organiske svevepartikler samlet inn ved anlegg og i avstand på inntil 1100 m (Langford mfl. 2011, Samuelsen mfl. 2015). Restkonsentrasjonene i prøvene tatt på stasjoner lengst fra anleggene var imidlertid små. Høyeste konsentrasjon av teflubenzuron målt i sediment ved et anlegg var 40,0 mg/kg (våtvekt) (Samuelsen mfl. 2015). Tilsvarende konsentrasjon av diflubenzuron var 49,5 mg/kg sediment (tørrvekt) (NIVA 1998). Havforskningsinstituttet gjennomførte feltundersøkelser i 2015 og 2016 i områder med anlegg som tidligere hadde brukt både di- og teflubenzuron (Samuelsen upubliserte data). Undersøkelsene avdekket at alle sedimentprøvene samlet inn mellom to anlegg (avstand på ca. 2 km) inneholdt restkonsentrasjoner av begge medikamentene. Konsentrasjonen av begge stoffene var høyest i prøvene tatt like ved anleggene og høyeste målte verdi var 1,23 mg/kg for teflubenzuron og 0,25 mg/kg for diflubenzuron. Sedimentprøver fra 2 andre anlegg viste lignende resultater med høyest konsentrasjoner rett ved anleggene og avtagende konsentrasjoner med økende avstand. I en undersøkelse som inkluderte flere anlegg i Skottland ble de høyeste konsentrasjonene av teflubenzuron funnet like ved anleggene og varierte fra 0,2 mg/kg til 15,0 mg/kg. I avstand 100 m fra anleggene varierte konsentrasjonene fra 0 til 2,8 mg/kg (SARF 098). Langford mfl. (2011) konstaterte spredning av flubenzuroner til strandsonen der restkonsentrasjoner ble funnet i en prøve med tanglopper. Disse undersøkelsene bekrefter at flubenzuroner kan spres over et stort område, og at de kan detekteres i sedimentet i lang tid etter bruk.

Feltundersøkelser konstaterte allikevel en gradvis reduksjon av flubenzuroner i sedimentet over tid, og basert på slike undersøkelser er det beregnet halveringstider på 110–170 dager for teflubenzuron (SEPA 1999a, Samuelsen mfl. 2015), og diflubenzuron. Mulige årsaker til en slik reduksjon kan være nedbrytning av organiske materiale, at organismer som børstemark som inneholder medisinrester blir spist av andre organismer, eller at andre mer mobile organismer enn børstemark også consumerer organisk materiale med medisinrester. Organiske partikler kan også transporteres til andre område via vannstrømmene. Arter som reker, krabber og sjøkreps kan konsumere medisinholdig organisk materiale direkte eller få





Foto: Terje van der Meeren

det via konsum av andre arter (Samuelsen mfl. 2015). I en revidering av Akvakulturdriftsforskriften § 15a. Vilkår for bruk av kitinsyntesehemmere, foretatt i 2017 gis det klare regler for hvor ofte disse stoffene kan brukes for å forhindre akkumulering: «*Kitinsyntesehemmere gitt gjennom føret kan ikke brukes på samme lokalitet før det er gått minst 6 måneder fra siste behandling.*

#### Ulike arters sårbarhet for stoffene

Effekter av flubenzuroner i vannfasen er undersøkt for tre marine arter, hoppekrepse *Acartia tonsa* og *Tisbe battaglia* og pungreken *Mysidopsis baiha*, i tillegg til en del ferskvannarter (Langford mfl. 2011, Macken mfl. 2015). Felles for dem, med ett unntak, er at  $LC_{50}$ -verdien er høyere enn den høyeste konsentrasjonen på 295 ng/l som har vært målt i vannfraksjonen i forbindelse med bruk av flubenzuroner i akvakultur i Norge (Langford mfl. 2011). Kun en art av vårflue (*Clistoronia magnifica*) hadde  $LC_{50}$ -verdi under 295 ng/l. Langtidseksponering (7 dager) gav imidlertid NOEC verdier for *T. battaglia*

på 3,2 ng/l for teflubenzuron og tilsvarende 10,0 ng/l for diflubenzuron (Macken mfl. 2015). Disse verdiene er betydelig lavere enn mange av verdier målt i vannfasen men vi vet lite om den reelle eksponeringen av non-target organismer for flubenzuroner løst i vann.

Effekt av flubenzuroner bundet til organisk materiale inkluderer ulike reservoarer for stoffene som fekalier, fôrspill og levende organismer som for eksempel børstemark. Børstemark (*Capitella capitata*, *Nereis* sp.) kan overleve med høye konsentrasjoner av flubenzuroner over lang tid (Mendez 2005, 2006, NIVA 1998, Samuelsen mfl. 2015). Høyeste konsentrasjon i undersøkelsen til Samuelsen mfl. (2015) var 8353 ng/g. I tillegg til dødelighet kan eksponering for et stoff gi andre effekter. Nylige forsøk gjort ved Havforskningsinstituttet viste økende dødelighet og reduksjon i vekst når børstemarken *Capitella* sp. ble føret med konsentrasjoner av teflubenzuron på 1, 2 og 4 g teflubenzuron per kilo fôr (Fang, upubliserte data). Samuelsen mfl. (2014) studerte i laboratorieforsøk effekten av oralt

administrert teflubenzuron på yngel av europeisk hummer (*Homarus gammarus*) med doser tilsvarende konsentrasjoner i fekalier og medisineret fôr. Eksponeringen varte sju påfølgende dager for å simulere et utslipp under medisinerings av laksen. Dette gav en dødelighet på 30 til 50 % i de medisinererte gruppene sammenlignet med kontrollgruppen. I tillegg ble det registrert misdannelser som deformerte klør, forkalkede gangbein, stive antenner og reduserte gjellelokk hos yngel som overlevde skallskifte. Individuer med misdannelser vil ha mindre sjanser for å overleve i naturen. Totaleffekten (dødelighet og misdannelser) var i størrelsesorden 50 % i alle grupper. Individet med lavest konsentrasjon som døde i forbindelse med skallskifte inneholdt 12 ng/g, som er lavere enn flere av konsentrasjonene som ble funnet i andre arter i feltundersøkelsen (Samuelsen mfl. 2015). På den annen side var det ett individ som overlevde skallskifte med en konsentrasjon på 351 ng/g. Påfølgende studier med langtidseksponering av hummeryngel for teflubenzuron der doser tilsvarende 20, 10, 5, 2 og 0,4 % av konsentrasjonen i medisineret fôr, gav også rundt

50 % dødelighet for høyeste dose, mens de to laveste dosene gav mindre enn 10 % dødelighet (Samuelsen upubliserte data). Liknende studier er gjort med voksne blomsterreker (*Pandalus montagui*) og strandreker, og resultater viser at begge artene er mer sensitive for teflubenzuron enn hummeryngel (Samuelsen upubliserte data). Noen av de samme typer av misdannelser som ble funnet på hummeryngel ble også registrert på dypvannsreker. Resultatene tilsier at NOEC (konsentrasjon for ingen observerte effekter) kan estimeres på alle disse tre artene, når de endelige analysene er ferdigstilt. Studier gjort av IRIS (International Research Institute of Stavanger) viser at diflubenzuron har effekt på både voksne reker og rekelarver. Diflubenzuron påvirket reproduksjonen til amfipoden *Corophium volutator* og NOEC-verdien vil være mellom 10 og 100 µg/kg sediment (NIVA 1998).

### Restkonsentrasjoner i næringskjeden

Ved medisinerings av oppdrettsfisk via føret eksponeres mange non-target-organismer for det legemiddelet som brukes. Samuelsen mfl. (2015a) fant rester av teflubenzuron i 24 av 30 arter (fisk og krepsdyr) som ble undersøkt i tilknytning til et anlegg like etter medisinerings. Dyrene ble fanget inn maksimum 300 m fra anlegget. Konsentrasjonene var generelt små, men det ble funnet høye verdier i enkeltindivider av for eksempel sei (*Pollachius virens*), noe som kan tyde på konsum av pellet fra oppdrettsanlegget. Høyest var likevel konsentrasjonen i børstemark (*Capitella capitata*, *Nereis* sp.) som lever i sedimentet ved anlegget. Åtte måneder senere var det fremdeles høye konsentrasjoner i børstemark, mens kun små mengder ble funnet i enkelte individer av dypvannsreker (<16 ng/g) og i brunmaten i taskekrabbe (20 ng/g) og sjøkreps (<45 ng/g). Rester av teflubenzuron i prøver av pelagisk eller bunnlevende fisk kunne derimot ikke påvises i prøver samlet inn 8 måneder etter medisinerings. Krepsdyrene har antagelig konsumert medisinholdige organiske partikler eller børstemark. Andre feltundersøkelser har påvist flubenzuron i taskekrabbe, dypvannsreker og amfipoder (NIVA 1998, Langford mfl. 2011). En feltundersøkelse som Havforskningsinstituttet gjennomførte i 2015 i et område med to oppdrettsanlegg som tidligere hadde brukt både di- og teflubenzuron viste restkonsentrasjoner i eremittkreps (*Pagurus* sp.), kongsnegl (*Buccinum undatum*), svartslangestjerner (*Ophiocomina nigra*), blomsterreker og sjøkreps (Samuelsen upubliserte data). Generelt var konsentrasjonene lave i alle artene, med høyest verdi på 53 ng/g funnet i brunmaten av sjøkreps.

Eliminasjonshastigheten av flubenzuron i atlantisk laks viser en halveringstid mellom 2,5 og 6,5 dager avhengig av temperatur (EMEA 1999ab). I yngel av europeisk hummer ble halveringstiden av teflubenzuron beregnet til 3,5 dager ved 14°C (Samuelsen mfl. 2014). At flubenzuron skiller ut så vidt raskt fra både laks og hummer indikerer at stoffene ikke vil akkumulere i næringskjeden, i motsetning til hva en ser for en del ikke nedbrytbare (persistente) organiske miljøgifter.

Når det gjelder å sikre at oppdrettsfisk til konsum ikke inneholder rester av ulovlige legemidler, eller rester av lovlige legemidler i helseskadelige konsentrasjoner, innførte Norge på slutten av 1990-tallet et omfattende kontrollsystem. Systemet baserer seg på kontroll med og registrering av legemiddelbruk, analyser for rester av legemidler i oppdrettsfisk og etablering av tilbakeholdelsestider som sikrer at fisk ikke kan slaktes før etter en fastsatt tid etter avsluttet medisinerings. Dette systemet følger EUs regelverk og er i samsvar med internasjonale retningslinjer på området. Grenseverdien (Maximum Residue Limit, MRL) for restkonsentrasjoner av teflubenzuron i laks til konsum er satt til 500 ng/g. I en tidligere feltundersøkelse ble det påvist enkeltprøver av sei som var høyere enn MRL-verdien (Samuelsen mfl. 2015b).

### Risikovurdering flubenzuroner

Ved en behandling vil flubenzuroner deponeres i nærheten av anlegget bundet til organisk materiale som medisinerings pellets og store fekalier, mens lettere organiske partikler spres til større områder, også strandsonen. Flubenzuroner er persistente i sediment med lange halveringstider. Flubenzuroner vil derfor være tilgjengelig for non-target-organismer i flere måneder etter medisinerings, via konsum av organisk materiale direkte eller indirekte via byttedyr som for eksempel børstemark. Hvor langt flubenzuroner vil spre seg og i hvilke mengder vil variere fra lokalitet til lokalitet, noe som gjør det vanskelig å definere et generelt influensområde. Feltundersøkelser har vist at bunnlevende skaldyr som reker og sjøkreps eksponeres for flubenzuroner over lengre tid, men kunnskap fra flere feltundersøkelser er nødvendig. Laboratorieforsøk ved Havforskningsinstituttet viser at flere rekearter som strandreke og blomsterreke er mer sensitive for langtidseksponering av teflubenzuron enn hummeryngel.

For å kunne vurdere om de konsentrasjoner en finner i dyrene vil ha negativ påvirkning, må en ha kunnskap om NOEC-verdier ved langtidseksponering. Foreløpig finnes det ikke data på dette

fagfeltet, og det er ikke mulig å gjøre en vurdering med dagens kunnskapsnivå. Havforskningsinstituttet arbeider for å kunne estimere NOEC for blomsterreke, strandreke og europeisk hummeryngel. Planktonorganismer kan eksponeres for flubenzuron via vann og partikulært materiale under og like etter medisinerings. Eksponeringsgrad er imidlertid ikke kjent, og en kan ikke gjøre en vurdering av dette. En av de konklusjonene som kan trekkes er at børstemark, som er en nøkkelart i omsetning av organisk avfall under oppdrettsanlegg, ser ut til å tåle eksponering for teflubenzuron til en viss grad, men blir dosene for høye gir det både dødelighet og redusert vekst.

Basert på innspill fra blant annet Havforskningsinstituttet fastsatte Nærings- og fiskeridepartementet i 2017 nye regler som skal bidra til å hindre uakseptable miljøeffekter av legemidler brukt i oppdrettsnærings, inkludert kitinsyntesehemmere.

Akvakulturdriftsforskriften § 15a. Vilkår for bruk av kitinsyntesehemmere. «*Kitinsyntesehemmere gitt gjennom føret kan ikke brukes på samme lokalitet før det er gått minst 6 måneder fra siste behandling. Dette gjelder uansett hvilken kitinsyntesehemmer som er benyttet. Kitinsyntesehemmere kan ikke brukes på lokaliteter nærmere enn 1000 meter fra rekefelt jf. de felt som til enhver tid vises i Fiskeridirektoratets nettbaserte kartverktøy. Avstanden måles som beskrevet i § 18 andre punktum.*»

Havforskningsinstituttet vil fortsette arbeidet med å kartlegge spredning og persistens av flubenzuroner i sediment og fauna i områder med oppdrettsanlegg.

### Emamectinbenzoat

Emamectinbenzoat ble fra 2003-2013 brukt i moderate mengder med snitt på 58 kg per år. I 2014 hadde forbruket økt til 172 kg, deretter til 259 året etter. I 2016 ble det derimot observert en liten reduksjon til 232 kg (tabell 8.1). Emamectinbenzoat vil, som flubenzuroner, i hovedsak være bundet til organisk materiale og spres med dette til sedimentet. Det er ikke tilgjengelig toksikologiske data på arter som dypvannsreke, europeisk hummer og taskekrabbe ved oral administrering av emamectinbenzoat, men hos voksen amerikansk hummer førte det til fremskyndet skallskifte (Waddy mfl. 2007). Det er gjort en del effektstudier med emamectinbenzoat oppløst i vann, men disse studiene er mindre relevante siden stoffet vil være bundet til organiske partikler. Våre vurderinger er derfor basert på undersøkelser fra andre land da det er lite tilgjengelig kunnskap (persistens, konsentrasjoner i



sediment, spredning, effekter på andre arter enn lakselus) fra norske forhold.

Undersøkelser i Skottland viser at emamectinbenzoat er persistent i sediment og halveringstiden er beregnet til 164-175 dager, men det ble kun funnet restkonsentrasjoner av emamectinbenzoat like i nærheten av anlegg som ble behandlet (SEPA 1999b). Emamectinbenzoat påvirker nervesystemet og har dermed en direkte effekt på organismen. En eksponering i 10 dager for sediment anrikt med emamectinbenzoat gav LC<sub>50</sub>-verdier på henholdsvis 153 ng/g og 1368 ng/g for tangloppe (*Corophium volutator*) og børstemarken *Hediste diversicolor* (Major mfl. 2008). Lignende verdier ble også rapportert fra Skottland, LC<sub>50</sub> på 193 og 111 ng/g sediment (våttvekt) for mudderreke (*Crangon volutator*) og fjæremark

(*Arenicola marina*) (SEPA 1999b). NOEC verdier for sjøkreps eksponert for anrikt sediment i 192 timer oppgis til 68,2 µg/g, og 69,3 µg/g for hestereke (*Crangon crangon*). Disse konsentrasjonene er betydelig høyere enn innholdet i kommersielt medisinfør (10 µg/g) men eksponeringen varte over kun 8 dager. NOEC verdien for sediment anrikt med emamectinbenzoat ble målt til 460 ng/g sediment for børstemarken *Capitella capitata* mens høyeste konsentrasjon i sedimentet i en feltundersøkelse ble målt til 6,6 ng/g, etter én behandling (Schlering-Plough 1999), som gir en sikkerhetsfaktor på rundt 70.

I en annen skotsk undersøkelse, som omfattet nesten 1000 sedimentprøver, var høyeste konsentrasjon 95,7 ng/g i prøver under anlegget, mens lengre enn 25 m fra

anlegget var høyeste målte konsentrasjon 42,0 ng/g (SARF 098).

SEPA har nylig foreslått følgende EQS-verdier for emamectinbenzoat i sediment:

- For å beskytte arter som omsetter organisk materiale i sedimentet i nærområdet (under 25 m) til oppdrettsanlegget foreslås en EQS-verdi på 120 ng/kg sediment (tørrvekt) som høyeste akseptable konsentrasjon.
- I fjernsonen til anlegget (over 25 m) aksepteres en årlig gjennomsnittskonsentrasjon på 12 ng/kg sediment (tørrvekt) (WRC 2017).

Det bør gjøres en vurdering om Norge skal foreslå liknende EQS-verdier som Skottland.

## 8.6

## REFERANSER

- Bannister RJ, Johnsen IA, Hansen PK, Kutti T, Asplin L (2016). Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES J Mar. Sci.* 73 (9), 2408-2419.
- Boelhouwers EJ, Joustra KD, Stegman KH (1988). Hydrolysis of 14C labeled diflubenzuron in buffer solutions at pH 5, 7 and 9. UNIROYAL DI-6799. Duphar B.V. The Netherlands, report 56630/08/91.
- Brokke KE (2015). Mortality caused by de-lic-ing agents on the non-target organisms chameleon shrimps (*Pranus flexuosus*) and grass prawn (*Palaemon elegans*). Thesis for the degree Master of Science, University of Bergen, Bergen, Norway. 105 s.
- Burridge LE, Van Geest JL (2014). A review of potential environmental risk associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestations of sea lice in Canada. *Can. Sci. Adv. Sec. Res Doc* 2014/1002.
- Crane M, Gross M, Maycock DS, Grant A, Fossum BH (2011). Environmental quality standards for a deltamethrin sea louse treatment in marine finfish aquaculture based on survival time analyses and species sensitivity distributions. *Aqua Res.* 42, 68-72.
- EMA (1999a). Committee for veterinary medical products. Diflubenzuron, Summary report (2). European Agency for the Evaluation of Medicinal Products, Veterinary Medicines Evaluation Unit. EMEA/MRL/621/99-Final. 6s.
- EMA (1999b). Committee for veterinary medical products. Teflubenzuron, Summary report (2). European Agency for the Evaluation of Medicinal Products, Veterinary Medicines Evaluation Unit. EMEA/MRL/547/99-Final. 7s.
- Egidius E, Møster B (1987) Effect of Neguvon and Nuvan Treatment on Crabs (*Cancer pagurus*, *C. maenas*), Lobster (*Homarus gammarus*) and blue mussel (*Mytilus edulis*). *Aquaculture*, 60, 165-168.
- Ernst W, Doe K; Cook A; Burridge L, Lalonde B, Jackman P, Aube JG, Page F (2014). Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of azametiphos and deltamethrin after sea lice treatments on farmed salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture* 424, 104-112.
- Ervik A, Thorsen B, Eriksen V, Lunestad BT, Samuelsen OB (1994). Impact of administering antibacterial agents on wild fish and blue mussels *Mytilus edulis* in the vicinity of fish farms. *Dis Aquat Org.* 18, 45-51.
- Escobar Lux RH (2016). The effects of an anti-sea lice chemotherapeutant, hydrogen peroxide, on mortality, escape response and oxygen consumption on *Calanus* spp. Masteroppgave (These de master). Peierre et marie Curie University, Paris France. 40 s.
- Fagereng M (2016). Bruk av hydrogenperoksid i oppdrettsanlegg; fortynningsstudier og effekter på blomsterreke (*Pandalus motagai*). Masteroppgave i farmasi. Senter for farmasi, Universitetet i Bergen. 104 s.
- Fairchild WL, Doe KG, Jackman PM, Arsenaault JT, Aubé JG, Losier M, Cook AM (2000). Acute and chronic toxicity of two formulations of the pyrethroid pesticide deltamethrin to an amphipod, sand shrimp and lobster larvae. *Can. Tech. Rep. Fish. and Aqua. Sci.* 2876, 42 s.
- Grøsvik E, Andersen RE (1997). Investigation of environmental effects in the field. Unpublished report submitted to Apha, Norway by Rogaland Research. 30 juni 1997. 15 s.
- Hansen BH, Hallmann A, Altin D, Jenssen BM, Ciesielski TM (2017). Acute hydrogen peroxide exposure does not cause oxidative stress in late-copepodite stage of *Calanus finmarchius*. *J. Toxicol Environ Health, Part A*, 80, 820-829.
- Hektoen H (1995). Miljøvirkninger av havbruk, Sluttrapport til Forskningsrådet 1990-94. Norges Forskningsråd ISBN: 82-12-00558-5. 45 s.
- Hjeltnes B, Bornø, G, Jansen, M D, Haukaas, A, Walde, C (red) (2017). Fiskehelserapporten 2016. Veterinærinstituttet rapportserie nr. 4/2017. 124 s.
- Ivie GW, Bull DL, Veech JA (1980). Fate of diflubenzuron in water. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 26, 330-337.
- Langford K, Bæk K, Kringstad A, Rundberget T, Øxnevad S, Thomas KV (2015). Screening of the sea lice medications azametiphos, deltamethrin and cypermethrin Screening av lusemidlene azametifos, deltametrin og cypermetrin. Miljødirektoratet, Miljøovervåking, M-345. 28 s.
- Langford KH, Øxnevad S, Schøyen S, Thomas KV (2011). Environmental screening of veterinary medicines used in aquaculture-diflubenzuron and teflubenzuron. Klima- og forurensningsdirektoratet, Statlig program for forurensningsovervåking. SPFO-rapport 1086/2011, 46s. Rapporten er tilgjengelig på [www.vetinst.no](http://www.vetinst.no) and [www.antibiotikaresistens.no](http://www.antibiotikaresistens.no)
- Mabury SA, Crosby DG (1996). Fate and disposition of diflubenzuron in rice fields. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 11, 1908-1913.
- Macken A, Lillicrap A, Langford K (2015). Benzoylurea pesticides used as veterinary medicines in aquaculture: risks and developmental effects



- on non-target crustaceans. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34 (7), 1533–1542.
- Major DJ, Solan M, Martinez I, Murray L, McMillan H, Paton GI, Killham K (2008). Acute toxicity of some treatments commonly used by the salmonid aquaculture industry to *Corophium volutator* and *Hediste diversicolor*: whole sediment bioassay tests. *Aquaculture* 258, 102-108.
- Marsella AM, Jaskolka M, Mabury SA (2000). Aquous solubilities, photolysis rates and partition coefficient of benzoylphenylurea insecticides. *Pest Management Science* 56, 789-794.
- Mendez N (2005). Effects of teflubenzuron on larvae and juveniles of the polychaete *Capitella* sp. B from Barcelona, Spain. *Water, Air and Soil pollution* 160, 259-269.
- Mendez N (2006). Effects of teflubenzuron on sediment processing by members of the *Capitella* species-complex. *Environmental pollution* 139, 118-124.
- NIVA (1998). Environmental safety evaluation for the use of Lepsidon® vet 0.6g/kg "EWOS" against developing stages of sea lice on fish in aquaculture. Expert report, environmental safety. NIVA Report 3877-98. 45 s.
- NORM/NORM-VET (2015). Usage of Antimicrobial Agents and Occurrence of Antimicrobial Resistance in Norway. Tromsø/Oslo 2016. ISSN:1502-2307(print)/1890-9965(electronic).
- Poppe T (1999) redaktør. Fiskehelse og fiskesykdommer. Universitetsforlaget AS.
- Refseth GH, Sæther K, Drivdal M, Nøst OA, Augustine S, Camus L, Tassara L, Agnalt AL, Samuelsen OB (2017). Miljørisiko ved bruk av hydrogenperoksid. Økotoksikologiske vurdering og grenseverdi for effekt. Akvaplan-niva AS Rapport 8200 – 1. 55 s.
- SAMS (2005). Ecological effects of sea lice medicines in Scottish sea lochs. Final Report 9. Feb. 2005. Scottish Association for Marine Science. 286 s.
- Samuelsen OB (2016). Persistence and stability of teflubenzuron and diflubenzuron when associated to organic material in marine sediment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96, 224-228.
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Hannisdal R, Bannister R, Olsen S, Tjensvoll T, Farestveit E, Ervik A (2015). Distribution and persistence of the antisea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Science of the Total Environment* 508, 115-121.
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Farestveit E, Grefsrud E, Hannisdal R, Holmelid B, Tjensvoll T, Agnalt A-L (2014). Mortality and deformities in European lobster (*Homarus gammarus*) juveniles exposed to the anti-parasitic drug teflubenzuron. *Aquatic Toxicology* 149, 8-15.
- SARF 098: Towards understanding of the environmental impact of sea lice medicine-the PAMP Suite, (2016). A study commissioned by the Scottish Aquaculture Research Forum (SARF). <http://www.sarf.org.uk/>
- Schering-Plough (1999). Slice. Teknisk monografi. Schering-Plough Animal Health. 40 s.
- SEPA (1999a). Calcide (Teflubenzuron) - Authorisation for use as an in-feed sea lice treatment in marine cage salmon farms. Risk assessment, EQS and recommendations. Scottish Environmental Protection Agency, Policy no 29. 15 s.
- SEPA (1999b). Emamectin Benzoate. An environmental Risk Assessment. Scottish Environmental Protection Agency. 23 s.
- SEPA (2007). The occurrence of chemicals used in sea louse treatments in sediments adjacent to marine fish farms: Results of screening surveys during 2006. Scottish Environmental Protection Agency, Report TR-070807\_JBT. 16 s.
- Selvik A, Hanssen PK, Ervik A, Samuelsen OB (2002). The stability and persistence of Diflubenzuron in marine sediments studied under laboratory conditions and the dispersion to the sediment under a fish farm following medication. *Science of the Total Environment* 285, 237-245.
- Svåsand T, Grefsrud ES, Karlsen Ø, Kvamme BO, Glover K, Husa V, Kristiansen TS (red.) (2017). Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2017. Fisken og havet, særnr 2-2017, Havforskningsinstituttet.
- Treves-Brown KM (2000). Applied Fish Pharmacology. Kluwer Academic Publisher, London
- Van Geest JL, Burr ridge LE, Kidd KA (2014a). Toxicity of two pyrethroids-based anti-sea lice pesticides, AlphaMax and Excis to a marine amphipod in aqueous and sediment exposure. *Aquaculture* 434, 233-240.
- Van Geest JL, Burr ridge LE, Kidd KA (2014b). The toxicity of the anti sea-lice pesticide AlphaMax to the polychaete worm *Nereis virens*. *Aquaculture* 430, 98-106.
- Waddy SL, Merritt VA, Hamilton-Bibson MN, Aiken DE, Burr ridge LE (2007). Relationship between doses of emamectin benzoate and moulting respons of ovigerous American lobsters (*Homarus americanus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 95-99.
- WRC 2017. Review of Environmental Quality Standard for Emamectin Benzoate. Report Reference: UC12191.03 February 2017

# Dødelighet og fiskevelferd i laks- og regnbueørretproduksjon i sjø

Lars Helge Stien<sup>1</sup>, Kristine Gismervik<sup>2</sup>, Brit Tørud<sup>2</sup>, Kathy Thi Quynh Overton<sup>1</sup> og Tore S Kristiansen<sup>1</sup>

1) HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, 2) VETERINÆRINSTITUTTET

9



FOTO: ESPEN BJERUD



## 9.1

## FISKEVELFERD I OPPDRETTSANLEGG



Foto: Lars H. Stien

## 9.1.1 Vårt viktigste produksjonsdyr

Laks har blitt vårt desidert viktigste produksjonsdyr. Ifølge Fiskeridirektoratets statistikk stod det ved utgangen av september 2017 over 419 millioner laks i sjøen, fordelt på 3755 merder på 628 lokaliteter fra Grimstad til Kirkenes. I tillegg kommer 21 millioner regnbueørret som hovedsakelig produseres på Vestlandet. Antall utsatte laksesmolt har økt gradvis fra 151 millioner i 2004 til 315 millioner i

2016 (figur 9.1), mens det for regnbueørret har holdt seg stabilt rundt 20 millioner settefisk (figur. 9.2).

For å produsere laksesmolt ble det klekket vel 400 millioner yngel, og ca. 7 av 10 yngel ble til salgbar smolt. Dødeligheten i klekkeriene varierte i perioden 2004-2016 fra 27 til 65 millioner per år. I tillegg ble omtrent like mye av settefisken destruert,

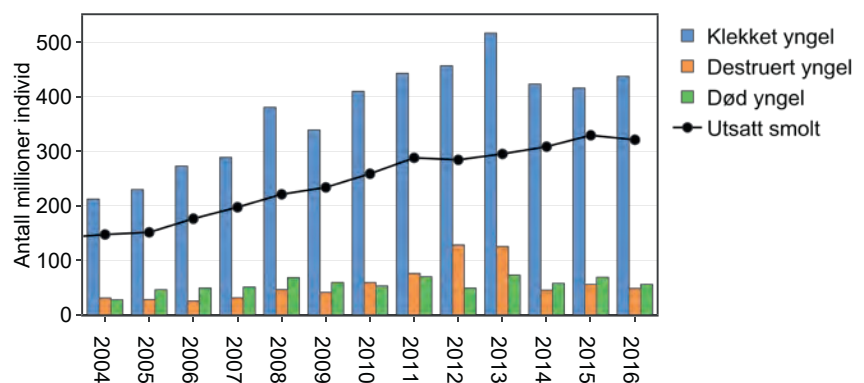
både av kvalitetsårsaker (størrelse, deformiteter og skader), sykdom og trolig også på grunn av markedsmessige årsaker og produksjonsbegrensninger i matfiskfasen. Mellom 3 og 11 millioner lakseyngel og parr er også oppgitt som annet svinn ulike år, noe som trolig skyldes uhell, teknisk svikt og lignende.

Figur 9.1.

Produksjon av lakseyngel og laksesmolt i årene 2004-2016. Stolpediagrammet viser totalt antall klekket yngel per år (blå stolper), antall rapportert som destruert (oransje stolper) og antall rapportert som død og annet svinn (grønne stolper). Linjen indikerer antall laksesmolt satt ut det angitte året. Kilde: Fiskeridirektoratet.

Figure 9.1.

Production of salmon fry and salmon smolt from 2004-2016. The bar chart shows the total number of hatched fry (blue bars), number reported terminated (orange bars), and number reported as dead or other losses (green bars) per year. The black line graph illustrates the number of salmon smolt put into the sea for each year. Data source: Norwegian Directorate of Fisheries.

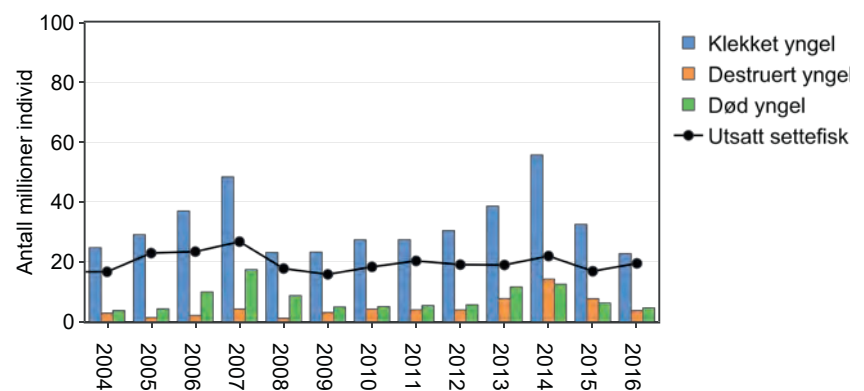


Figur 9.2.

Produksjon av regnbueørretyngel og -settefisk i årene 2004-2016. Stolpediagrammet viser totalt antall klekket yngel per år (blå stolper), antall rapportert som destruert (oransje stolper) og antall rapportert som død og annet svinn (grønne stolper). Linjen indikerer antall regnbueørret satt ut det angitte året. Kilde: Fiskeridirektoratet.

Figure 9.2.

Production of rainbow trout fry and juveniles from 2004-2016. The bar chart shows total number of hatched fry (blue bars), number reported as terminated (orange bars) and number reported as dead or other losses (green bars) per year. The black line graph indicates number of rainbow trout juveniles put into the sea in the given year. Data source: Norwegian Directorate of Fisheries.





### 9.1.2 Dødelighet som velferdsindikator

Både settefisk- og sjøanlegg har jevnlig besøk av fiskehelsetjenester og selskapene har god overvåking av helsetilstanden til laks og regnbueørret, men kun listeførte sykdommer blir systematisk rapportert inn til myndighetene (Hjeltnes mfl. 2017). I praksis er det ingen offentlig innsamling av velferdsindikatorer annet enn månedlig dødelighet (dødelighet hos rensfisk rapporteres ikke). Høy eller økt dødelighet tyder på at det er et velferdsproblem i karet eller merden. På den andre siden er en lav dødelighet ikke nødvendigvis

ensbetydende med god velferd i anlegget. Mange sykdommer kan eksempelvis redusere velferd uten å forårsake død. Dødelighet er en grov indikator siden dødsårsaken vil variere og påvirke velferden ulikt, men det er rimelig å anta at fiskene opplevde kortere eller lengre perioder med dårlig velferd før de døde.

Hvor stor andel av fisken som har dødd det siste døgnet, uken eller måneden gir en fortløpende indikator på fiskevelferd, og eventuell økt dødelighet kan være

et varsel om at et sykdomsutbrudd er på gang, før alvorlige tap har oppstått. Akkumulert dødelighet beregnes typisk som summen av dødelighet fra utsett. Akkumulert dødelighet er en retrospektiv velferdsindikator som kan brukes til å vurdere velferd av hele eller lengre deler av produksjonssykluser av dyr. En vurdering av hele produksjonen er nødvendig hvis målet er å vurdere en produksjonsmetode, et produksjonssystem eller et produksjonssted.

### 9.1.3 Velferdsnivå basert på akkumulert dødelighet

Av vill laksesmolt som går ut i havet er det bare noen få prosent som kommer tilbake, og vi antar at mange blir spist av predatorer, men at underliggende sykdommer og parasitter som f.eks. lakselus også kan spille en viktig rolle (se kapittel «Lakselus»). I oppdrett overlever de fleste, men som med alle typer produksjonsdyr vil noen individer dø. En vurdering av velferd bør derfor også belyse hva som er sannsynlig å oppnå med dagens metoder og teknologi, der en har begrenset kontroll med oppdrettsmiljø og smittespredning. For å analysere dødelighetstall gjennom en produksjon fra utsett i sjøen til slakteklar laks, har vi brukt data fra

Fiskeridirektoratets database over innrapportert månedlig biomasse og svinn i merdene ved alle norske oppdrettsanlegg. For å få standardiserte akkumulerte dødelighetstall, uavhengig av produksjonstid, har vi her benyttet de fiskegruppene som var følgbare i databasen fra utsett i sjø og 15 måneder frem i tid, dette inkluderer fisk slaktet ut september 2017. I mange tilfeller blir merder splittet eller slått sammen, eller de får andre merdnummer, slik at vi mister kontrollen med hvilke grupper fisken hører til. Disse er utelatt. Totalt inkluderer likevel analysen av akkumulert dødelighet for fisk satt ut 2009-2016, dødelighetstall fra over 7000 merder. Det kan imidlertid

innvendes at ved å gjøre denne sorteringen risikerer vi å ta vekk tilfeller hvor det har vært høy dødelighet som har ført til at produksjoner har blitt avsluttet tidlig eller at merder har blitt slått sammen.

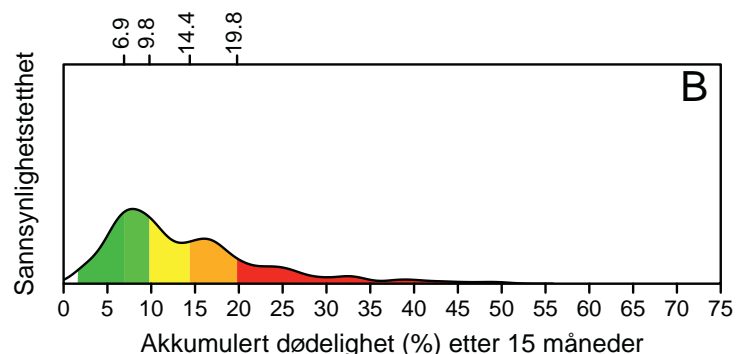
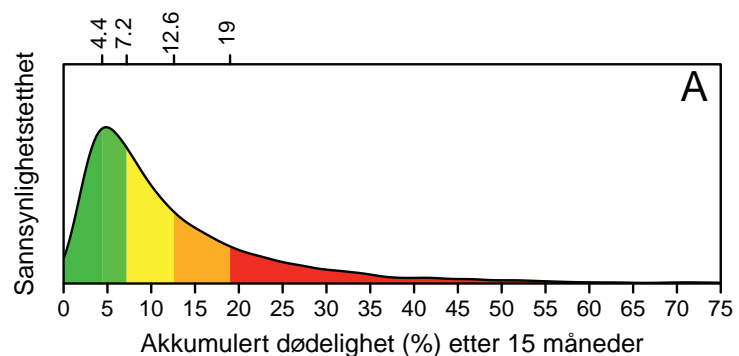
Sannsynlighetsfordelingene av akkumulert dødelighet etter 15 måneders produksjon for laks og regnbueørret er ikke normalfordelt (gausskurve), men har lange haler mot høyre med «unormal» svært høy dødelighet (figur 9.3). Basert på disse historiske nasjonale fordelingene har vi definert fem fiskevelferdsnivå, der hvert nivå dekker 20 % av fordelingen: 1) mørkegrønn, 2) grønn, 3) gul, 4) oransje og 5) rød, hvor

**Figur 9.3.**

Historisk frekvensfordeling for akkumulert dødelighet etter 15 måneder i sjø for A) laks og B) regnbueørret basert på data fra enkeltmerder fra hele landet for fisk satt ut i perioden 2009-2016. Velferdsnivåene er delt opp i 20 %-intervall. For laks har 20 % av merdene mindre enn 4,4 % dødelighet av utsatt smolt etter 15 måneder i sjø (velferdsnivå 1 mørkegrønn), 40 % mindre enn 7,2 % dødelighet (velferdsnivå 2 grønn), 60 % mindre enn 12,6 % dødelighet (velferdsnivå 3 gul), 80 % har mindre enn 19,0 % dødelighet (velferdsnivå 4 oransje), mens 20 % har mer enn 19,0 % akkumulert dødelighet etter 15 måneder (velferdsnivå 5 rød). Tilsvarende nivå for regnbueørret er avgrenset av 6,9 %, 9,8 %, 14,4 % og 19,8 % dødelighet etter 15 måneder.

**Figure 9.3.**

Frequency distribution of accumulated mortality after 15 months in sea cages for A) Atlantic salmon and B) rainbow trout based on data from sea cages along the Norwegian coast for fish transferred into the sea during 2009-2016. The welfare colouring levels are divided by 20 %-intervals. After 15 months in sea cages, 20% percent of the salmon sea cage productions had less than 4.4 % accumulated mortality (welfare level 1 dark green), 40 % had less than 7.2 % accumulated mortality (welfare level 2 green), 60 % had less than 12.6 % accumulated mortality (welfare level 3 yellow), 80 % had less than 19.0 % accumulated mortality (welfare level 4 orange), and finally, 20 % had more than 19.0 % accumulated mortality (welfare level 5 red). Accumulated mortalities for rainbow trout for the same respective welfare level categories after 15 months in sea cages were 6.9%, 9.8%, 14.4% and 19.8%.



nivå 1 er best og nivå 5 er dårligst fiskevelferd. Disse fargene blir brukt i figurene nedenfor for å illustrere hvordan velferdsnivåene i ulike produksjonsområder og år ligger i forhold til denne nasjonale historiske fordelingen. For laks har 40 % av merdene hatt under 7,2 % akkumulert

dødelighet, og for regnbueørret har 40 % av merdene hatt under 9,8 % akkumulert dødelighet etter 15 måneder. Kontrasten er stor til de 20 % dårligste merdene i rød sone (figur 9.3), hvor vi også ser at det er merder med over 50 % dødelighet. Den estimerte sannsynlighetsfordelingen

for regnbueørret skiller seg også fra laks i at den har to topper noe som skyldes en tydelig forbedring av overlevelsen de siste årene. Den første toppen på ca. 8 % akkumulert dødelighet skapes av utsett etter 2012, mens toppen ved ca. 16 % akkumulert dødelighet skyldes utsett før 2012.

## 9.2

## DØDELIGHETSANALYSE

### 9.2.1 Dødelighet over tid

For laks satt ut 2009 og 2010 var gjennomsnittlig dødelighet første måned i sjø over 1,7 % (figur 9.4). Dette har gradvis blitt redusert, til 1,3 % for laks satt ut 2011 og 2012, til 1,1 % for laks satt ut 2013 og 2014 og helt ned til 0,8 % for laks satt ut 2015 og 2016 (figur 9.4). Altså mer enn en halvering i gjennomsnittlig

dødelighet første måned i sjø. Rundt produksjonsmåned 8 er den månedlige dødeligheten redusert til et «normalnivå» rundt 0,6 % for alle årsgruppene (figur 9.4). Dette nivået forble relativt stabilt utover produksjonen for laks satt ut 2009-10 og 2011-12, mens det økte utover produksjonen til over 0,8 % månedlig dødelighet

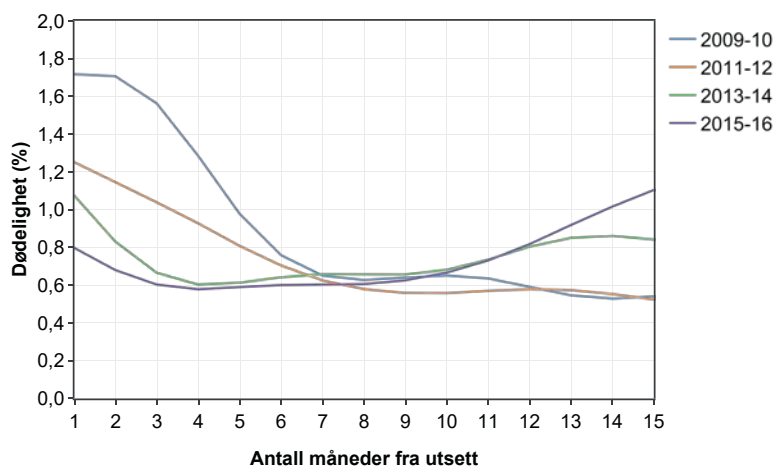
for laks satt ut 2013-14, og til over 1,1 månedlig dødelighet i måned 15 for laks satt ut 2015-16. Disse endringene i dødelighetsmønster indikerer at oppdretterne har klart å redusere dødelighet i månedene like etter utsett betydelig, mens dødelighet i siste del av produksjonen har økt.

#### Figur 9.4.

Kurver for gjennomsnittlig dødelighet per måned de 15 første månedene etter utsett for laks satt ut 2009 og 2010 (blå), 2011 og 2012 (oransje), 2013 og 2014 (grønn), og 2015 og 2016 (lilla). Produksjoner splittet eller avsluttet før 15 måneder er ikke inkludert i disse gjennomsnittene.

#### Figure 9.4.

Mean mortality per month for the first 15 months of salmon production after transfer into sea cages in 2009-2010 (blue line), 2011-2012 (orange line), 2013-2014 (green line) and 2015-2016 (purple line). Productions that were split, stopped or harvested before 15 months were excluded in these estimates.



### 9.2.2 Dødelighet i forhold til sjøtemperatur og fiskestørrelse

Endringen i dødelighetsmønster vises tydelig når en plottet gjennomsnittlig månedlig dødelighet mot fiskevekt og sjøtemperatur (figur 9.5). For laks satt ut 2009-2010 var det høyest dødelighet

på den minste fisken, særlig ved høye temperaturer. I 2011-12 var det generelle mønsteret likt, men dødeligheten har gått betydelig ned. I de to siste periodene ser en at dødeligheten økte på større fisk og

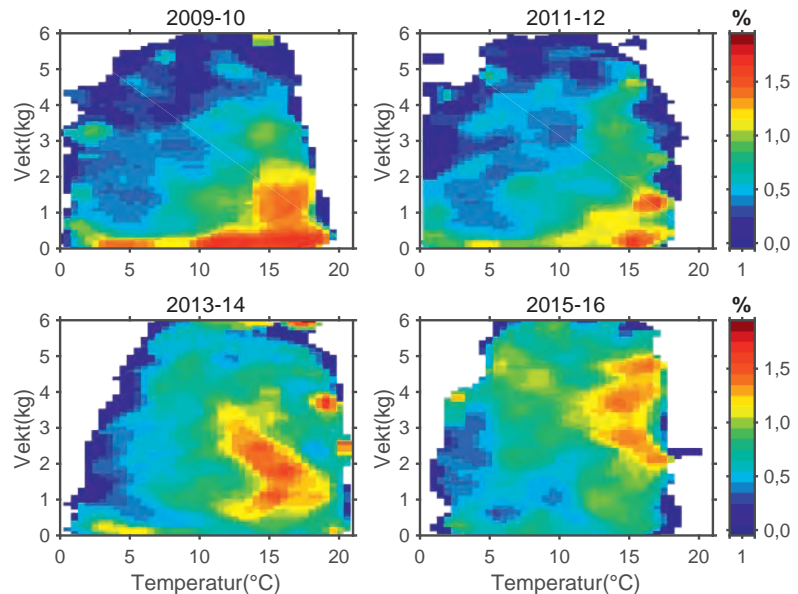
gikk betydelig ned på små fisk. Økningen i dødelighet for stor fisk er tydelig uansett temperatur, men er spesielt sterk ved høye temperaturer.

**Figur 9.5.**

Intensitetskart over prosent månedlig dødelighet hos oppdrettslaks ved ulike temperaturer (0-20 °C på 3 m dyp) og gjennomsnittsstørrelser for laks satt ut 2009-2010, 2011-2012, 2013-2014 og 2015-2016. Hvite områder er temperatur- og vektkombinasjoner som ikke er registrert i datamaterialet.

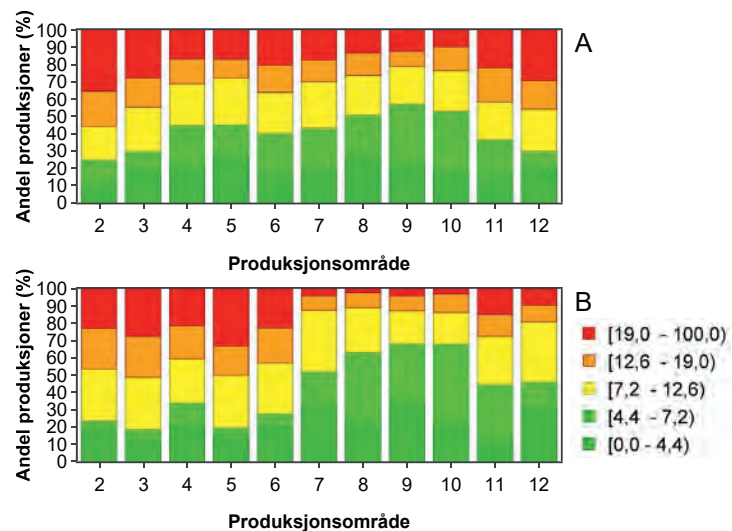
**Figure 9.5.**

Heatmaps for monthly mortality percentages at different temperatures (0-20 °C at 3 m depth) with different mean weights (0-6 kg) for salmon transferred to sea in 2009-2010, 2011-2012, 2013-2014 and 2015-2016. White areas are temperature and weight combinations that did not exist in the database.



### 9.2.3 Dødelighet i de ulike produksjonsområdene

I forskrift om produksjonsområder for akvakultur av matfisk i sjø av laks, ørret og regnbueørret som trådte i kraft 16. januar 2017 ble norskekysten delt opp i 13 produksjonsområder (figur 9.6, se kapittel 3 for oversikt). For laks satt ut 2009-2014 viser dataene for akkumulert dødelighet etter 15 måneder at det var store forskjeller mellom produksjonsområder i hvor mange produksjoner som havnet i de beste velferdsnivåene (mørkegrønt og grønt, < 7,2 % akkumulert dødelighet) og de dårligste velferdsnivåene (oransje og rødt, > 12,6 % akkumulert dødelighet) (figur 9.6A). Områdene lengst sør (produksjonsområde 2 og 3) og nord (produksjonsområde 11 og 12) peker seg ut ved at mer enn 40 % av produksjonene havnet i oransje eller rødt nivå, mens produksjonsområde 8-10 peker seg ut positivt ved at mer enn 50 % av produksjonene havnet i mørkegrønt eller grønt nivå. De gode resultatene for produksjonsområde 8-10 var enda bedre for laks satt ut 2015 og 2016, produksjonsområde 7, 11 og 12 har også en tydelig forbedring for denne perioden i forhold til tidligere, mens produksjonsområde 5 og 6 beveget seg mot samme høye dødelighet som for produksjonsområde 2 og 3 (figur 9.6B).



**Figur 9.6**

Stolpediagram som viser andel produksjoner som etter 15 måneder i sjø hadde 0,0 - 4,4 % akkumulert dødelighet (mørkegrønt), 4,4 - 7,2 % (grønt), 7,2 - 12,6 % (gult), 12,6 - 19,0 % (oransje) og over 19,0 % (rødt) akkumulert dødelighet for laks satt ut 2009-2014 (A) og laks satt ut i 2015 og 2016 (B) per produksjonsområde. På grunn av relativt få produksjoner er ikke produksjonsområde 1 og 13 tatt med i denne oversikten.

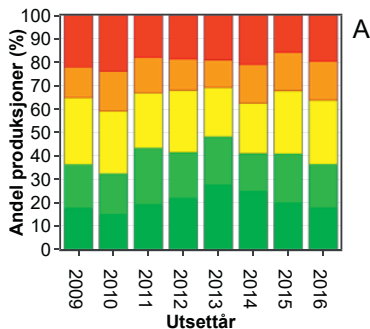
**Figure 9.6**

Stacked bar charts showing the percentage of production with accumulated mortalities of 0.0 - 4.4 % (dark green), 4.4 - 7.2 % (green), 7.2 - 12.6 % (yellow), 12.6 - 19.0 % (orange) and greater than 19.0 % (red) after 15 months in production zones 2-12. A) Percentage distribution for salmon transferred to sea from 2009-2014. B) Percentage distribution for salmon transferred to sea in 2015 and 2016. Production zones 1 and 13 were omitted due to lack of productions registered in the database.

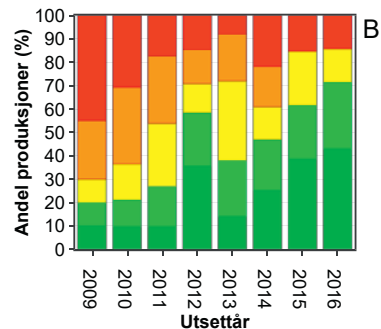


### 9.2.4 Dødelighet i ulike utsettår for laks og regnbueørret

Til tross for at det er ulike trender for når fisken dør mellom utsettår (se figur 9.4), er andelen produksjoner som havner i de ulike velferdsnivåene i forhold til akkumulert dødelighet relativt stabil for laks satt ut fra 2009 til 2016 (figur 9.7A) når en ser på data fra alle produksjonsområder samlet. For regnbueørretproduksjon er det imidlertid en tydelig trend til at en større andel av produksjonene havner i grønt eller mørkegrønt velferdsnivå og lavere andel i rødt nivå (figur 9.7B).



**Figur 9.7.** Stolpediagram for laks A) og regnbueørret B) som viser andel produksjoner med akkumulert dødelighet etter 15 måneder i sjø med velferdsnivå 1 (mørke grønn), velferdsnivå 2 (grønn), velferdsnivå 3 (gul), velferdsnivå 4 (oransje) og velferdsnivå 5 (rød).



**Figure 9.7.** Stacked bar chart showing the percentage of productions of A) salmon and B) rainbow trout, with accumulated mortalities after 15 months in welfare level 1 (dark green), 2 (green), 3 (yellow), 4 (orange) and 5 (red).

### 9.2.5 Dødelighetsmønster hos ulike oppdrettsselskap

Mye av dødeligheten kan skyldes faktorer som ikke er påvirket av hvordan oppdretterne arbeider, men det er rimelig å anta at også forskjellige arbeidsmåter, kultur og utstyr for behandling av fisk i de ulike selskapene kan påvirke resultatene. I figur 9.8 har vi sett på fordelingene i dødelighet i 19 av de største oppdrettsselskapene i Norge. Her kan en se at noen selskaper har mørkegrønt og grønt velferdsnivå for

over 50 % av produksjonene, mens andre har majoritet av produksjoner i oransje og rødt velferdsnivå. Generelt så speiles fordelingene for produksjoner mellom 2009 og 2014, med fordelingen for laks satt ut 2015 og 2016 (sammenlign figur 9.8A og B). Dvs. at noen selskaper konsekvent har relativt stor andel produksjoner med lav dødelighet, mens andre har relativt stor andel med høy dødelighet. Men det

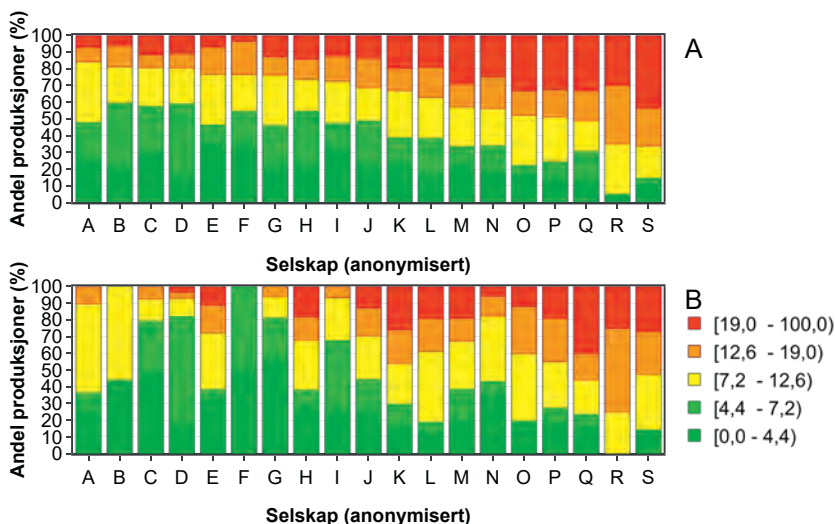
er også selskap som har hatt en betydelig forbedring (se f.eks. selskap F og G Figur 9.8A og B), eller forverring (se f.eks. selskap K Figur 9.8A og B) i 2015-16. For noen av selskapene sammenfaller den høye andelen med produksjoner i oransje og rødt velferdsnivå med at de har overvekt av lokaliteter i produksjonsområder med høy dødelighet.

**Figur 9.8.**

Stolpediagram som viser andel produksjoner som etter 15 måneder i sjø hadde 0,0 – 4,4 % akkumulert dødelighet (mørkegrønt), 4,4 – 7,2 % (grønt), 7,2 – 12,6 % (gult), 12,6 – 19,0 % (oransje) og over 19,0 % (rødt) akkumulert dødelighet for de 19 største oppdrettsselskapene i Norge. A: Selskap sortert etter andel produksjoner i gult eller bedre velferdsnivå for laks satt ut 2009-14. B: Resultat for de samme selskapene for laks satt ut 2015 og 2016.

**Figure 9.8.**

Stacked bar chart showing the percentage of productions for the 19 largest salmon production companies that had 0.0 - 4.4 % (dark green), 4.4 - 7.2 % (green), 7.2 - 12.6 % (yellow), 12.6 - 19.0 % (orange) and above 19 % (red) accumulated mortality after 15 months.



### 9.2.6 Håndtering

Avlusing rapporteres til Mattilsynet og kan deles inn i kjemisk badebehandling (f.eks. azametiphos, cypermethrin, deltamethrin eller kombinasjoner av disse), badebehandling med hydrogenperoksid ( $H_2O_2$ ), mekanisk avlusing og termisk avlusing. I kategorien mekanisk avlusing er det inkludert tre ulike spylemetoder, hvorav en også børster laksen for å ta vekk lus, en annen bruker en form for turbulent

vannstrøm for å løsne lus fra fisken, og den siste benytter ren vannspyling. For termisk avlusing er det nå i hovedsak to konkurrerende systemer. Disse har ulike metoder for hvordan fisken hentes opp fra merden, fraktes gjennom systemet, og returneres til merden. Begge systemene benytter imidlertid bad med oppvarmet vann (opp til 34 °C) hvor fisken holdes 20-30 sekunder for avlusing.

For å få en pekepinn på hvor stor risiko som er forbundet med de ulike avlusingsmetodene har vi sett på avlusinger som er registrert i databasen som at hele anlegget er avluset, og sammenlignet dødelighet for hele anlegget i måneden før avlusing med dødeligheten i måneden med avlusing. Vi har definert tydelig økt dødelighet etter avlusing som alle tilfeller hvor det har vært en økning på 1%-poeng

eller mer. I tillegg har vi også sett på hvor mange avlusinger som har resultert i dødelighet mellom 2,5 - 5,0 %-poeng, 5,0 - 10,0 %-poeng, 10,0-25,0 %-poeng og over 25,0 %-poeng. Behandling med kjemisk bad ga forøkt dødelighet i 7 % av anleggene ved lave temperaturer (4-7 °C), men denne frekvensen stiger stegvis med sjøtemperatur, og er oppe i 16% i det høyeste undersøkte temperaturintervallet (13-16 °C) (figur 9.9). Behandling med hydrogenperoksid har frekvens for forøkt dødelighet på 14 % og 18 % ved temperaturer under 10 °C, men gjør et stort hopp opp til 26 og 29 % av anleggene for de to øvre temperaturintervallene (figur 9.9). Her ser en også at nesten 15 % av hydrogenperoksidbehandlingene utført ved sjøtemperaturer over 13 °C resulterte i en økning i dødelighet på over 5 %-poeng, og i mer enn 7 % av behandlingene på over 10 %-poeng.

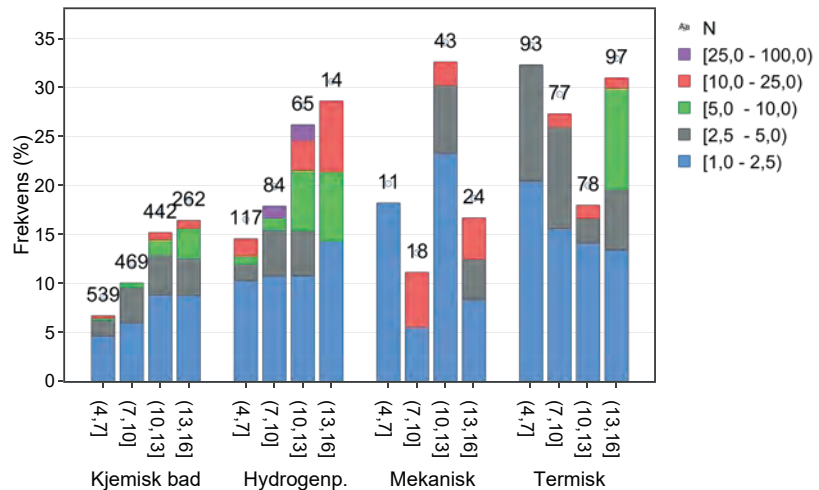
For mekanisk avlusning er det relativt få observasjoner i databasen, og dataene gir ikke et klart bilde, men i gjennomsnitt er det 20 % sannsynligheten for forøkt dødelighet ved mekanisk avlusning, og i en relativt høy andel av behandlingene gikk det riktig galt med over 10 % dødelighet. Termisk avlusning har sannsynlighet for forøkt dødelighet på 32 % ved lave temperaturer (4-7 °C), denne sannsynligheten synker stegvis med økt temperatur og er nede i 18 % i det tredje høyeste intervallet (10-13 °C), men stiger kraftig til over 30 % i det høyeste temperaturintervallet (13-16 °C) (figur 9.9) som indikerer høyere risiko fra midtsommer og tidlig høst. Årsaker til dette kan være sammensatt, der både andre sykdommer og derav redusert håndteringsrobusthet samt benyttelse av høyere behandlingstemperaturer i vannbadet for ønsket avlusningseffekt kan spille inn (Gismervik mfl. 2017, Holan mfl. 2017).

For både kjemisk bad og hydrogenperoksid viser dataene at det også er størst sannsynlighet for forøkt dødelighet på mer enn 5 %-poeng i de øvre temperaturintervallene. Hydrogenperoksid har flere registrerte tilfeller av ekstrem dødelighet for temperaturintervallene mellom 7 og 13 °C. Det er ikke registrert noen slike hendelser for det øverste temperaturintervallet, men her er det også svært få observasjoner. Statens legemiddelkontroll anbefaler ikke bruk av hydrogenperoksid ved sjøtemperaturer over 13 °C (Anon, 2000), men våre data tyder på en forhøyet risiko allerede over 10 °C.

Ved å sammenligne dødelighetsmønster for laksen som ble satt ut i 2015 og 2016, med de samme dataene, men ekskludert måneder med avlusning, blir det tydelig at avlusning bidrar til økt dødelighet hos

stor fisk og særlig ved høye temperaturer (figur 9.10A vs. B). Dette kan også være påvirket av at stor fisk ofte kan ha svekket helsetilstand sommer og høst (som f.eks.

AGD og PD). Dette understreker behovet for å gjøre gode helse- og velferdsvurderinger før man avluser, samt å gjøre avlusingsmetodene mer skånsomme for fisken.

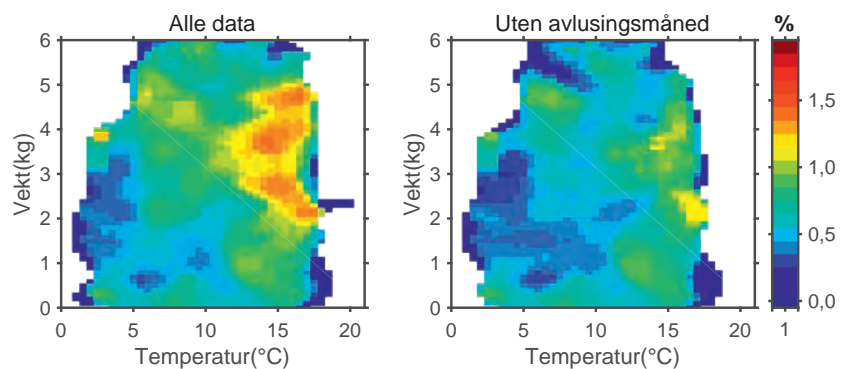


**Figur 9.9.**

Stolpediagram over frekvensen av økt dødelighet måneden med avlusning i forhold til måneden før behandling for temperaturer mellom 4 og 7 °C, mellom 7 og 10 °C, mellom 10 og 13 °C, og mellom 13 og 16 °C. Temperatur er her snitt temperatur rapport for gitt måned ved gitt lokaliteten. Mer ekstreme temperaturer er utelatt pga. få observasjoner for disse temperatuere. Forøkt dødelighet er her definert som en økning i dødelighet på 1 %-poeng eller mer, og stolpediagrammene er delt opp i andel avlusinger som førte til en økning i dødelighet mellom 1,0 til 2,5 %-poeng, mellom 2,5 til 5,0 %-poeng, mellom 5,0 til 10,0 %-poeng, mellom 10,0 til 25,0 %-poeng og mer enn 25 %-poeng. Tallene over stolpene indikerer hvor mange lokalitetsavlusinger som ligger bak hver stolpefordeling. Frekvensene er basert på data fra og med 2012 til og med september 2017 for kjemisk bad og behandling med hydrogenperoksid, mens dataene for mekanisk og termisk avlusning ikke inkluderer observasjoner fra før 2015.

**Figure 9.9.**

Stacked bar chart showing the frequency of registered increased mortality in the month of delousing treatment compared to mortality observed the month before, for temperatures at 4-7 °C, 7-10 °C, 10-13 °C, and 13-16 °C. The temperature reported was the mean monthly temperature at a given locality. Extreme temperatures were not included due to few observations in the database. Increased mortality was defined as an increase of 1%-point or more. The bars are divided into delousing treatments that observed percentage point increases between 1.0-2.5 %-points, 2.5-5.0 %-points, 5.0-10.0 %-points, 10-25.0 %-points and greater than 25 %-points. The frequencies are based on data from January 2012 to September 2017 for chemotherapeutant bathing and hydrogen peroxide treatment, while the data for mechanical and thermal treatment excludes data prior to 2015.



**Figur 9.10.**

Intensitetskart over prosent månedlig dødelighet hos oppdrettslaks ved ulike temperaturer (3 m dyp) og gjennomsnittsstørrelse for laks satt ut 2015-2016. Mønsteret til venstre inkluderer alle data, mens dødelighet fra måneder med avlusning er tatt ut i mønsteret til høyre.

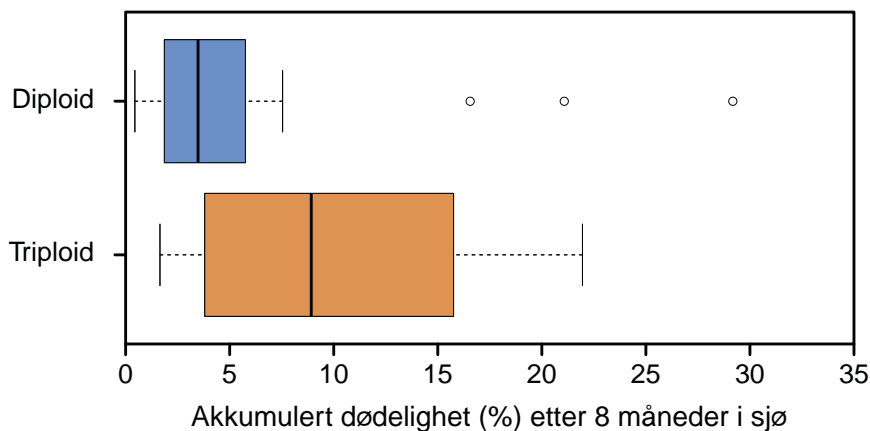
**Figure 9.10.**

Heatmaps for monthly mortality percentage at different temperatures (0-20°C at 3 m depth) with different mean weights (0-6 kg) for salmon transferred to sea in 2015-2016. Left: includes all available data. Right: months with registered delousing operations are omitted from the mean calculations.

### 9.2.7 Triploid laks

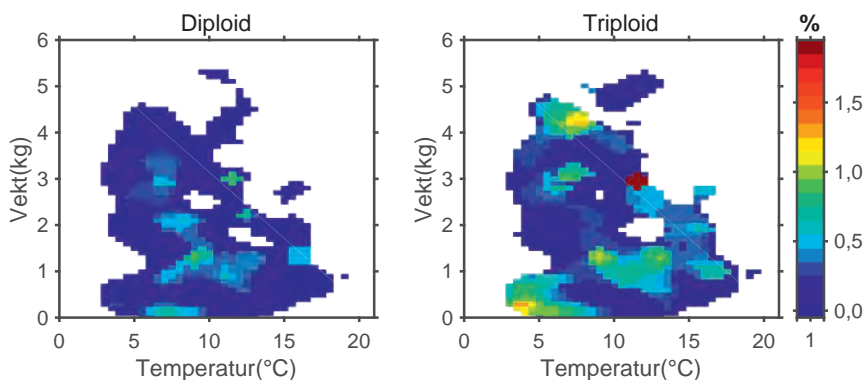
Triploid laks er steril, og kan dermed ikke spre genene sine i ville laksebestander dersom den rømmer. Triploid laks har imidlertid andre krav til miljø- og oppdrettsforhold enn vanlig diploid laks. I pågående forskningsprosjekt blir diploid og triploid laks oppdrettet under kommersielle forhold på Vestlandet, i Midt-Norge og Nord-Norge. For å få flest mulig datapunkt har vi for disse prosjektene beregnet dødelighet frem til og med 8 måneder i sjø (mot 15 måneder i sjø i avsnittene overfor). Dette gir akkumulert dødelighetstall for 22 merder med triploid og 22 merder diploid laks. Disse dataene tyder så langt på at triploid laks har høyere dødelighet og større variasjon i dødelighet enn diploid laks (figur 9.11). Noe av årsaken til dette kan skyldes «startvansker» som utfordringer med storskala produksjon av triploide egg og at det ikke har vært tilstrekkelig med tilgjengelig fôr tilpasset næringsbehovene til triploid laks.

Forskjellen i dødelighet er også tydelig når en sammenligner dødelighetsmønsteret til diploid og triploid laks ved ulike størrelse og temperatur (figur 9.12). Triploid fisk kan se ut til å være mer utsatt ved lave temperaturer like etter utsett i sjøen, men har generelt forøket dødelighet ved alle temperaturer og størrelser.



**Figur 9.11.** Boksplott som viser variasjon i akkumulert dødelighet etter 8 måneder i sjø for triploid produksjoner og diploid produksjoner på de samme lokalitetene (foreløpige data fra prosjekt for testing av fullskala produksjon av triploid laks fra utsett til 8 måneder i sjø og prosjekt med grønne konsesjoner for triploid laks). Nedre grense for boksene viser 25- og øvre grense 75-persentilen, mens streken i midten er medianen. Stiplet linje viser største og minste registrerte dødelighet, klare uteliggere er gitt som sirkler.

**Figure 9.11.** Box plot showing variations in accumulated mortality after 8 months in commercial test productions of triploid salmon vs. control diploid salmon at the same sites (preliminary data from ongoing projects). Lower border of the boxes is the 25<sup>th</sup>-percentile, the upper border is the 75<sup>th</sup>-percentile, while the middle line is the median value. The whiskers indicate minimum and maximum observed accumulated mortality, and outliers are illustrated as open circles.



**Figur 9.12.** Intensitetskart over prosent månedlig dødelighet hos oppdrettslaks ved ulike temperaturer (0-20 °C 3 m dyp) og gjennomsnittsstørrelse for laks satt ut 2009-2010, 2011-2012, 2013-2014 og 2015-2016. Hvide områder er temperatur og vekt kombinasjoner som ikke er registrert i forsøksdatasettet.

**Figure 9.12.** Heatmaps for monthly mortality percentage for diploid (left) and triploid (right) salmon in sea cages at different temperatures (0-20 °C at 3 m depth) with different mean weights (0-6 kg). White areas are temperature and weight combinations that so far have not occurred as part of the commercial test productions.

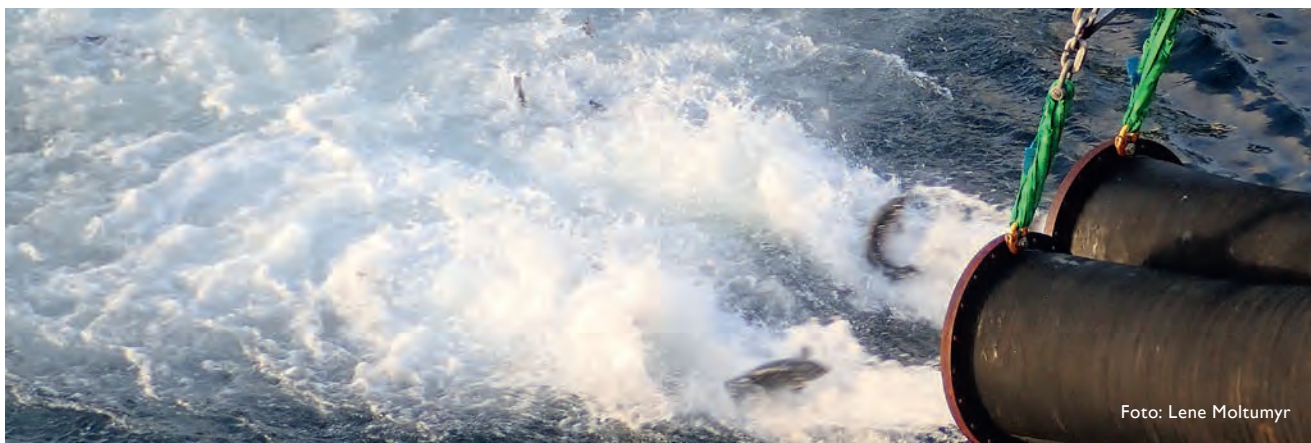


Foto: Lene Moltumyr



## 9.3

## RISIKOEVALUERING

## 9.3.1 Overgang fra ferskvann til sjøvann

Dette har tidligere vært perioden som har gitt høyest dødelighet, men som vist i figur 9.4 har risikoen blitt redusert den første tida i sjøen. Dødsårsaker i denne perioden har vært knyttet til dårlig smoltfisering, transportstress, og sykdomssmitte

fra settefiskanlegget (IPN). De siste årene har smoltstørrelsen økt (figur 9.13) og sjøvannstoleransen er dermed bedret. Andre mulige årsaker for reduksjonen i dødelighet etter utsett er bedre kontroll med vannkvalitet i brønnbåtene, fokus

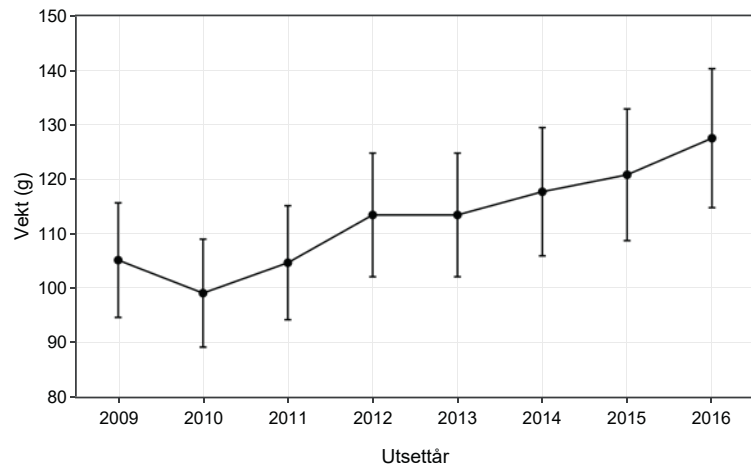
på riktig utsettingstidspunkt og fokus på stressreducerende tiltak (Iversen 2017). Det har også blitt avlet frem fisk som er mer motstandsdyktig og robust overfor IPN og antall utbrudd har gått sterkt tilbake de siste årene (Hjeltnes mfl. 2017).

**Figur 9.13.**

Gjennomsnitt vekt (g) rapportert for den første måneden i sjø for laks satt ut 2009 til 2016.

**Figure 9.13.**

Mean reported weight (g) during the first month at sea for salmon transferred to sea cages from 2009-2016.



## 9.3.2 Sykdom

Den høye risikoen i de sørlige produksjonsområdene (figur 9.14) skyldes trolig en kombinasjon av mange avlusingsoperasjoner, høy sannsynlighet for sykdomsutbrudd og at fisken trenger mer oksygen ved høye sjøtemperaturer.

PD (*Salmonid alphavirus*) er fortsatt et stort problem, hvor en stor andel av anleggene sør for Smøla har hatt utbrudd av sykdommen. Også gjelleamøben som gir AGD øker risikoen for dødelighet særlig på seinsommeren og utover høsten, og den svekker fiskens oksygenoptak under

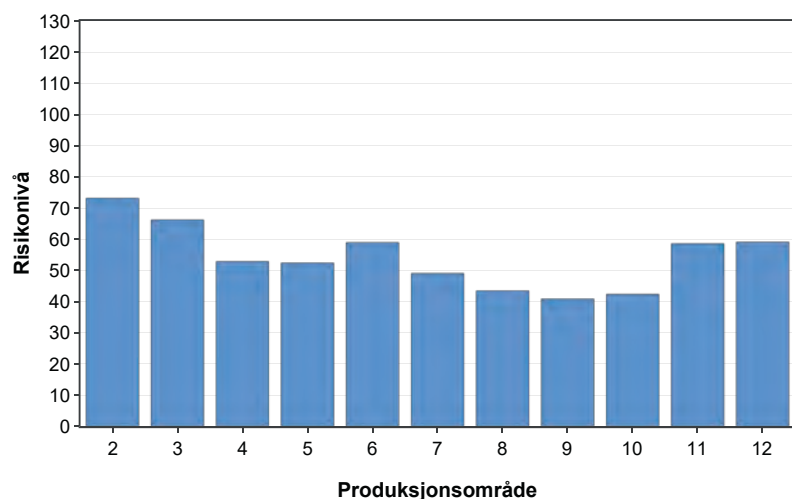
belastning (Hvas mfl. 2017). Hjertesykdommene CMS og HSMB svekker fisken og gjør den mindre robust for håndtering (Garseth mfl., 2018). Bakterier som gir vintersår kan også være et stort problem, spesielt i de nordlige produksjonsområdene (Hjeltnes mfl., 2017).

**Figur 9.14.**

Risikonivå per produksjonsområde. Risikonivå er her er summen av risiko for økt dødelighet i forhold til velferdsnivåene definert i kapittel 9.1.3. Risikonivå = sum (sannsynlighet \* konsekvens) = sannsynlighet for nivå 1 \* 0,0 + sannsynlighet for nivå 2 \* 4,4 + sannsynlighet for nivå 3 \* 7,2 + sannsynlighet for nivå 4 \* 12,6 + sannsynlighet for nivå 5 \* 19,0. Som estimat for sannsynligheten har vi bruk frekvensene fra figur 9.6.

**Figure 9.14.**

Risk level for production zones 2-12. Risk level was estimated as the sum of risk for each welfare level defined in 9.1.3, where risk level = sum (probability \* consequence) = probability of level 1 \* 0.0 + probability of level 2 \* 4.4 + probability of level 3 \* 7.2 + probability of level 4 \* 12.6 + probability of level 5 \* 19.0. The frequencies from figure 9.6 were used as estimates for the probabilities.



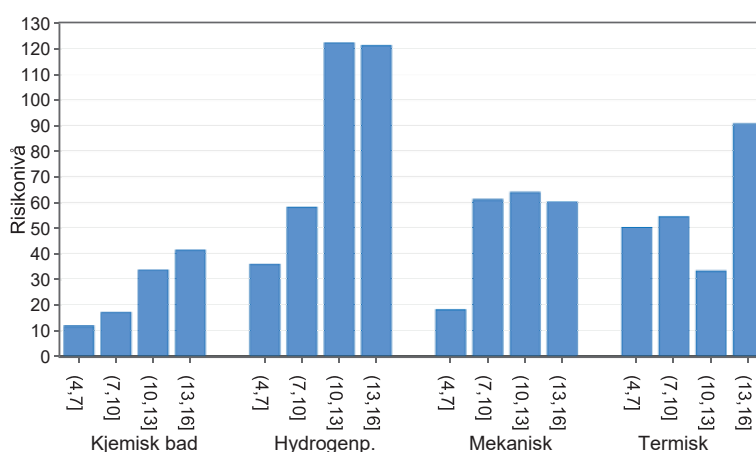






### 9.3.3 Håndtering

Dataene viser tydelig at det er stor risiko for økt dødelighet under og etter avlusing (figur 9.15). Kjemisk badebehandling og behandling med hydrogenperoksid har en klar økning i risiko med økt temperatur, og særlig behandling med hydrogenperoksid bør helst unngås ved temperaturer over 10 °C, noe som er lavere enn hva som tidligere er anbefalt. En mulig måte å redusere risikoen for dødeligheter å pumpe inn kaldere dypvann i brønnbåten før H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> behandlingen starter (Overton mfl. 2018). Mekanisk behandling har tilsynelatende liten risiko ved lav temperatur, men her er det for få observasjoner til å kunne si noe sikkert. Dataene tyder på at også termisk behandling bør unngås ved høye temperaturer (> 13 °C). Men her må det mer forskning til for å bekrefte om dette er en effekt av behandlingen eller en indirekte følge av at det er større sannsynlighet for at laksen har nedsatt helsetilstand sommer og tidlig høst og dermed tåler behandlingen dårligere. For å kunne gjennomføre en bedre analyse og kunne komme med mer konkrete råd er det ønskelig at databasen for avlusing utvides med data som beskriver fiskens tilstand før avlusing, trengeprosessen, hvor lang tid avlusingen tok og eventuelle avvik. For de ikke-medikamentelle håndteringsmetodene kan det også være stor forskjell mellom ulike modeller av utstyret, og ved avlusing i brønnbåt kan det være store forskjeller mellom ulike båtens prosedyrer, pumpe-system og brønnforhold. Det er relativt



**Figur 9.15.**

Risikonivå for kjemisk badebehandling, behandling med hydrogenperoksid, mekanisk behandling og termisk behandling mot lus. Risikonivå = sum (sannsynlighet\*konsekvens) basert på inndelingene i figur 9.9.

**Figure 9.15.**

Risk level for chemotherapeutant bathing, hydrogen peroxide, mechanical and thermal treatment for delousing at 4-7, 7-10, 10-13 and 13-16 °C. Risk level = sum (probability \* consequence) based on the mortality levels in figure 9.9.

mange avlusninger som gir katastrofal høy dødelighet (figur 9.9), noe som viser at avlusningsmetodene som benyttes i dag belaster fisken for mye og har for høy dødelighetsrisiko, og derfor må forbedres. Dette gjelder nok både hvordan prosedyrene utføres (trenging, hastighet, osv.) og den tekniske utformingen av utstyret, og her er det viktig at fiskens toleransegrenser er kjent og om det tas hensyn til i design og praktisk gjennomføring. Det er også viktig at preventive tiltak brukes

i størst mulig grad for å redusere antall behandlinger, og tiltak for å hindre at lusa finner laksen (skjørt, snorkelmerder, nedsenkede merder), lukkede postsmoltanlegg, synkronisert brakkelegging i store områder, smartere lokalisering, osv., bør i økende grad tas i bruk. En lav lusegrense er også med å øke antall behandlinger, men her er det mer usikkert om en heving av grensen vil føre til større smittepress og på sikt kreve flere behandlinger.

### 9.3.4 Triploid laks

Dataene for triploid laks viser at disse har økt risiko for forøket dødelighet i forhold til diploid laks, og analysen av mulige forklaringer (ikke publisert) så langt tyder på at triploid laks er mer utsatt for

hudinfeksjoner. Det er imidlertid svært mange faktorer som påvirker fiskevelferden og det er fortsatt et relativt lite antall produksjoner av triploid laks å basere konklusjonene på. Dette forverres av at for en

del av produksjonene har det vist seg at selve triploidiseringen av eggene har vært delvis mislykket, noe som kan ha påvirket helsetilstanden til fisken også i sjø.

## 9.4

### KUNNSKAPSBEHOV

De innrapporterte dødelighetstallene viser at det er svært stor variasjon i overlevelse mellom ulike utsett av laks og regnbueørret, og at det i de alle år varierer fra lav til svært høy dødelighet innen samme produksjonsområde. Databasen inneholder imidlertid ikke data om historien og opphavet til fisken (egg-gruppe, produsent, etc.), hvilke forhold fisken har vært utsatt for som yngel og som settefisk, transport til sjø, helsesituasjonen til fisken, miljøforhold og røkteprosedyrer på anlegget. Det er derfor vanskelig å benytte dødelighetsdataene til å finne årsakssammenhenger

og dermed gjennomføre en mer detaljert risikoanalyse og gi råd om hvordan fiske-dødeligheten i næringen kan reduseres. En bør derfor vurdere om innrapportering av biomasse og dødelighet bør utvides med data som gir en beskrivelse av fiskens tilstand, helsesituasjonen i merdene, røkteprosedyrer, håndteringsoperasjoner og spesielle hendelser som kan ha påvirket fisken.

Det er også vanskelig ut fra de innrapporterte avlusingsdataene å si noe om risikofaktorer i forbindelse med de ulike

avlusingsmetodene. Det er derfor svært ønskelig at databasen for avlusing utvides med data som beskriver fiskens tilstand før avlusing, trengeprosessen, hvor lang tid avlusingen tok og eventuelle avvik. For de ikke-medikamentelle håndteringsmetodene kan det også være stor forskjell mellom ulike modeller av utstyret, og ved avlusing i brønnbåt kan det være store forskjeller mellom ulike båtens prosedyrer, pumpe-system og brønnforhold. Hvis disse dataene ble registrert i en sentral database ville en kunne oppnå en mer detaljert risikoanalyse av de ulike metodene.



## 9.5

## REFERANSER

Anon 2000. Terapi anbefaling: Behandling mot lakselus i oppdrettsanlegg. SLK-publikasjon 2000:02 JUNI 2000.

Garseth ÅH, Fritsvold C, Svendsen JC, Bang Jensen B, Mikalsen AB 2018. Cardiomyopathy syndrome in Atlantic salmon *Salmo salar* L.: A review of the current state of knowledge. *Journal of Fish Diseases* DOI 41, 11-26.

Gismervik K, Mejdell C, Tørud B 2017. Medikamentfri avlusing – kan måling av fiskevelferd gjøre velferden bedre? *Norsk Fiskeoppdrett* 5-2017, 54-56.

Hjeltnes B, Bornø G, Jansen MD, Haukaas A, Walde C 2017, Fiskehelse rapporten 2016, Veterinærinstituttet, ISSN nr 1893-1480 (elektronisk utgave)

Holan AB, Roth B, Breiland MSW, Kolarevic J, Hansen ØJ, Iversen A, Hermansen Ø, Gjerde B, Hatlen G, Mortensen A, Lein I, Johansen L-H, Noble C, Gismervik K, Espmark AM 2017. Beste praksis for medikamentfrie metoder for lakseluskontroll (MEDFRI). Nofima, Rapport 10/2017

Hvas M, Karlsbakk E, Mæhle S, Wright D, Oppedal F 2017. The gill parasite *Paramoeba*

perurans compromises aerobic scope, swimming capacity and ion balance in Atlantic salmon. *Conservation Physiology* 2017 5(1)

Iversen MH 2017. Stress hos laks. Effekten av stressreducerende tiltak på dyrevelferd og produksjonsresultat. Presentasjon Tekmar 2016.

Overton K, Samsing F, Oppedal F, Dalvin S, Stien LH, Dempster T 2018. The use and effects of hydrogen peroxide on salmon lice and post-smolt Atlantic salmon. *Aquaculture* 486, 246-252.



Foto: Lene Moltumyr

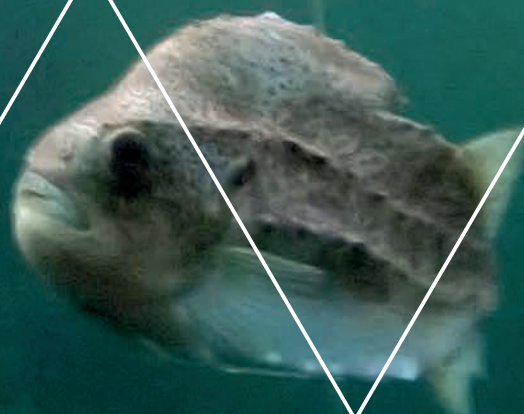
# Miljøpåvirkninger knyttet til bruk av rensesk i opprett av laksefisk

Stein Mortensen<sup>1</sup>, Anne Berit Skiftesvik<sup>1</sup>, Egil Karlsbakk<sup>2,1</sup>, Nina Sandlund<sup>1</sup>

1) HAVFORSKNINGSINSTITUTTET, 2) UNIVERSITETET I BERGEN

# 10

FOTO: ERLIND ASTRID LORENTZEN





## 10.1

## BAKGRUNN

Bruk av rensefisk i oppdrett av laks og regnbueørret har vært behandlet som et eget tema i Havforskningsinstituttets risikorapport de siste årene. Rapporten har fungert som en oppdatert statusrapport på bruk av rensefisk, og som en vurdering av velferd, helse og sykdommer hos rensefisk brukt i norske oppdrettsanlegg. Rensefiskkapittelet har særlig vektlagt risiko for negative miljøeffekter som smitte og genetisk påvirkning, i tråd med instituttets bestillinger og oppdrag. Kapittelet har vært fortløpende oppdatert i takt med kunnskapsgrunnlaget. I årets rapport er kapittelet om bruk av rensefisk gitt form som en risikovurdering, bygget på tidligere tekst, ny kunnskap og en nylig utgitt risikovurdering fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM 2017).

Rensefisk som settes ut i norske oppdrettsanlegg er definert som akvakulturdyr, og er underlagt det samme regelverket som andre oppdrettsorganismer. Anlegg med rensefisk er således flerartskulturer (polykulturer). Rensefisk er i denne sammenheng berggyllt, bergnebb, grønngyllt, grasgyllt, rødnebb/blåstål og rognkjeks. All rognkjeks som benyttes som rensefisk er oppdrettet, så spørsmål relatert til fiske omfatter ikke rognkjeks.

Bruken av rensefisk kan ha både direkte og indirekte miljøeffekter: Direkte, som smittespredning og rømminger som påvirker ville bestander. Indirekte, som påvirkninger av bestandsstørrelse, bestandsstruktur eller økosystem som en konsekvens av overfiske eller bifangst.

### 10.1.1 Fangst av leppefisk

Fisket etter leppefisk er et blandingsfiske, hvor fangstene består av ulike arter salgbar leppefisk, samt en bifangst av undermåls leppefisk og andre arter. Det fiskes med spesialbygde teiner og ruser. Teinene er til en viss grad selektive. Rett satt, med kort ståtid på dagtid, kan fiskerne unngå en del bifangst. Teinefiske har vist seg særlig effektivt etter bergnebb, men brukes på alle arter. Ruser brukes mindre, og er i mindre grad selektive. Det må søkes om tillatelse for å bruke ruser i fisket. Fra 2015 måtte både teiner og ruser ha seleksjonsinnretninger som selekterer ut den minste fisken. Dessuten ble det påbud om inngangssperre for å hindre oter, stor fisk og hummer å gå inn i fiskeredskapene.

I de fleste områder foregår fisket etter leppefisk relativt lokalt. Fisken holdes i



Foto: Erlend Astad Lorentzen

#### Vi har vurdert risiko for:

1. At fisket etter leppefisk skal føre til uønsket nedgang i de ville bestandene, på kort og lang sikt.
2. Uønsket påvirkning fisket etter leppefisk kan ha på økosystemet, og risiko knyttet til de ulike påvirkningsfaktorene.
3. At rømt eller utsatt rensefisk skal påvirke de lokale bestandenes genetiske struktur.
4. At bruk av rensefisk skal føre til innførsel, etablering og/eller spredning av sykdommer som ikke finnes i oppdrettsområdene.
5. Smitte mellom rensefisk og laksefisk.
6. At bruk av rensefisk skal føre til dårlig fiskevelferd.

en oppbevaringstank om bord, og leveres direkte til fiskeoppdrettsanleggene, eller har en kort mellomlagring før levering. Er det større avstander mellom fiskeområder og oppdrett (som er tilfelle fra Sørlandet og Sverige), samles leppefisken opp i tanker eller samlemerder og fraktes videre med tankbiler.

Det er viktig at fangstmetodene er skånsomme og at fisken er lytefri ved levering. Hvis fisken står lenge i redskapen vil den lett få skader, og det er derfor innført regler for ståtid (maks ett døgn utenom helligdager). Det er ikke funnet forskjeller i kvalitet og overlevelse av fisk som er fisket med henholdsvis ruser eller teiner (Skiftesvik mfl. 2014). Skadd fisk og bifangst blir sortert ut. Hvis fisken sorteres mens fiskerne forflytter seg fra en

lokalitet til en annen, og blir sluppet ut i åpen sjø, vil den trolig ha redusert overlevelse. Dette kan resultere i at uttaket er større enn de rapporterte fangstene. De fleste fiskere har montert rør for å slippe ut fisken under vannflaten. Når den slippes ut igjen på fangststedet (nær land) øker dette muligheten for at den kommer trygt til bunns og i skjul. Forhold rundt fangst, transport og bruk av rensefisk er beskrevet i veilederne, på: <http://lusedata.no/for-naringen/veiledere-leppefisk/>. Fisket etter leppefisk er regulert ved redskapsbegrensning, minstemål, båtkvoter og fangstperiode. Informasjon om reguleringen finnes på <http://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Tema/Fiske-etter-leppefisk>

### 10.1.2 Utsett i merd og svinn

Leppefisken settes ut i merdene i et forhold på 2–10 leppefisk per 100 laks. Aktiviteten og effekten av leppefisk går ned ved synkende temperaturer, og i vintermånedene vil det være lite aktiv leppefisk i merdene. Leppefisken holdes sammen med laksen eller regnbueørreten frem til slakting eller notskifte. Rognkjeks settes vanligvis ut i merdene i forhold 5–15 rognkjeks per 100 laks. Rognkjeks er aktiv gjennom hele året, men i perioder med høye temperaturer eller mye maneter og andre planktonorganismer går rognkjeks gjerne over til å beite på disse,

og effektiviteten går ned. Rognkjeks slutter å spise lus når den nærmer seg 400 gram, så det er ikke aktuelt å bruke den flere sesonger.

Det er et betydelig svinn av rensefisk i merdene (Nilsen mfl. 2014). Svinnet kompenseres med ”etterfylling” av rensefisk gjennom hele sesongen, og svinnet er derfor også en direkte drivende faktor i fisket etter leppefisk. Svinnet utgjøres i hovedsak av rømming, predasjon og dødelighet forårsaket av skader, sykdom eller alder. Vi kjenner ikke forholdet

mellom disse faktorene, og forholdet vil i stor grad variere gjennom sesongen og mellom oppdrettsanlegg. Grønnngylt blir som oftest ikke eldre enn tre år på Sørlandet. Fisk fra Sørlandet kan således godt være i sitt tredje leveår, og det kan derfor ikke forventes at den skal leve lenger enn ut sesongen. Praksis har i mange år vært at det aller meste av leppefisken ble brukt i én sesong, men med tilrettelegging av skjul og føring er det i mange anlegg noe leppefisk som overlever i merdene til våren.

### 10.1.3 Biologi og velferd

Leppefiskartene har ulik livshistorie. Bergnebb og berggylt kan bli 25 år, mens grønnngylt kan bli opp mot 10 år, som regel ikke mer enn 7–8 år (bare 3 år på Sørlandet). Rognkjeks yngel lever 1–2 år i tare-skogen, før de blir pelagiske ved 5–6 cm lengde (Myrseth 1971, Davenport 1985, Holst 1993, Wienerroither mfl. 2011). De lever pelagisk til de blir kjønnsmodne, hanner når de er 4–5 år og 23–26 cm, hunner når de er 5–6 år og 32–39 cm (Myrseth 1971, Thorsteinsson 1981, Davenport 1985, Albert mfl. 2000). Siden mesteparten av rensefisken som holdes i merdene ikke overlever en produksjonssyklus, betyr det at fisken får et kort liv. Velferden til rensefisken er langt fra tilfredsstillende - verken for leppefisk eller rognkjeks. Fisk som er skadet ved fangst eller transport, får ofte skjelltap og infeksjoner og dør i løpet av noen uker. Fisk kan også skades

ved spyling av nøter, i dødfisksamlere, lusebehandling og andre driftsrutiner, og stress og skader gjør at rensefisken er utsatt for ulike sykdommer. Ved dårlige rutiner hos fisker eller på anleggene kan mye av fisken forsvinne i løpet av uker eller måneder etter utsett. All leppefisk vil i naturen oppholde seg nær bunn, berg eller tang og tare der de kan skjule seg for predatorer og finne føde. Rognkjeks yngel vil ofte sitte fastsugd til alger. I en oppdrettsmerd blir det lagt til rette for dette med mange skjul, ofte i form av plasttårer og hengende plastplater til rognkjeks. Mangel på skjul og hvileflater (til rognkjeks) vil sannsynligvis føre til et økt stressnivå hos rensefisken. Bare å beite på lakselus gir ikke nok føde til rensefisken og ikke all rensefisk fungerer som lusespisere. For at fisken skal ha motivasjon til å beite lus av laksen holdes nøtene reine

for å unngå at rensefisken spiser seg mett på begroingsorganismer. I forsøk har vi konstatert at leppefisk som har beitet ned lusen på laksen og går i reine nøter, raskt får redusert kondisjon – de sulter (Skiftesvik mfl. 2013). Det foregår uttesting av ulike føringsmetoder og førtyper for leppefisk og rognkjeks. Mange oppdrettere bruker ressurser på å forbedre miljøet for rensefisken, gi den bedre før, og håndtere den mer skånsomt. Det pågår også mye FoU-aktivitet for å forbedre velferden til fisken. Innen forskningen arbeides det også med å øke kunnskapsbasen for de ulike artenes atferd og deres velferdsbehov i merdene. Selv om det gradvis kommer på plass bedre metoder og kunnskapen øker, gjør den økte bruken av rensefisk at problemet med dårlig fiskevelferd hos rensefisk øker i omfang.

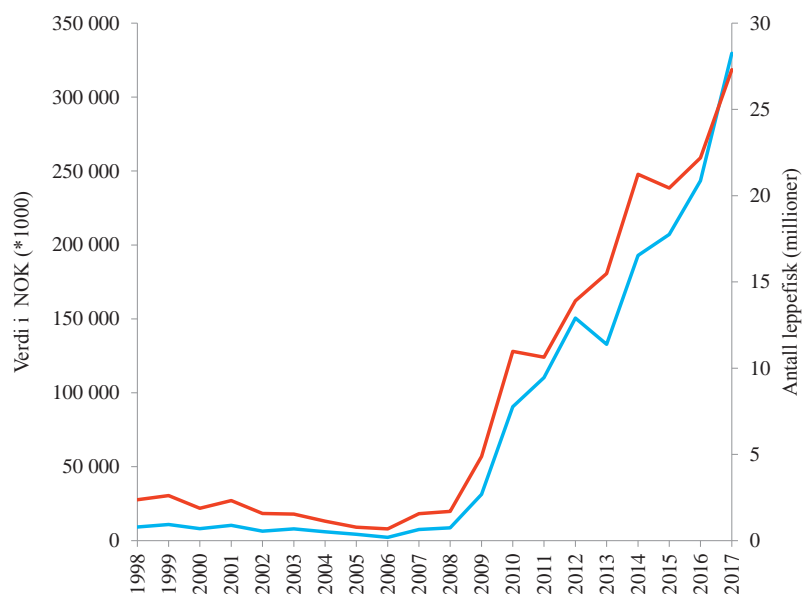


Foto: Reidun Marie Bjelland



### 10.1.4 Dødelighet

Dødelighet forårsaket av sykdom utgjør en del av svinnet i merdene. I forsøk på oppbevaring av rensefisk i kar og merder er det vist at en betydelig andel av fisken dør av sykdom. En kartlegging av dødelighet og dødelighetsårsaker er beskrevet av Nilsen mfl. (2014). I tillegg finnes det data fra fisk som er innsendt via fiskehelsetjenesten og analysert ved Veterinærinstituttet (Olsen & Hellberg 2012), data fra Havforskningsinstituttets laboratorieforsøk og fangstforsøk (Harkestad 2011; Skiftesvik mfl. 2014), samt informasjon fra fiskere og oppdrettsbedrifter. En oppdatert oversikt over sykdommer hos rognkjeks og leppefisk er gitt i risikorapporten 2017 og VKM-rapporten (VKM 2017). Dødelighetsmønsteret er ulikt hos de ulike artene. Bergnebb og berggyllt er de mest robuste artene, mens det er betydelige problemer med dødelighet hos grønngyllt, grasgyllt og rognkjeks.



**Figur 10.1.**

Fangst av leppefisk oppgitt i antall (rød linje), samt verdi ved førstehåndsomsetning oppgitt i 1000 kroner (blå linje). Kilde: Fiskeridirektoratet.

**Figure 10.1**

Reported catch of wrasses, in number (red) and value (blue). Data from the Norwegian Directorate of Fisheries.

## 10.2

## RISIKOVURDERING

Det er et mål at fiske og bruk av rensefisk ikke skal ha vedvarende negative miljøeffekter, det vil si; ingen permanent endring i genetisk struktur, ikke endret helsestatus,

ingen uønskede, langvarige eller permanente økosystemendringer. For å vurdere bærekraft og bidra til å redusere risiko for uønskede miljøeffekter identifiserer vi i

dette kapittelet farer knyttet til fiske og bruk, og karakteriserer risiko for hver fare.

### 10.2.1 Risikoidentifisering

#### Påvirkning på bestandsstørrelsen av ville leppefisk.

Fisket etter leppefisk har økt kraftig de siste årene (se figur 10.1). I 2017 var det registrerte uttak i underkant av 28 millioner ville leppefisk. Dette er nesten 10 millioner mer enn anbefalt uttak. Registreringer av innberettet fangst fra referansefiskere viser at fangstene pr innsats i noen områder går ned for noen av artene. Det er innkommet en rekke bekymringsmeldinger fra forskere, dykkere, fiskere, fritidsfiskere, hytteeiere og fastboende om at leppefisk i mange områder forsvinner. En del av fiskerne rapporterer også om svært intensiv fiske som resulterer i at de må forflytte seg til stadig nye områder for å få fisk. Fisket skjer således ofte på den måten at det fiskes intensivt på lokalitet etter lokalitet, slik at en lokalitet «fiskes ned», hvorpå fiskeren forflytter seg til den neste, som så «fiskes ned», osv. På bakgrunn av både referansefiske, våre

egne undersøkelser og innkommet informasjon ser vi en fare for at det intensive fisket vil kunne føre en endring i arts-, størrelse- og kjønnsfordeling i leppefisk-samfunnene langs kysten. Fisket etter leppefisk påvirker leppefiskartene forskjellig. De ulike artenes livshistorier og hvilke habitater og dybder de befinner seg på vil påvirke effekten av fisket. Leppefiskartene med kortest generasjonstid vil kunne restitueres raskere etter et overfiske enn arter med lengre generasjonstid. Av leppefiskartene er det derfor berggyllt som er mest utsatt. Mange av bekymringsmeldingene går på at berggyllt er forsvunnet fra områder der de har vært vanlige tidligere.

#### Uønskede økologiske interaksjoner

Vi kan tenke oss en rekke økologiske interaksjoner i tilknytning til fisket av leppefisk. Det er generelt lite kunnskap om

hvordan det intense leppefisket påvirker de lokale økosystemene, noe som gjør det vanskelig å risikovurdere farene. Noen av de aktuelle problemstillingene er:

- Fisket etter leppefisk vil kunne ha en påvirkning på andre arter. Det er en varierende grad av bifangst i fisket som også varierer med sesong og område. De fleste bifangstarter klarer seg bra dersom de settes ut igjen der de er fisket, slik som krabbe, hummer, ål, torsk og undermåls leppefisk, mens spesielt sypike som mister mye fiskeskjell under fangst, og noe sei og lyr kan ha økt dødelighet. Vi antar at skadeomfanget på sårbare arter vil øke i forhold til hvor mange ganger de fiskes og settes ut igjen. Ved et intensivt fiske etter leppefisk er det derfor fare for uønskede effekter på andre arter som lever i de samme biotopene som leppefisk.

- Leppefisk er føde for større fisk, som kysttorsk, lyr, lange og ål, og i noen områder sjøfugl (skarv). Hvis lokale bestander av leppefisk fiskes ned, vil dette kunne resultere i et redusert føde-tilbud for andre arter.
- Leppefisk beiter på en rekke bunnlevende og fastsittende dyr. En nedfisking av lokale leppefiskbestander vil kunne ha en effekt på mengde og tetthet av disse organismene og således på bunnfauna og flora (begroing).
- Ved transport av leppefisk som er fisket i andre områder, som for andre fisketransporter mellom områder, vil det kunne følge med andre organismer i transportvannet og fisken. Dette kan innbefatte sykdomsfremkallende mikroorganismer, parasitter, alger og virvelløse dyr som ikke hører hjemme på mottaksstedet. Transport kan på denne måten føre til uønskede, økologiske effekter knyttet til spredning av disse artene.

### Genetiske påvirkninger

Leppefisk lever i geografisk atskilte bestander med begrenset grad av utveksling. Leppefisk som flyttes over lange avstander og deretter rømmer, kan blande seg med lokale bestander og på denne måten påvirke den bestandsgenetiske strukturen på mottaksstedet. Leppefiskene er små, og selv små hull i nøtene representerer en rømningsvei. Dette gjelder særlig bergnebb, som er slankere enn de andre artene (Woll mfl. 2013). Når oppdretterne skifter til nøter med større maskevidde, kan dette resultere i at små leppefisk forsvinner ut av noten. All håndtering av laks medfører en fare for rømming eller dødelighet for rensefisken. Studier av bergnebb tyder på at en innblanding av importert fisk i lokale bestander kan ha funnet sted i et importområde i Trøndelag (Jansson mfl. 2017). Transport representerer derfor en fare for en permanent genetisk påvirkning av lokale leppefiskbestander. Faren er størst for bergnebb som er den vanligste arten i transportene, har best overlevelse etter transport og rømmer mest (Woll mfl. 2013). Det er også fare knyttet til bruk av oppdrettet berggyllt, som kommer fra få stamfisk, men blir spredd ut til mange oppdrettslokaliteter. Andre arter har lavere overlevelse etter utsett, slik at faren for innblanding i ville bestander er liten.

Rognkjeks som benyttes som rensefisk kommer fra oppdrett. Det er dels omfattende flytting av befruktet rogn og settefisk, og rognkjeks som settes ut har i dag ofte ikke lokalt eller regionalt genetisk opphav. Genetikken til rognkjeks langs kysten er ikke kartlagt.

### Spredning av smitte.

- **Smittespredning mellom rensefisk og laksefisk**, hvis det er sykdomsfremkallende organismer (agens) som ikke er arts- eller slekts-spesifikke. Ved hold av flere arter i ett og samme oppdrettsanlegg er slik smittefare presumptivt større enn i naturen, etter som antallet og tettheten av vertsfisk er større. Under slike forhold er det kjent at noen agens over tid også vil kunne endre sine egenskaper, som tilpasse seg nye vertsarter og få økt evne til å forårsake sykdom (virulensutvikling).
- **Innførsel av nye agens ved transport av fisk med agens som ikke finnes på mottaksstedet.** Fisken som flyttes mellom fiskeområde og bruksområde har ukjent smittestatus. Import og flyttinger av fisk representerer en fare for smitteinnførsel og –spredning. Det vil alltid være en fare for å introdusere agens vi ikke kjenner til.
- **Økt smittepress på ville bestander.** Under sykdomsutbrudd hos rensefisken vil det kunne oppstå et økt smittepress ved at agens oppformerer i anleggene og spres derfra.

Smitte mellom rensefisk og laksefisk (Atlantisk laks og regnbueørret) er behandlet i en nylig utgitt rapport fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM 2017). Smitte mellom rensefisk og laksefisk er inkludert i dette kapitlet fordi smitte kan tenkes å gå begge veier, da også fra oppdrettsfisk (inkludert rensefisk) i merd, til villlevende fisk utenfor merdene.

De fleste agens er knyttet til én eller noen få, nært beslektede vertsorganismer. Noen agens har imidlertid et bredere vertsspekter og kan smitte mellom arter. Det har vært fokusert på enkelte virus (som SAV, IPNV, NNV og VHSV), bakterier som *Vibrio* spp og *Aeromonas salmonicida*, samt parasitter som *Paramoeba perurans*.

### Virus

Virusinfeksjoner i rensefisk er lite studert, og det er derfor relativt få virus beskrevet fra rensefisk. Det er sannsynlig at det allerede er blitt spredd fisk smittet med ukjente virus, og de kan også ha bidratt til sykdom og dødelighet blant rensefisk i merder.

På grunn av de alvorlige konsekvensene knyttet til sykdom på laks har det vært utredet faren for spredning av pankreas-syke (PD) hos laks (forårsaket av salmonid alfavirus (SAV)) via transport av rensefisk. Faren for en slik overføring ble vurdert i en risikovurdering utført

ved Veterinærinstituttet. (Olsen mfl. 2011), og ble hovedsakelig knyttet til transportvannet.

Rensefisk ser ikke ut til å utvikle infeksjøs pankreasnekrose (IPN), men kan være bærere av IPN-virus (IPNV) (Gibson & Sommerville 1996, Gibson mfl. 2002). IPNV har et bredt vertsspekter og det vil derfor være en viss fare for innførsel av IPNV via rensefisk.

Nervøs nervenekrosevirus (NNV) er påvist hos vill berggyllt, bergnebb og grønngyllt (Korsnes mfl. 2017). NNV har et bredt vertregister og er kjent fra sykdomsutbrudd hos marin fisk som kveite og torsk i oppdrettssituasjoner (Patel mfl. 2007; Grotmol 1996). Viruset representerer en fare i berggyllt- og kanskje også rognkjeksoppdrett.

Det er også viktig å se på faren for innførsel av viral hemorragisk septikemivirus (VHSV). VHSV-virus har en stor evne til å tilpasse seg nye verter og habitater. I Norge er VHS en meldepliktig sykdom ([http://web.oie.int/eng/maladies/en\\_classification2010.htm](http://web.oie.int/eng/maladies/en_classification2010.htm)). Viruset er påvist hos leppefisk på Shetland (Munro mfl. 2015). Smitte via føde er en kjent smittevei for VHSV (Ahne 1980, Schönherz mfl. 2012). Det er observert at liten leppefisk blir spist av laks og regnbueørret, særlig i sulteperioden før slakting. Det er derfor mulig at laksefisk kan bli eksponert for VHSV fra infisert leppefisk, for eksempel ved at leppefisken blir spist. VHS-virusets overlevelse i vann er rapportert som dager (Hawley & Garver 2008) og uker (Brun & Lillehaug 2010). Nødvendig smittedose er ikke godt kjent, men vil sannsynligvis avhenge av fiskens størrelse/alder, allmenntilstand, temperatur, omgivelsene generelt og virusisolat.

### Bakterier

Det er identifisert en del sykdomsfremkallende bakterier hos både leppefisk og rognkjeks. Noen av disse kan potensielt også forårsake sykdom hos laksefisk. Det er uklart om det er beslektede stammer som er isolert, eller i hvilken grad bakteriene fra leppefisk over tid kan endre sine egenskaper slik at de kan infisere nye vertsarter. Eksempler på mulige sykdomsfremkallende bakterier funnet hos leppefisk og rognkjeks er ulike stammer av *Vibrio anguillarum*, *Vibrio splendidus* og atypiske *A. salmonicida* (se f.eks. Harkestad 2011, Johansen 2013, Treasurer 2012). En oversikt over dødelighet og dødelighetsårsaker som er registrert i Veterinærinstituttets arbeid er summert i Nilsen mfl. (2014). Rognkjeks og laks rammes av pasteurellose forårsaket av nært beslektede *Pasteurella*-varianter,



men det er ikke avklart om det er smittefare mellom artene (Poppe mfl. 2012, Alarcón mfl. 2015a). Bakterier som *Tenacibaculum* spp. og *Moritella viscosa* er assosiert med sår dannelse hos mange fiskeslag, også laks. Disse bakteriene er blitt isolert fra sår hos både vill og oppdrettet rognkjeks, og fra oppdrettet berggylt.

Ut fra den informasjonen som er tilgjengelig i dag, vil rensefisk kunne være bærere av *Aliivibrio* spp., *V. splendidus*, *V. anguillarum*, *V. ordali*, *Pasteurella* sp., atypisk *A. salmonicida*, *M. viscosa* og *Tenacibaculum* spp. Laks i oppdrett er vaksinert mot *V. anguillarum*, *Aliivibrio salmonicida*, *Moritella viscosa* og typisk *A. salmonicida*.

### Parasitter

I 2013 og senere har det vært betydelige problemer med amøbeindusert gjellesykdom (AGD) hos laks i Sør-Norge, forårsaket av amøben *Paramoeba perurans*. Det er uklart hva som er de viktigste, naturlige reservoarene for *P. perurans*, men amøben er blitt påvist hos villfanget berggylt og blåstål (VKM 2014). Infeksjoner og AGD er også observert hos oppdrettet berggylt (Karlsbakk mfl. 2013) og rognkjeks (Bornø & Gulla 2016), og i grønn-gylt, berggylt og rognkjeks holdt som rensefisk i laksemerder (Nilsen mfl. 2014, Karlsbakk 2015). Laks kan smittes med *P. perurans* som er isolert fra berggylt (Mo mfl. 2014, Dahle mfl. 2015), og berggylt av amøber fra laks (Dahle mfl. 2015). Dette tyder på at amøben har lav artsspesifisitet, og vi må derfor anta at flytting av fisk med *P. perurans* representerer en fare for overføring av denne til fisk på mottaksstedet.

Leppesfiskartene kan være parasitert av kveis. Norske og skotske studier antyder at infeksjoner med kvalorm (*Anisakis simplex*) forekommer, men er uvanlige i

leppesfisk. Det er sannsynligvis lokal variasjon i forekomsten av denne parasitten i leppesfiskene. Infeksjoner kan oppstå ved at leppesfisk spiser utkast (slo) fra annen fisk, for eksempel i havner. Laks i merd kan bli infisert med *A. simplex* (Mo mfl. 2014), men dette er svært uvanlig (Levsen & Maage 2015). Oppdrettslaksen smittes muligens ved å spise villfanget infisert leppesfisk brukt som rensefisk. En annen kveistype, selorm (*Pseudoterranova* spp.), kan forekomme i muskulaturen hos leppesfisk tatt nær selkolonier. Denne forekomsten er lite undersøkt, følgelig vet vi ikke om *P. decipiens* og *P. krabbei*-infeksjoner i leppesfisk representerer en trussel med hensyn til kveisinfeksjon i oppdrettslaks. Omfattende screening av norsk oppdrettslaks og regnbueørret har ikke avdekket kveisinfeksjoner i slaktefisk (se Levsen & Maage 2015). Små mengder kveis kan derimot forekomme i den utsorterte taperfisk (Mo mfl 2014; Levsen & Maage 2015; Roiha mfl. 2017). Om dette i noen tilfeller har sammenheng med bruk av rensefisk er uvisst.

Skottelus (*Caligus elongatus*) fra rognkjeks kan smitte over på annen fisk, men det er trolig uvanlig da rognkjeks synes å være en foretrukket vert (Øines mfl. 2006).

### Gjenbruk av rensefisk

Oppdrettslokaliteter skal generelt brakklages etter en produksjonssyklus for å bryte smittesykli. Samtidig er det et behov for å øke overlevelsen av leppesfisk, og det diskuteres derfor om gjenbruk av overlevende leppesfisk kan være aktuelt. Faren er at noen fisk kan være bærere av agens som så kan spres ved gjenbruk i neste produksjonssyklus. Agens kan i noen tilfeller også endre virulens og tilpasse seg nye verter. Det eksisterer således en fare for at smitteoverføring mellom arter øker (se f.eks. Kennedy mfl. 2016, Sundberg mfl.

2016, Pulkinen mfl. 2010). Det finnes lite relevant informasjon om virulensutvikling som kan relateres til norske forhold, og dette er derfor ikke risikovurdert i denne sammenheng.

### Dårlig fiskevelferd.

Det er flere etiske aspekter knyttet til bruk av rensefisk, og særlig det høye forbruket av fisk. Bruken av rensefisk til lusebe-kjempelse representerer et årlig forbruk av flere titalls millioner fisk. Praksisen er påpekt av Rådet for dyreetikk, og det er så langt ikke funnet fullgode løsninger på svinneproblematikken.

Laksemerder er i utgangspunktet et kunstig miljø for rensefisk, og selv om det brukes skjul og festeflater (for rognkjeks) vil fisken oppleve stress. Det er en kronisk høy dødelighet i merdene, og sykdomsutbrudd forårsaket av bakteriesykdommer er vanlige (Nilsen mfl. 2014). Det aller meste av rensefisk som settes ut i merdene forsvinner i løpet av en produksjonssyklus for laksefisk. Forholdet mellom sykdom, tap på grunn av predasjon og rømming som årsaker til svinnet er ikke godt nok kartlagt. Det er også dødelighet av rensefisk i forbindelse med dødfiskfjerning og notskifte. Leppesfiskene tåler ikke raske trykkendringer siden de har lukket svømmeblære, og fisk som står i dødfiskhøven får sprenget svømmeblære dersom den løftes for hurtig. Det samme kan skje ved rask løfting av noten.

Det er imidlertid klart at det er en jevn dødelighet av rensefisk, som fører til en stadig påfylling av ny rensefisk. Jevnt høy dødelighet er en relevant velferdsindikator (se også kapittel «Dødelighet og fiskevelferd i laks- og regnbueørretproduksjon i sjø»), og bruk av rensefisk representerer en fare for dårlig fiskevelferd for rensefiskene.



Foto: Tonje Knutsen Sjørdalen, Kim Halvorsen

### 10.2.2 Risikoanalyse

Risiko for uønskede miljøpåvirkninger forårsaket eller påvirket av bruk av rensefisk i oppdrett av laksefisk er i denne sammenheng synliggjort ved at sannsynligheten for at faren (identifisert under fare-identifisering) skal inntreffe, ganget med konsekvensen av at den inntreffer.

Risikoberegningen er forbundet med en varierende grad av usikkerhet. I mange beregninger er denne knyttet til manglende datagrunnlag, i noen beregninger knyttet til forhold som tidsskala. Usikkerhet knyttet til konkrete områder er listet under. I noen tilfeller kan manglende data kompenseres med bruk av ekspertvurderinger og konsensus blant forfattere og fagekspertene. Det er sentralt i risikokarakteriseringen å synliggjøre graden av usikkerhet. Det er også en utfordring å vurdere konsekvens, som alvorlighetsgrad, fordi dette, i mangel på kriterier og grenseverdier, kan fremstå som et resultat av subjektive vurderinger. Det kan også være ulik konsekvens på kort og lang sikt. Disse forholdene er diskutert i «Risikoevaluering».

Sannsynlighet er gradert som:

**Lav sannsynlighet.** Det er usannsynlig eller lite sannsynlig at faren inntreffer.

**Moderat sannsynlighet.** Det er en viss sannsynlighet for at faren inntreffer.

**Høy sannsynlighet.** Det er sannsynlig eller svært sannsynlig at faren inntreffer.

Konsekvensen av at de identifiserte farene inntreffer er gradert som:

**Lav konsekvens.** Hvis faren inntreffer vil effekten ha en lav alvorlighetsgrad.

**Moderat konsekvens.** Hvis faren inntreffer er alvorlighetsgraden moderat.

**Alvorlig konsekvens.** Hvis faren inntreffer vil den ha en alvorlig ønsket effekt på art, bestand, miljø eller økosystem.

#### Usikkerhet

De siste årenes forskning og økende erfaringer fra arbeidet med rensefisk har gradvis økt kunnskapsgrunnlaget. Det er imidlertid fremdeles en rekke områder hvor det finnes for lite kunnskap til å gjøre en sikker kvantitativ risikovurdering, som:

- Dynamikken i bestandene, restituering
- Overlevelse av bifangst
- Økologiske effekter av nedfisking av lokale leppefiskbestander
- Endring i bunnflora og fauna
- Redusert fødetilbud for annen fisk
- Overlevelse av rømt rensefisk
- Helsestatus villfisk
- Organismer som følger forsendelsene, overlevelse av disse

### 10.2.3 Risikoevaluering

#### Risiko for at fisket etter leppefisk skal føre til ønsket nedgang i de ville bestandene, på kort (år) og lang (tiår) sikt

Fisket etter leppefisk foregår i mange områder som et intensivt fiske på lokale bestander. Når fiskerne ikke lenger får en tilfredsstillende fangst, flytter de seg videre til et nytt område. Selv om fangst per redskapsenhet viser ingen eller moderat reduksjon, vil det kunne være en dramatisk effekt på små, lokale og gjerne geografisk isolerte bestander. På bakgrunn av fangstdata fra Havforskningsinstituttets referansefiskere er det vist en reduksjon av lokale bestander, så sannsynligheten for at fisket på kort sikt vil føre til en nedgang i bestandene er høy. Konsekvensen vurderes som moderat, etter som bestandene vil restitueres. Risiko er således høy. Det er knyttet usikkerhet til restitueringsprosessen og -perioden, etter som det ikke foreligger data som beskriver dette. Risiko for en ønsket nedgang på lang sikt vurderes som moderat. Risiko kan reduseres gjennom ulike risikoreducerende tiltak (se over).

#### Risiko for uønsket påvirkning fisket etter leppefisk kan ha på økosystemet, og risiko knyttet til de ulike påvirkningsfaktorene

Fisket etter leppefisk kan potensielt føre til en rekke uønskede påvirkninger på økosystemet. De fleste av disse er dårlig eller ikke studert, og risikovurderingene vil ha en høy grad av usikkerhet. Det er imidlertid relevant å gjøre en kvalitativ vurdering av ulike påvirkningsfaktorer, som bakgrunn for fremtidige prosesser og planlegging av nye forskningsaktiviteter:

#### Bifangstarter

Ved fiske etter leppefisk vil det forekomme bifangst, inkludert undermåls leppefisk, som i all hovedsak settes fri. Vi antar at de fleste artene vil tåle gjenutsetting bra, mens noen av artene kan være mer utsatt for skader og påfølgende dødelighet. I områder med intensivt fiske kan individer blant bifangsten bli satt ut mange ganger og akkumulere skader. Arter som lever i tang-/tarebeltet eller ålegressområder (som ulker, svartkutling, paddetorsk, kvabber, sypiker, ål etc.) er

relativt stasjonære, og derfor særlig utsatt. Det samme er arter som beiter på gruntvansområdene (som småtors, liten lyr, sei og ål). Sannsynligheten for at fisket påvirker de ville bifangstbestandene negativt vurderes i hovedsak som lav, og konsekvensene av påvirkningene moderat. Risiko vil derfor være lav. Det er imidlertid lite akkumulerte data som kan brukes i en risikovurdering av disse forholdene og en betydelig usikkerhet knyttet til studier av noen av bifangstartene. Det arbeides med å kartlegge bifangsten, samt å videreutvikle og prøve ut fangstredskaper som minimaliserer bifangst. Fra 2015 ble det påbudt med kryss eller not i ytterste kalv på ruser og maksstørrelse på inngangskalv i teiner brukt til fiske etter leppefisk. Dette har redusert bifangsten av oter, hummer, krabbe og stor fisk. Det er også påbud om seleksjonsinnretning (12 mm spalter) for å redusere fangsten av undermåls fisk. Mengden av hummer som går inn i teiner eller leppefiskruser vil variere i ulike områder. Hummer tåler gjenutsetting bra, så et ansvarlig fiske vil ha få eller ingen



negative effekter på hummerbestanden. Bruk av inngangssperre har trolig også redusert problemet med oter til et minimum. Risiko for en negativ effekt på oterbestanden er moderat. Det er imidlertid en viss usikkerhet knyttet til dette, basert på om påbudet om inngangssperre overholdes.

#### **Indirekte ved å ta ut føderesurser for andre arter**

Ved å fjerne en stor del av leppefisk kan det tenkes at fødetilbudet til rovfisk som beiter på leppefisk, reduseres. Det rapporteres mange steder om at det ikke er torsk tilbake på gruntvannsområdene, men det foreligger ingen forskningsresultater som kan koble dette til nedgang i leppefiskbestandene. Det er således høy usikkerhet knyttet til dette området. Vi har vurdert sannsynligheten for at fisket etter leppefisk kan føre til et redusert fødetilbud for andre arter som moderat, konsekvensen som moderat. Risiko blir således moderat.

#### **Spredning av arter som følger transportene av fisk**

Ved transport av vann og fisk blir en rekke andre organismer flyttet fra fiskelokalitet til utsettingslokalitet, både via transportvann og via fisken. Gjentatte transporter til samme område øker sannsynligheten for etablering. Overlevelsen av de organismene som finnes i vannet vil i transportfasen være avhengig av flere forhold, som volum, temperatur og tid. Når vannet slippes ut eller skiftes, vil overlevelsen i stor grad være bestemt av forholdene på utslippsstedet. Eksempler på uønskede organismer som kan transporteres med vann er (foruten sykdomsfremkallende virus og mikroorganismer) larver av virvelløse dyr som sekkedyr og stillehavssøsters, små kammaneter, maneter og drivtang. Disse organismenes potensial for etablering er avhengig av flere forhold knyttet til mottakslokaliteten, fysiske forhold som temperatur, strømforhold osv. og hvorvidt introduksjonene skjer en eller flere ganger. Jo flere introduksjoner, jo større sjans for at en ny art kan etablere seg. Som eksempel fiskes det etter leppefisk i Sverige og i Østfold – områder hvor det ikke drives fiskeoppdrett. Forsendelsene av leppefisk herfra skjer i sommerhalvåret, som er den perioden hvor det er størst sannsynlighet for at det kan forekomme levende organismer som er skjult i forsendelsene. Sannsynligheten for at transport over tid vil føre til permanente endringer i økosystemene, vurderes som moderat til høy, konsekvensene er uforutsigbare (altså lav – høy/alvorlig, avhengig av hvilke endringer som kan finne sted). Det er en høy grad av usikkerhet knyttet til disse vurderingene, etter som det er

ukjent hvilke følgeorganismer som finnes i transportene.

#### **Risiko for at rømt eller utsatt rensefisk skal påvirke de ville bestandenes populasjonsgenetiske struktur**

Leppefiskene lever i mer eller mindre isolerte, lokale populasjoner. Bruk av leppefisk som er fraktet nordover (eksempelvis fra Sverige til Nordland) kan representere akvakultur med arter som ikke forekommer naturlig i området (grønnngylt i nordlige områder) og/eller bruk av ikke-stedegen fisk. En udefinert andel av denne fisken rømmer eller slippes ut, og det er derfor høy sannsynlighet for at det i praksis flyttes fisk mellom ulike bestander.

Grønnngylt vil i mindre grad rømme (Woll et al., 2013). Det er rapportert at noen oppdrettere tidligere hadde en praksis hvor leppefisk ble satt fri etter bruk. Hvis dette skjer kan utsatt fisk påvirke små lokale bestander, eller danne nye, hvis arten ikke forekommer naturlig i området. Dette undersøkes nå nærmere, og risiko kan ikke vurderes før det foreligger mer data.

Villfanget berggylt har en høyere lovlig minstestørrelse ved fangst enn de andre leppefiskartene, så sannsynligheten for at denne rømmer er lav. Imidlertid kan oppdrettet berggylt settes ut ved mindre størrelser og disse kan ha større sannsynlighet for å rømme gjennom notmaskene enn villfanget fisk. Oppdrettet berggylt er ofte ikke stedegen. Selv om det er større sannsynlighet at liten berggylt rømmer, vil den lange tiden det tar før de rømte små berggyltene kjønnsmodner (ved 22-23 cm), redusere sannsynligheten for at disse kan påvirke lokale bestander da de må overleve ute i naturen flere år før de produserer egg (alle berggylter er hunner først). Risikoen for at rømte små berggylt vil påvirke lokale bestander er derfor vurdert som lav. Imidlertid vil rømming/slipp av stor berggylt øke risikoen for å påvirke lokale bestander.

Bergnebb er småvokst og kan lett unnslipe gjennom maskene. Det er sannsynligvis også mer robust. Ved en undersøking av bergnebb samlet inn langs en syd-nord-gradient ble det vist en genetisk variasjon som fulgte gradienten relatert til avstand. Fisken i det eneste "importområdet" i studien avvek imidlertid fra det generelle mønsteret, og var mer lik fisk fra eksportområdet enn fra de nærmeste prøvetakingslokalitetene. Dette kan ha sammenheng med innblanding av importert fisk; det gjøres nå oppfølgende studier i området. Sannsynligheten for en varig endring i bestandene kan derfor vurderes

som moderat til høy; høyest i randsonepopulasjoner og/eller bestander med små bestander eller lav tetthet av fisk. Konsekvensen regnes som moderat, og risiko således moderat til høy. Usikkerheten er høy, etter som det ikke foreligger langtidsstudier av eventuelle endringer.

#### **Risiko for at bruk av rensefisk skal føre til dårlig fiskevelferd**

Leppefisk og rognkjeks holdt i merder, lever i et unaturlig miljø, sannsynligvis med kronisk og vedvarende høy dødelighet, samt hyppige sykdomsutbrudd. Bergnebb og berggylt ser ut til å være mer robust enn de andre artene. Generelt er sannsynligheten for dårlig fiskevelferd høy, konsekvensen alvorlig, så risiko for at hold av rensefisk fører til dårlig fiskevelferd er høy.

#### **Risiko for at bruk av rensefisk skal føre til innførsel og/eller spredning av sykdommer som ikke finnes i oppdrettsområdene**

Vi har ikke god nok oversikt over geografiske forskjeller på utbredelsen av sykdommer og parasitter hos leppefisk i norske og svenske farvann, men det foreligger data som tyder på at det er geografiske forskjeller på enkelte gjellepatogener hos bergnebb og grønnngylt og på nodavirus (NNV)-isolater fra bergnebb, grønnngylt og berggylt. Sannsynligvis er det også geografiske forskjeller på enkelte bakterier som kan forårsake sykdom. Den omfattende transporten av leppefisk skjer derfor uten at vi kjenner helsestatus til fisken.

En del av fisken rømmer fra merdene. Noe fisk vil dø, og eventuelle sykdomsfremkallende agens kan spres når denne går i oppløsning eller blir spist av villfisk. Det er således en stor sannsynlighet for at smittebærende fisk og patogener fra fisken introduseres i nye miljøer, men avstanden fra merdene til de ville bestandene kan muligvis og generelt redusere sannsynligheten til moderat. Konsekvensene er potensielt alvorlige, men ukjente, ettersom spredning og overføring av sykdommer hos leppefisk er dårlig beskrevet. Eksempler på kjente agens som er påvist hos leppefisk, og som kan tenkes å følge partier av rensefisk er VHS-virus, NNV (nodavirus) og bakterier som *Aeromonas salmonicida*, *Pasteurella* sp. og parasitter som *Paramoeba perurans*. Risiko vurdert for disse patogenene vil variere med effekten på de ville bestandene, men vurderes generelt som moderat, med en høy grad av usikkerhet på grunn av manglende kunnskap. Sannsynligheten for innførsel av VHSV regnes som lav, men konsekvensen knyttet til oppdrett er alvorlig, så risiko for spredning av VHSV er moderat.

### Risiko for smitte mellom rensefisk og laksefisk

Etter innsett av rensefisk er oppdrettet i praksis en polykultur. I denne situasjonen er det sentralt å unngå overføring av sykdommer mellom de artene som befinner seg i oppdrettet. Oppdrettsnæringen er opptatt av om rensefisk kan være bærere eller reservoarer av virus, sykdomsfremkallende bakterier og parasitter som kan infisere laksefisken. Det er begrenset informasjon som kan belyse dette, men den tilgjengelige informasjonen tyder på at leppefisk, rognkjeks og laksefisk i hovedsak har sine egne, spesifikke sykdomsagens. Noen agens kan imidlertid finnes i mange varianter, og vi antar at de vil være i stand til å endre sine egenskaper slik at de kan infisere nye vertsarter. Eksempler på dette er nodavirus (NNV), birnavirus som infeksjøs pankreasnekrosevirus (IPNV), viral hemorrhagisk septikemivirus (VHSV) og enkelte bakterier. For bakteriene (som *Vibrio* spp.

og *Aeromonas salmonicida*) vurderes sannsynligheten for smitte-eksponering fra leppefisk eller rognkjeks til laks som moderat til høy som følge av den tette kontakten mellom fiskene i merdene. Laksen er imidlertid vaksinert mot *Vibrio anguillarum* og *Aeromonas salmonicida* og skal i prinsippet være beskyttet, så sannsynligheten for en smitteoverføring er lav. Konsekvensen (vurdert som klinisk sykdom) er lav. Risiko for smitte av kjente bakteriesykdommer mellom rensefisk og laks vurderes derfor som lav. Det påpekes at flyttinger av fisk vil kunne introdusere nye agens med en alvorligere konsekvens.

Amøben *Paramoeba perurans* er påvist både hos rensefisk og laksefisk. Infeksjoner er kjent fra berggyllt og rognkjeks i oppdrett og fra berggyllt, grønngyllt og rognkjeks i merd. Oppdrettslaks smittes med amøben fra et ukjent miljøreservoar (trolig med dypvann) om høsten. I områder med høy salinitet kan laksen utvikle

AGD, og frigjøre mye smitte (amøber). Leppefisk i AGD områder kan være smittet om høsten, enten med amøber fra miljøreservoaret eller fra oppdrettslaks. Leppefisk kan muligvis fungere som reservoar for amøben gjennom vinteren (se Hellebø mfl 2017). Sannsynligheten for å smitte laksefisk med *P. perurans* ved introduksjon av lokal viltfanget leppefisk er moderat på Vestlandet om høsten, ellers lav. Konsekvensene av slik smitte om høsten vurderes som lav, etter som amøben er svært spredd i miljøet og sjøutsatt fisk også vil bli eksponert for smitte via vannet. Viltfanget leppefisk fra Sør- og Østlandet, og den svenske vestkysten er ikke funnet infisert om sommeren. Oppdrettet rensefisk er behandlet og amøbefri ved levering. Det vil imidlertid alltid være en fare for innførsel av smitte ved bruk av ubehandlet viltfanget leppefisk i oppdrett. Generelt vurderes risikoen for smitte med amøber knyttet til bruk av rensefisk som lav.

## 10.3

### KUNNSKAPSBEHOV

Forvaltningen av fisket etter leppefisk og bruk av oppdrettet berggyllt og rognkjeks har gradvis endret seg i tråd med kunnskapsoppbyggingen. Likevel er det til dels store utfordringer knyttet til bruk av rensefisk i oppdrett. Risikovurderingen har identifisert flere områder hvor det er behov for mer kunnskap og data som er listet under.

**Bestander:** Dynamikken i bestandene, restituering av bestander som har vært utsatt for hardt fiskepress. Effekten av

soner og vekselbruk som fredningsområder og/eller reservater.

**Fiske:** Effektiviteten til redskapstilpasninger (fluktåpninger mm).

**Økologiske effekter:** Overlevelse av ulike bifangstarter. Endring i bunnflora og fauna. Redusert fødetilbud for annen fisk. Overlevelse av rømt rensefisk.

**Transport:** Organismer som følger forsendelsene, overlevelse av disse. Effekten av transport – stress, overlevelse av fisk.

**Genetikk:** Innblanding av rømt rensefisk i lokale bestander.

**Helse:** Helsestatus villfisk i ulike fangst(eksport)områder. Hensiktsmessige systemer for karantene og helsekontroll.

**Velferd:** Kartlegge og tallfeste svinn, finne årsaker. Optimalisering av merdmiljøet for rensefiskene.

## 10.4

### REFERANSER

Ahne W (1980). *Experimental infection of pike (Esox lucius) with Egtvedvirus*. Tierarztl Umsch 35: 225-229.

Alarcón M, Gulla S, Røsæg MV, Rønne Seth A, Wergeland H, Poppe TT, Nilsen H, Colquhoun DJ. (2015). *Pasteurellosis in lump sucker Cyclopterus lumpus, farmed in Norway*. J Fish Dis (doi:10.1111/jfd.12366).

Albert OT, Bertelsen B, Jonsson ST, Pettersen IH, Torstensen E (2000). *Lumpsucker (Cyclopterus lumpus) otoliths: dissection, mounting and age-reading*. Fiskeriforskning, Rapport 2000, 1-22.

Bornø G, Gulla S (2016). *Helsesituasjonen hos rensefisk*. S. 70-73 i (Hjeltnes

m.fl. red). *Fiskehelserapporten 2015*. Oslo: Veterinærinstituttet.

Brun E, Lillehaug A (2010). *Risikoprofil for sykdommer i norsk fiskeoppdrett*. Norge, Veterinærinstituttet.

Dahle OM, Nylund A, Karlsbakk E, Andersen L, Blindheim S, Glosvik H, Breck O (2015). *Smitteoverføring av Paramoeba perurans mellom laks og berggyllt - bruk av to klonale isolat fra henholdsvis laks og berggyllt*. Abstract, Frisk Fisk, Tromsø.

Davenport J. (1985). *Synopsis of biological data on the lump sucker Cyclopterus lumpus (Linnaeus, 1758)*. FAO Fisheries Synopsis. No. 147, 1-31.

Gibson DR, Sommerville C (1996). *The potential for viral problems related to the use of wrasse in the farming of Atlantic Salmon*. s 240-246 I: Sayer MDJ, Treasurer JW, Costello MJ (red.): *Wrasse biology and use in aquaculture*. Fishing news books. Blackwell, Oxford.

Gibson DR, Smail DA, Sommerville C (2002). *Infectious pancreatic necrosis virus: experimental infection of goldsinny wrasse, Ctenolabrus rupestris L. (Labridae)*. J Fish Dis 21, 399-406.

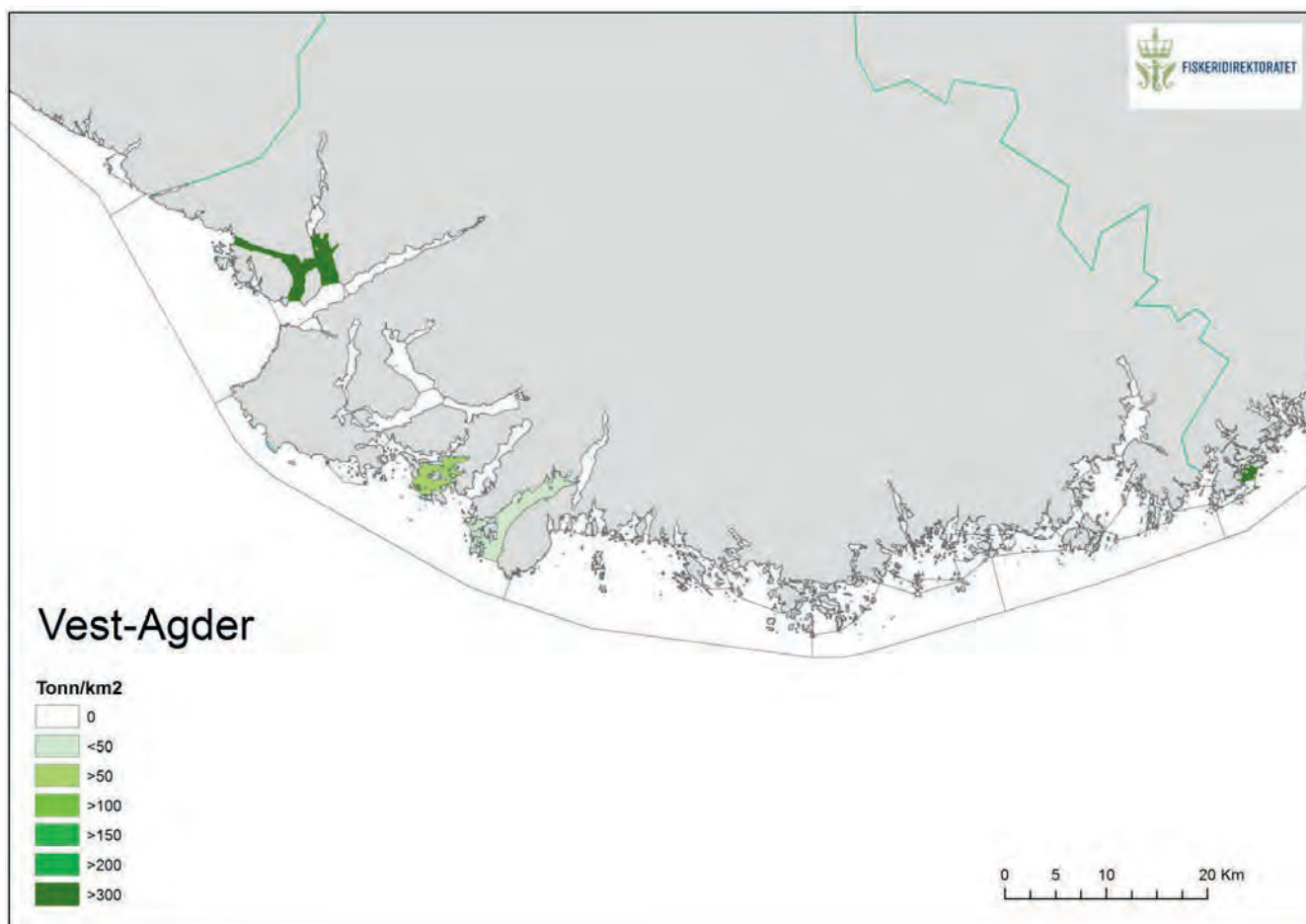
Grotmol S, Totland GK, Thorud K, Hjeltnes BK (1997). *Vacuolating encephalopathy and retinopathy associated with a nodavirus-like agent: a probable cause of mass mortality of cultured larval and juvenile Atlantic halibut Hippoglossus hippoglossus*. Dis Aquat Org 29, 85-97.



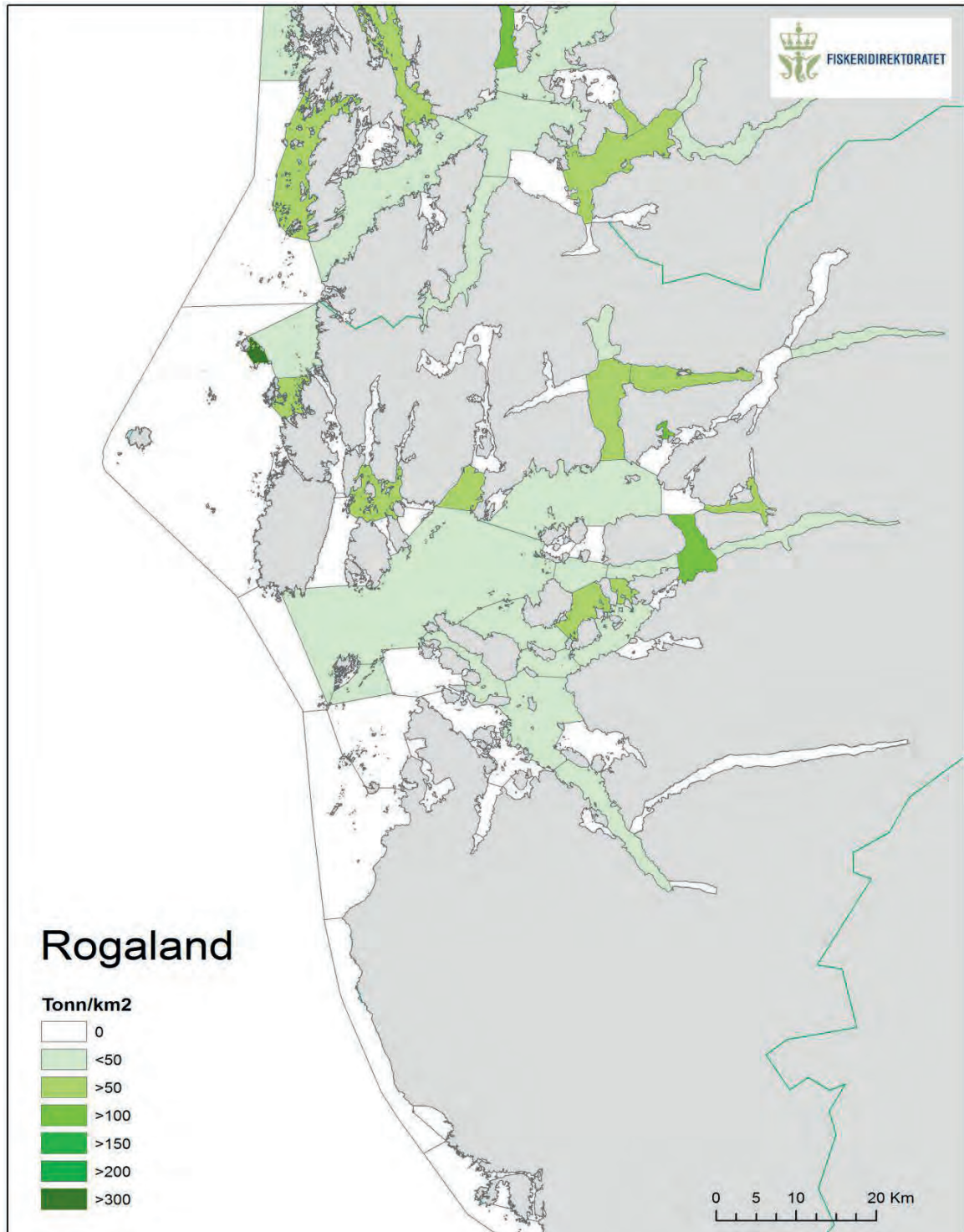
- Harkestad LS (2011). Eksperimentell smitte av grønngylt, *Symphodus melops*, med V.tape-tis-isolatene CECT 4600, LP2 og NRP45. Mastergradsoppgave i havbruksbiologi, Universitetet i Bergen 2011, 136 s.
- Hawley LM, Garver KA (2008). Stability of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) in fresh-water and seawater at various temperatures. *Dis Aquat Org* 82, 171-178.
- Hellebø A, Stene A, Aspehaug V (2017). Forekomst av *Paramoeba perurans* i fauna, miljø og villfisk assosiert med oppdrettsanlegg for marin Atlantisk laks. Rapport nr. MA16-07, Møreforskning, 28 s.
- Holst JC (1993). Observations on the distribution of lumpsucker (*Cyclopterus lumpus*, L.) in the Norwegian Sea. *Fish Res* 17, 369-372.
- Jansson E, Quintela M, Dahle G, Albretsen J, Knutsen H, André C, Strand Å, Mortensen S, Taggart JB, Karlsbakk E, Kvamme BO, Glover KA (2017). Genetic analysis of goldsinny wrasse reveals evolutionary insights into population connectivity and potential evidence of inadvertent translocations via aquaculture. *ICES Journal of Marine Science*. doi:10.1093/icesjms/ fsx046.
- Johansen R (red.) (2013). Fiskehelserapporten 2012. Oslo, Veterinærinstituttet.
- Karlsbakk E (2015). Amøbisk gjellesykdom (AGD) – litt om den nye plagen. Havforskningsrapporten 2015. Fisken og havet, særnr. 1-2015: 33-35.
- Karlsbakk E, Olsen AB, Einen A-CB, Mo TA, Fiksdal IU, Aase H, Kalgraff C, Skår S-Å, Hansen H (2013). Amoebic gill disease due to *Paramoeba perurans* in ballan wrasse (*Labrus bergylta*). *Aquaculture* 412-413, 41-44.
- Kennedy DA, Kurath G, Brito IL, Purcell MK, Read AF, Winton JR, Wargo AR (2015). Potential drivers of virulence evolution in aquaculture. *Evolutionary Applications* 9, 344-354.
- Korsnes K, Karlsbakk E, Skaar CK, Sælemyr L, Nylund A, Kvamme BO, Mortensen S (2017). High nervous necrosis virus (NNV) diversity in wild wrasse (*Labridae*) in Norway. *Diseases of Aquatic Organisms* 126:43-50.
- Levsen A, Maage A (2015). Nasjonal undersøkelse av forekomst av *Anisakis* i norsk oppdrettslaks (pp. 10). Bergen: Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- Mo TA, Emilsen V, Hansen H, Poppe TT (2014). Smitteforsøk med isolat av *Paramoeba perurans* fra berggylt og laks for å studere mottakelighet og infeksjonsutvikling hos laks. Rapport, Veterinærinstituttet 31 Jan. 2014. 13 s.
- Mo, T.A., Gahr, A., Hansen, H., Hoel, E., Oaland, Ø., & Poppe, T.T. (2014). Presence of *Anisakis simplex* (Rudolphi, 1809 det. Krabbe, 1878) and *Hysterothylacium aduncum* (Rudolphi, 1802) (Nematoda: Anisakidae) in runts of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *J Fish Dis* 37, 135-140.
- Munro ES, McIntosh RE, Weir SJ, Noguera PA, Sandilands JM, Matejusova I, Mayes AS, Smith R (2015). A mortality event in wrasse species (*Labridae*) associated with the presence of viral haemorrhagic septicaemia virus. *J Fish Dis* 38, 335-341.
- Myrseth B (1971). Fekunditet, vekst, levevis og ernæring hos *Cyclopterus lumpus* L. Hovedoppgave, Univ. Bergen/HI 1971. 113 s.
- Nilsen A, Viljugrein H, Røsæg MV, Colquhoun D (2014). Rensefiskhelse – kartlegging av dødelighet og dødelighetsårsaker, Veterinærinstituttets rapportserie nr 12, 2014.
- Olsen AB, Hellberg H (red.) (2012). Fiskehelserapporten 2011, Veterinærinstituttet, 39 s. (<http://www.vetinst.no/Publikasjoner/Fiskehelserapporten/Fiskehelserapporten-2011>).
- Olsen AB, Jensen BB, Nilsen H, Grøntvedt RN, Gjerset B, Taksdal T, Høgåsen HR (2011). Risikovurdering for spredning av pancreas disease virus (PD-virus) ved bruk av leppefisk i norsk lakseoppdrett. Veterinærinstituttets rapportserie 7-2011. Oslo: Veterinærinstituttet.
- Patel S, Korsnes K, Bergh Ø, Vik-Mo F, Pedersen J, Nerland AH (2007) *Novavirus* in farmed Atlantic cod *Gadus morhua* in Norway. *Dis Aquat Org* 77: 169-173
- Poppe TT, Taksdal T, Skjelstad H, Sviland C, Vågnes Ø, Colquhoun DJ (2012). Nye arter – nye diagnostiske utfordringer. *Norsk Veterinærtidsskrift* 124(1): 19-21.
- Pulkinen K, Suomalainen L-R, Read AF, Ebert D, Rintamäki, Valtonen ET (2015). Intensive fish farming and the evolution of pathogen virulence: the case of columnaris disease in Finland. *Proc Royal Soc B* 277, 593-600.
- Roiha IS, Maage A, Levsen A (2017). Nasjonal undersøkelse av forekomst av *Anisakis simplex* i norsk oppdrettslaks (*Onchorhynchus mykiss*). Rapport, NIFES 26.01.2017; 12 p.
- Schönherz AA, Hansen MHH, Jørgensen HBH, Berg P, Lorenzen N, Einer-Jensen K (2012). Oral transmission as a route of infection for viral haemorrhagic septicaemia virus in rainbow trout, *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum). *J Fish Dis* 35, 395-406.
- Skiftesvik AB, Bjelland RM, Durif CMFI, Johansen IS, Browman HI (2013). Delousing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) by cultured vs. wild ballan wrasse (*Labrus bergylta*). *Aquaculture* 402-403, 113-118.
- Skiftesvik AB, Blom G, Agnalt A-L, Durif CMF, Browman HI, Bjelland RM, Harkestad LH, Farestveit E, Paulsen OI, Fauske M, Havelin T, Johnsen K, Mortensen S. (2014). Wrasse (*Labridae*) as cleaner fish in salmonid aquaculture – The Hardangerfjord as a case study. *Mar Biol Res* 10, 289-300.
- Skiftesvik AB, Durif D, Bjelland R, Browman H, Holm E, Jørgensen T, Løkkeborg S, Utne Palm AC, Skar Tysseland AB, Hoddevik Ulvestad B, Aasen A, Axelsen BE, Mortensen S, Sælemyr L, Skår CK, Karlsbakk E, Einen ACB, Nordbø J, Omdal LM, Isachsen CH, Espeland SH, Semb Johannesen I, Olausson S og Elen E (2014). Bestander og fangstkvantiteter av leppefisk. Rapport fra Havforskningen nr. 3-2014. Sluttrapport FHF prosjekt 900609.
- Sundberg L-R, Ketola T, Laanto E, Kinnula H, Bamford JKH, Penttinen R, Mappes J (2016). Intensive aquaculture selects for increased virulence and interference competition in bacteria. *Proc Royal Soc B* 283, 20153069. DOI: 10.1098/rspb.2015.3069.
- Thorsteinsson V (1981). The ageing validation of the lumpsucker (*Cyclopterus lumpus*) and the age composition of the lumpsucker in Icelandic lumpsucker fisheries. *ICES CM*. 1981/G58 Demersal Fish Committee, 26 p.
- Treasurer JW (2012). Diseases of north European wrasse (*Labridae*) and possible interactions with cohabited farmed salmon, *Salmo salar* L. Review article. *J Fish Dis* 35, 555-562.
- VKM (2014). Risk assessment of amoebic gill disease, Panel on Animal Health and Welfare; VKM Report 2014: 11, Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM), Oslo, Norway.
- VKM (2017). Risk assessment of fish health associated with the use of cleaner fish in aquaculture. Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2017:32, Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway (<https://vkm.no/risikovurderinger/alle-vurderinger/rensefiskogrisikoforoverforingsav-mittettiloppdrettslaks.4.d44969415d027c43cf6562a.html>)
- Wienerroither R, Johannesen E, Dolgov A, Byrkjedal I, Bjelland O, Drevetnyak K, Eriksen K, Høines Å, Langhelle G, Langøy H, Prokhorova T, Prozorkevich D, Wenneck T (2011). Atlas of the Barents Sea Fishes. IMR/PINRO Joint Report Series (ISSN 1502-8828). 1, 272 s.
- Woll, A, Solevåg SE, Hansen Aas G, Bakke S, Skiftesvik AB, Bjelland R (2013). Velferd leppefisk i merd. Rapport nr MA 13-07, Møreforskning.
- Øines Ø, Simonsen JH, Knutsen JA, Heuch PA (2006). Host preference of adult *Caligus elongatus* Nordmann in the laboratory and its implications for Atlantic cod aquaculture. *J Fish Dis*. 29, 167-74.

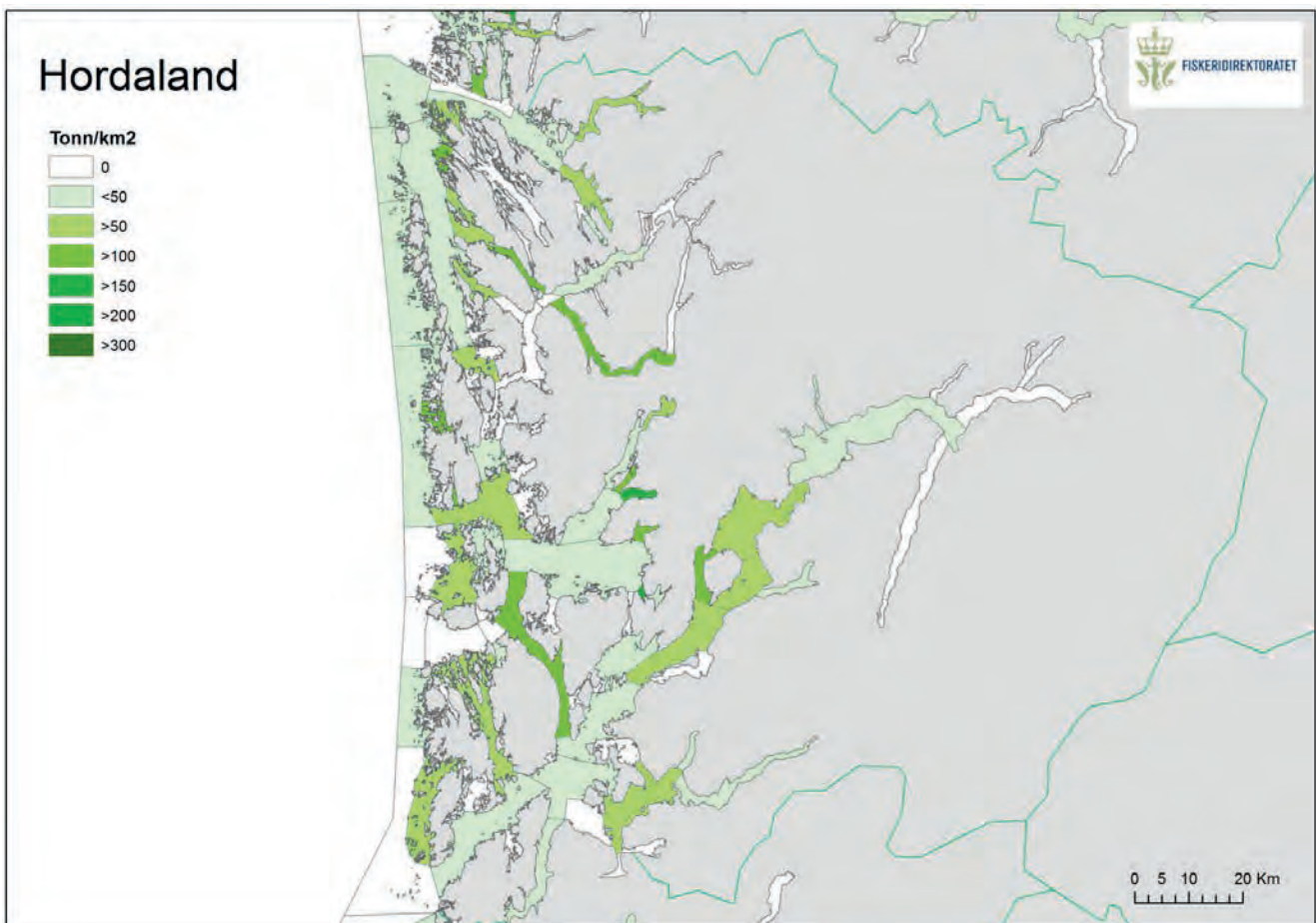
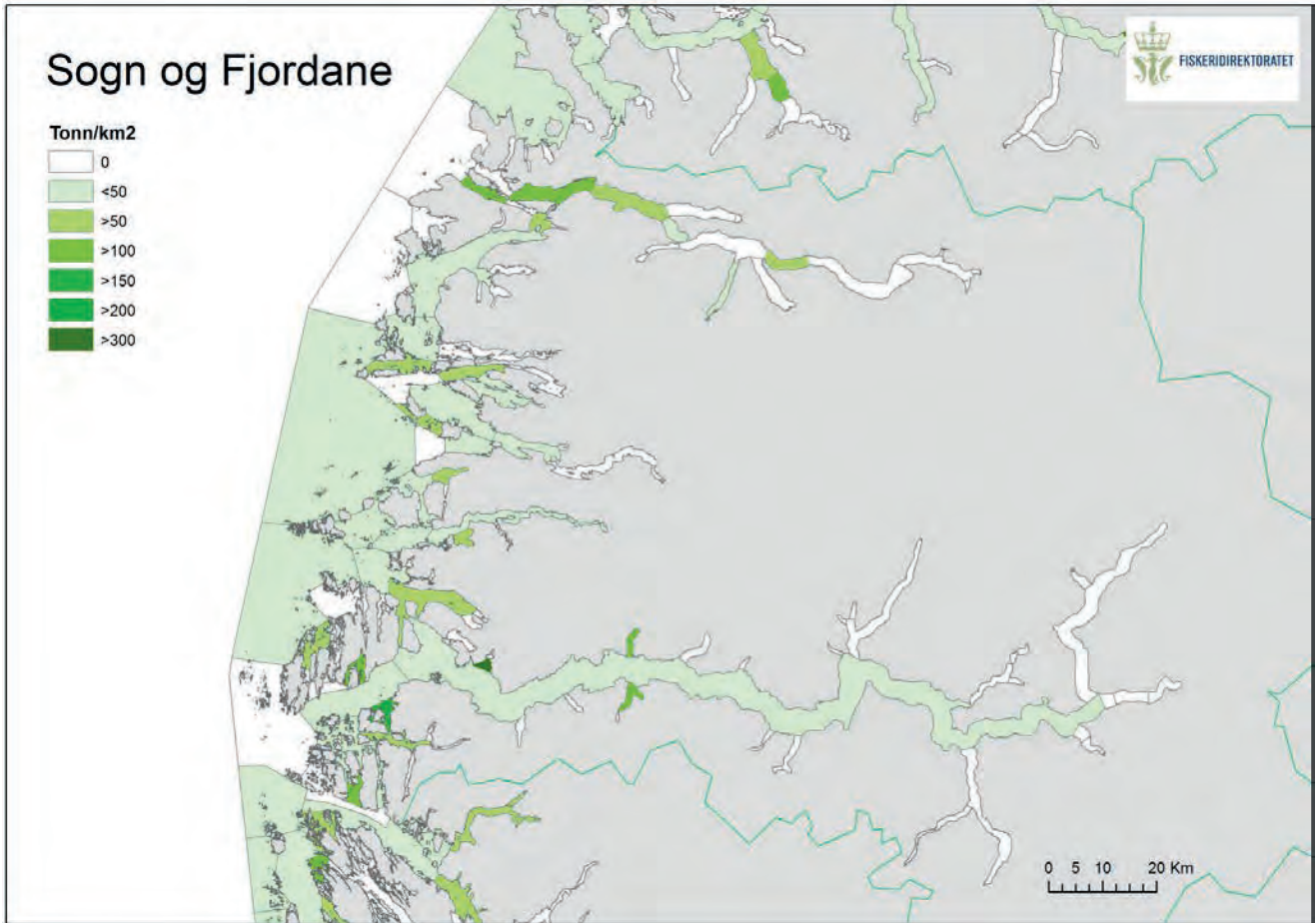
## VEDLEGG I.

Gjennomsnittlig stående biomasse av laks og regnbueørret per måned i forhold til sjøarealet (tonn/km<sup>2</sup>) i hver vannforekomst i norske fylker i perioden oktober 2015- september 2017 (kart og data fra Fiskeridirektoratet).

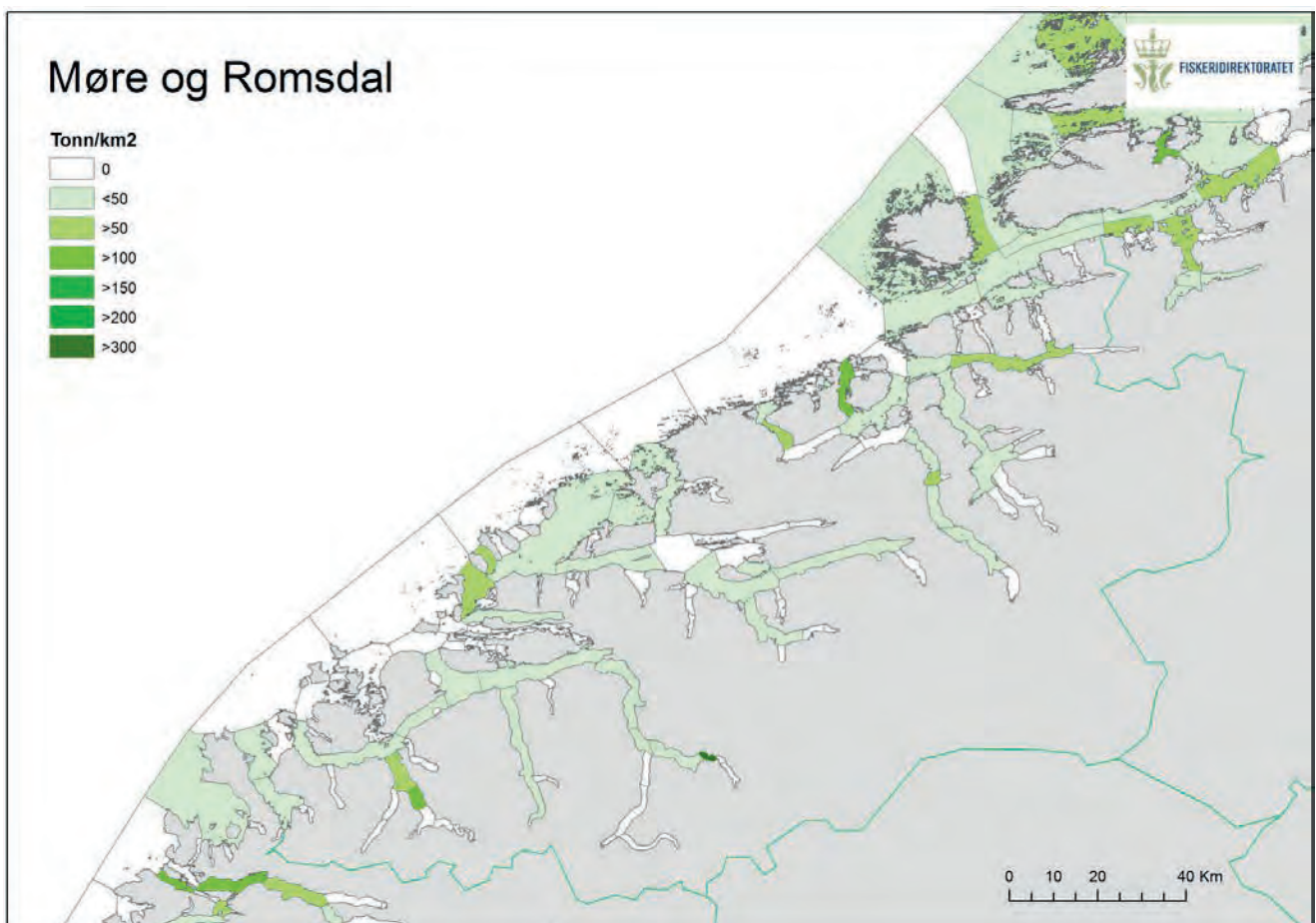
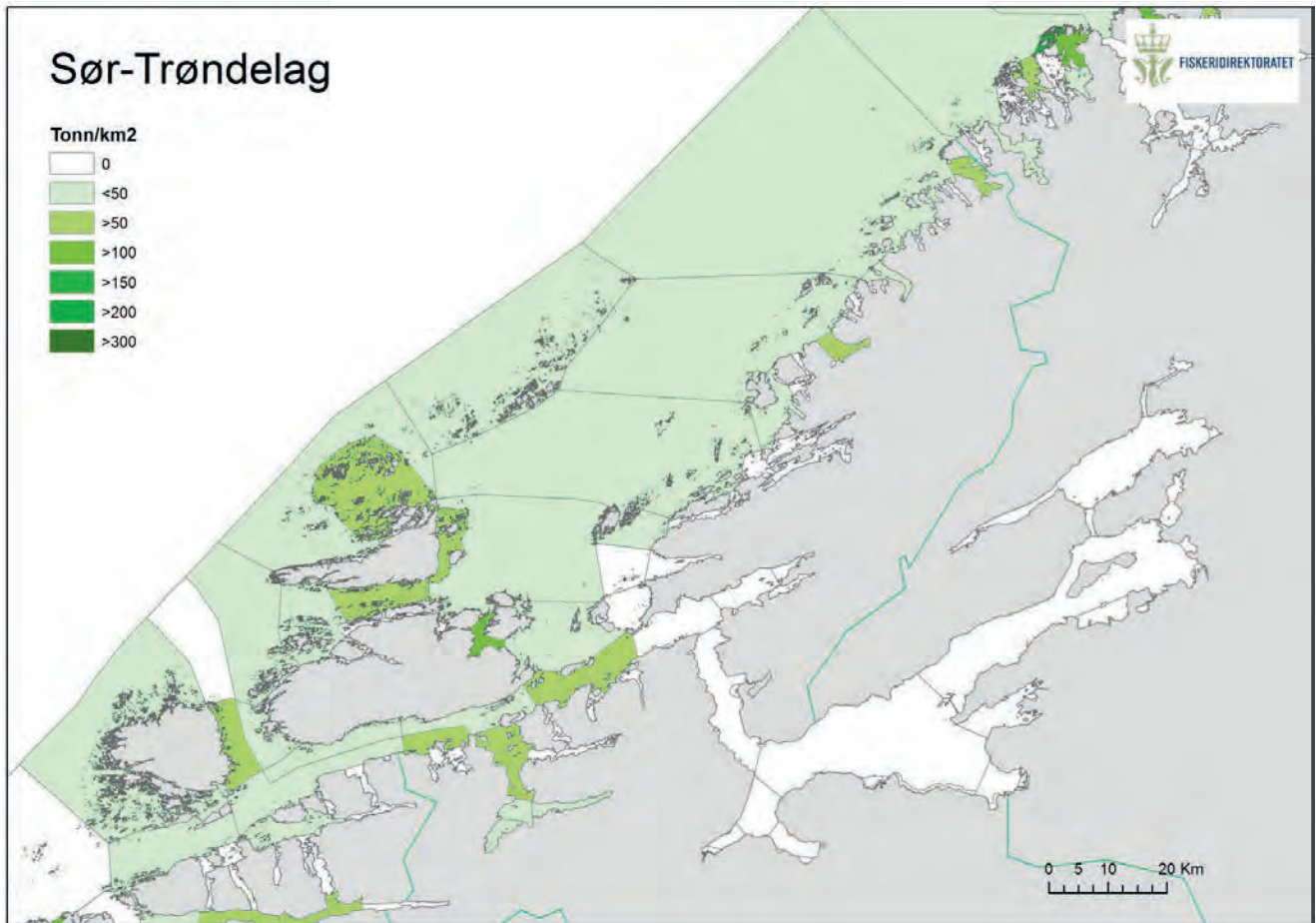


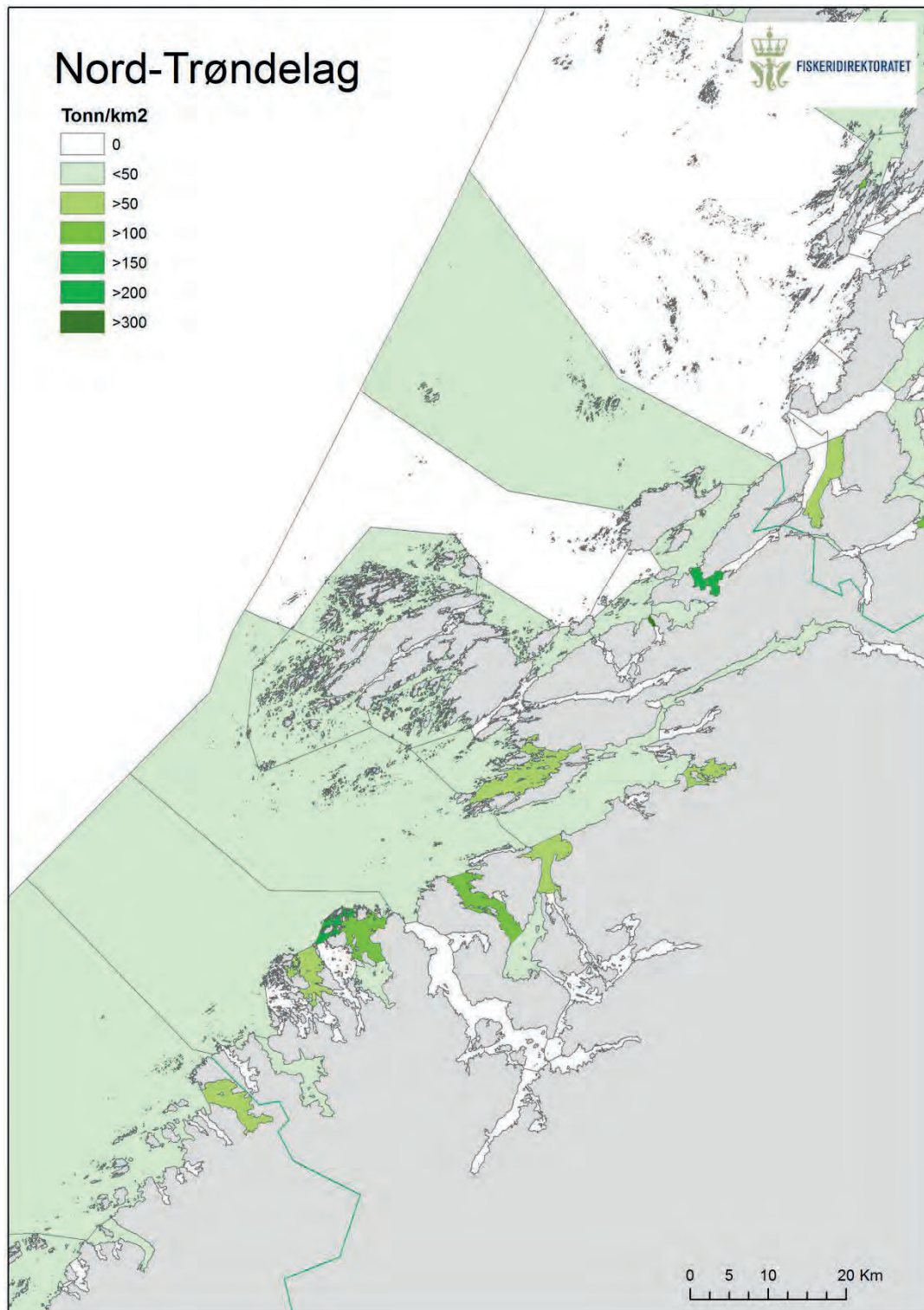




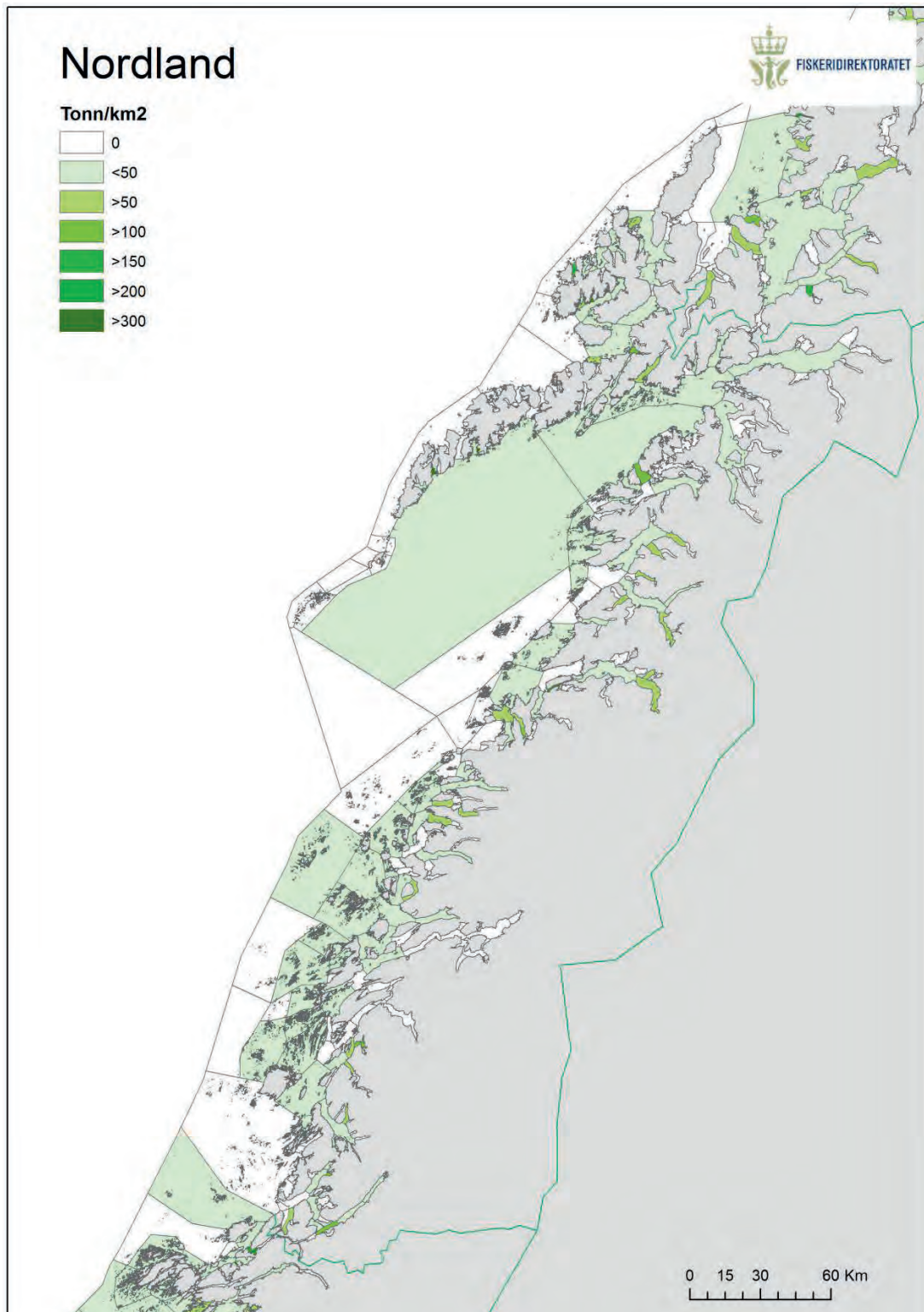


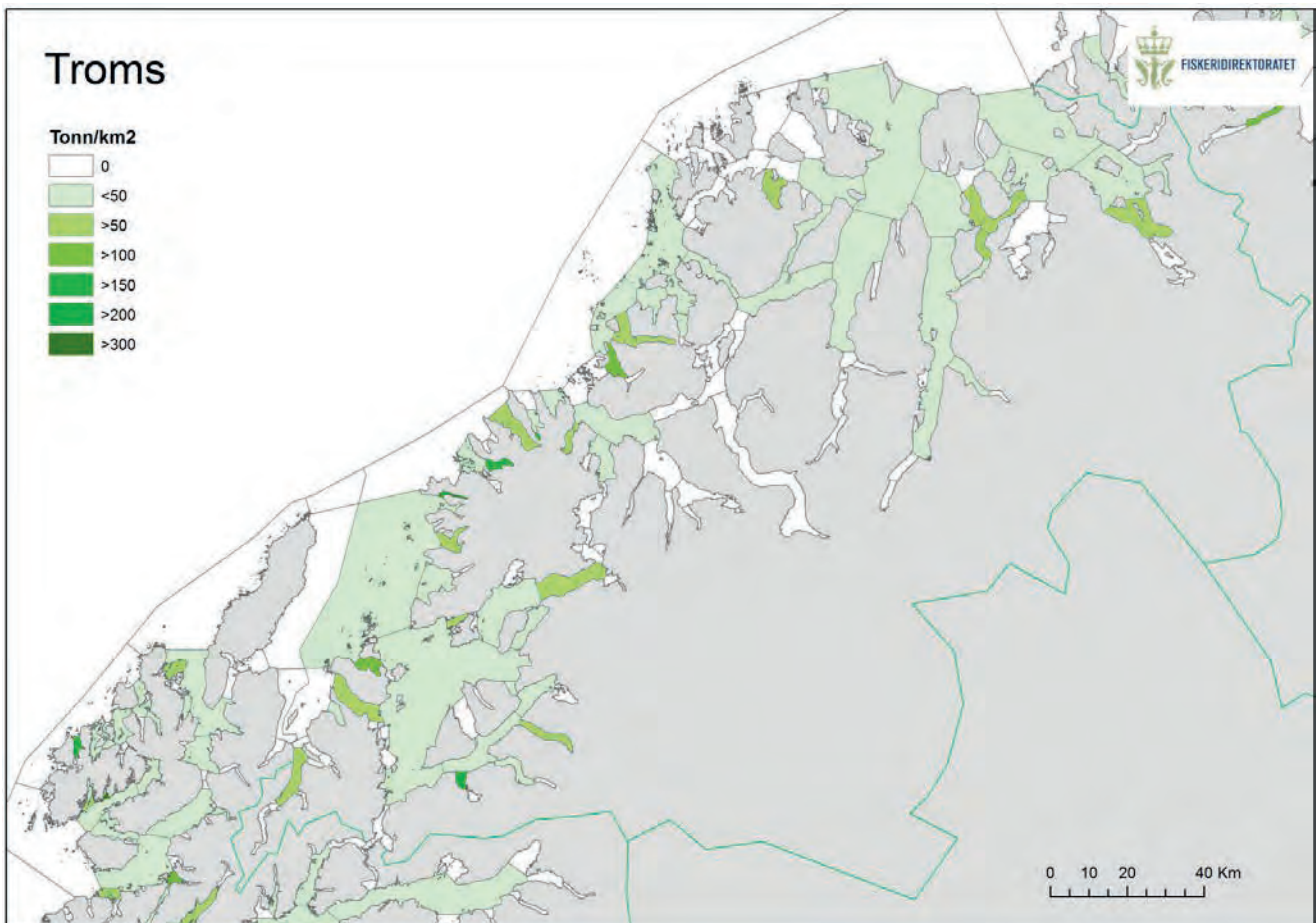
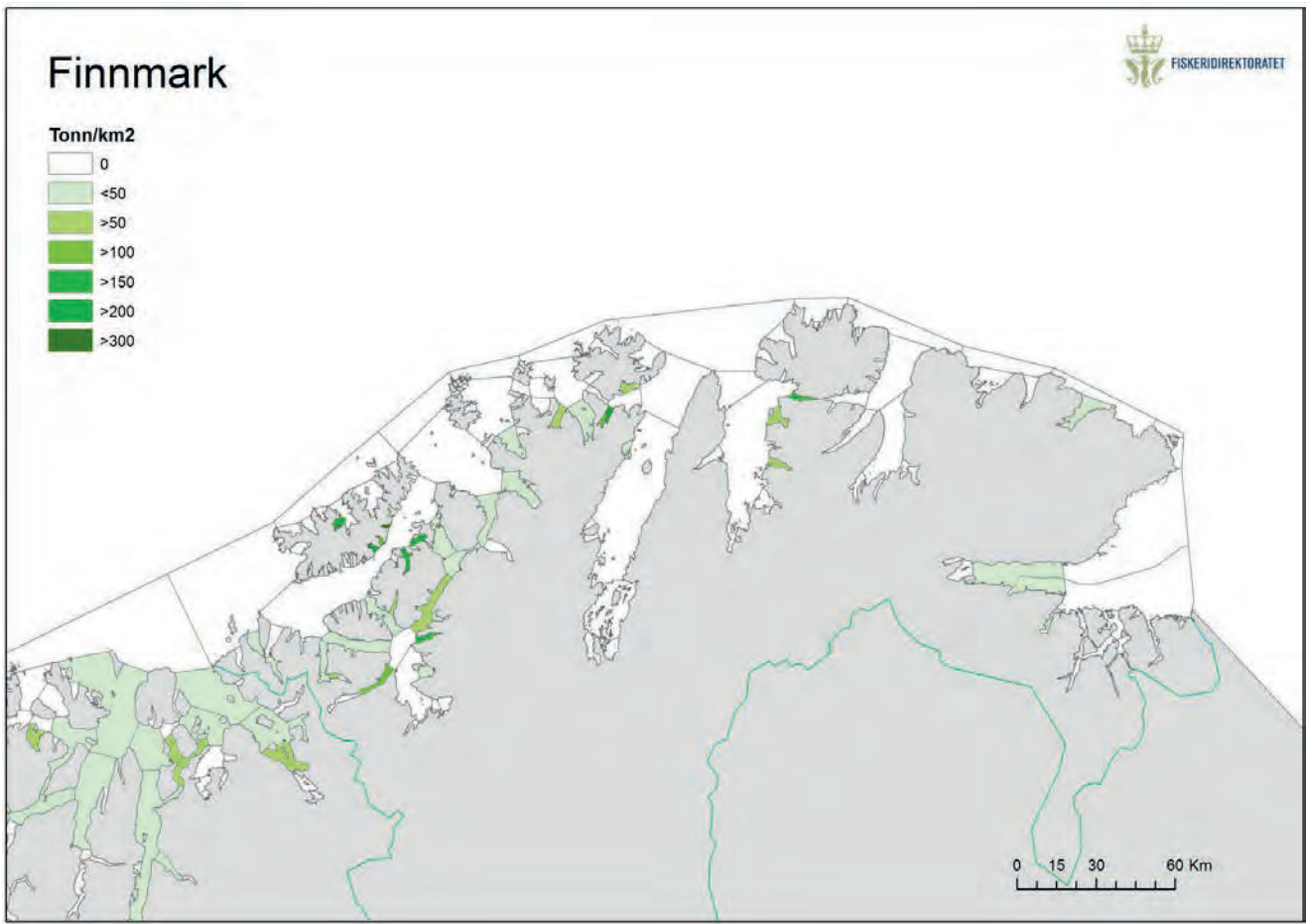
















# HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Institute of Marine Research

Nordnesgaten 50  
Postboks 1870 Nordnes  
NO-5817 Bergen  
Tlf.: +47 55 23 85 00  
E-post: post@hi.no

[www.hi.no](http://www.hi.no)

