



RISIKORAPPORT NORSK FISKEOPPDRETT 2021 - KUNNSKAPSSTATUS

Kunnskapsstatus effekter av norsk fiskeoppdrett

Redaktør(er): Ellen Sofie Grefsrud, Ørjan Karlsen, Bjørn Olav Kvamme, Kevin Glover, Vivian Husa, Pia Kupka Hansen, Ole Samuelsen, Nina Sandlund, Lars Helge Stien og Terje Svåsand (HI)



Tittel (norsk og engelsk):

Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2021 - kunnskapsstatus

Undertittel (norsk og engelsk):

Kunnskapsstatus effekter av norsk fiskeoppdrett

Rapportserie:

Rapport fra havforskningen 2021-7

ISSN:1893-4536

År - Nr.:

2021-7

Dato:

09.02.2021

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

14272-01

Program:

Miljøeffekter av akvakultur

Antall sider:

281

Sammendrag (norsk):

Havforskningsinstituttet har siden 2011 gitt ut en årlig rapport for risikovurdering av norsk fiskeoppdrett. Fra 2019 publiseres Risikovurdering norsk fiskeoppdrett nå som to enkeltstående rapporter, en som omfatter selve risikovurderingen og en som presenterer et oppdatert kunnskapsgrunnlag for risikovurderingen. Årets Risikorapport norsk fiskeoppdrett – kunnskapsstatus omfatter effekter på vill laksefisk, utslipp fra anlegg, fiske og bruk av leppefisk i laksefiskeoppdrett, samt velferd hos oppdrettsfisk i merd i sjø. Også risikovurderinger introduseres som eget kapittel. Kunnskapsgrunnlaget for risikovurderingene utdypes her for de enkelte kapitlene:

Effekter av lakselus fra oppdrett på vill laksefisk

Lakselus lever av vertens slim, skinn og blod, og påfører vertsfisken økte nivåer av stresshormonet kortisol, problemer med vann- og saltbalansen og svekker den immunologiske kapasiteten hos vertsfisken, og lusesmittet fisk virker mer utsatt for virusinfeksjon. Skadene på fisken blir spesielt store når lus utvikler seg fra fastsittende larve til bevegelig lus. Seneffekter som redusert vekst, svømmeevne og reproduksjon samt økt dødelighet er påvist. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har, basert på statistiske analyser, konkludert med at lakselus er også en betydelig bestandstrussel.

Oppdrett i åpne merder gjør at smittestoffer fra oppdrettsanleggene vil kunne drive fra merdene og ut i miljøet. Lakselus som slippes fra hunnlus som sitter på oppdrettsfisk antas, i oppdrettsintensive områder, å være den største kilden for lakselus også på vill laksefisk. Økte nivåer av lakselus er vist å ha negative effekter på vertsfisken, som igjen kan medføre en populasjonseffekt. Lakselus klekkes fra eggstrenger som sitter fast på hunnlus. Herifra transporteres de passivt med de omkringliggende vannmassene mens de utvikles gjennom to ikke smittsomme (nauplii) stadier før de når kopepodittstadiet hvor de er modne til å feste seg til en vertsfisk. Både utviklingen av egg og utvikling til det smittsomme kopepodittstadiet er sterkt avhengig av temperatur, og går raskere i varmt vann enn i kaldere vann. Spredningen av lus fra et oppdrettsanlegg vil være høyst variabel siden transporten av det omkringliggende vannet kan endres over kort tid og over små avstander. Bevegelsen til vannet er blant annet avhengig av vindforhold, tidevann og elveavrenning.

Forekomst av sykdom hos villaks som følge av virusmitte fra fiskeoppdrett

Virussykdommer er et alvorlig problem i oppdrett av fisk i Norge. De vanligst forekommende patogene virusene forårsaker årlig 400 til 500 utbrudd av sykdom langs hele kysten. For næringen utgjør dette årlig store økonomiske tap, og agens fra oppdrett vil kunne påvirke miljøet ved å spres til villfisk og der kunne forårsake sykdom.

Det er sannsynlig at det spres betydelige mengder patogener til miljøet fra smittet og syk fisk i oppdrett. Villfisk i nærheten av anlegget kan komme i kontakt med disse og kunne bli smittet. Konsekvensene av en eventuell smitte vil variere, noen fiskearter er ikke mottakelige, og visse stammer av mottakelige arter kan være mindre mottakelige. Smittede individer kan forbli friske, eller de kan bli syke og svekket. Syk fisk kan ha redusert overlevelse i naturen, da de er et lettere bytte for predatorer. Ytre miljøfaktorer som for eksempel temperatur, fødetilgang og vertstetthet vil kunne påvirke både verten og agenset. Smittespredning og effekter av dette er derfor regulert gjennom et komplisert samspill mellom verter, patogener, predatorer og andre miljøfaktorer.

Ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks

Hvert år rømmer det titusenvise av laks fra norske oppdrettsanlegg, og i enkelte år har antall rapporterte rømt oppdrettslaks vært høyere enn antall voksne villaks som returnerer til elvene for å gyte. De fleste oppdrettslaks som rømmer, forsvinner i havet. Det er sannsynlig at de dør av sult, sykdom, eller blir spist av predatorer. Likevel overlever noen etter rømming, og flere tusen vandrer opp i elvene hvert år og utgjør en risiko for innkryssing og genetisk påvirkning av villaksen. Over tid vil innkryssing av rømt oppdrettslaks kunne forandre egenskapene til de ville laksebestandene, redusere antall villaks som produseres og svekke bestandenes evne til å tilpasse seg endringer i miljøet.

Miljøeffekter som følge av utslipp av løste næringssalter fra fiskeoppdrett

Løste næringssalter slippes ut i kystvann fra befolkning (kloakk), industri, jordbruk og akvakultur. Ekstra næringssalter til norske kystområder kommer også som langtransporterte tilførsler, hovedsakelig med kyststrømmen med opprinnelse i Østersjøen og Tyskebukta. Fra svenskegrensa til Jæren er det hovedsakelig andre kilder enn akvakultur som bidrar til utslippene til kystvann, mens fra Rogaland til Finnmark er akvakultur den største kilden. Når laksefisk spiser i anleggene vil det slippes ut løst nitrogen og fosfor via gjellene og også en mindre andel i form av urea. Ekstra tilførsel av næringssalter til kystvannet kan føre til økt planteplanktonproduksjon, økt mengde dyreplankton og økt mengde nedfall til bunn med konsekvenser for oksygenkonsentrasjoner i bunnvann og effekter på dyresamfunn i sedimentene og makroalgasamfunn i fjæresonen. Overgjødning (eutrofiering) av kystvann er kjent tidligere fra Skagerrakområdet og fra mange deler av verden, mens mesteparten av norskekysten er vist å ha relativt lavt innhold av næringssalter. Norske kystvannsområder er i hovedsak nitrogenbegrensede, det vil si at i sommerhalvåret er det lite nitrogen i vannet.

Miljøpåvirkning på bunn som følge av partikulære organiske utslipp fra fiskeoppdrett

Oppdrettsfisk i Norge produseres i all hovedsak i åpne merdanlegg, og det slippes ut organiske partikler direkte til miljøet i form av fekalier fra fisken, og fôr som ikke spises. Utslippene spres eller akkumuleres på eller i sedimentet, og vil påvirke miljøet i større eller mindre grad rundt oppdrettsanlegget. Utslippene av organiske partikler fra fiskeoppdrett er høye, og påvirkningen på bunnen kan bli stor under produksjonen. Utslippene består imidlertid hovedsakelig av lett nedbrytbare forbindelser, påvirkningen er reversibel, og regenerering av bunnen vil kunne vare fra noen måneder til noen år. For bløtbunn er der satt grenser for hvor stor bunnpåvirkning som aksepteres fra partikulære organiske utslipp både under anleggene og i områdene rundt. For blandingsbunn og hardbunn finnes ennå ingen standardisert overvåkning med grenseverdier.

Miljøeffekter som følge av utslipp av kobber fra fiskeoppdrett

I det marine miljø kan kobber eksistere både som Cu(I) og som Cu (II). Kjemiske former og konsentrasjoner av uorganisk kobber i sjøvann blir derfor påvirket av redoks-statusen til sjøvann og sediment. Løst kobber i sjøvann kan eksistere i flere kjemiske og fysiske former som partikler, ioner, og organiske og uorganiske komplekser. Den kjemiske atferden til kobber i sjøvann er viktig for bioakkumulering og giftighet for marine organismer. Cu(I)-Cl komplekser er den dominerende uorganiske formen i sjøvann. Kobber kan bli tatt opp av marine organismer, men kobber blir ikke biomagnifisert til høyere trofiske nivå. Bioakkumuleringsstudier viser at opptak av kobber til marine organismer hovedsakelig skjer som Cu²⁺ ion som er den giftigste formen. Kobber(I)oksid dvs Cu₂O er den formen av kobber som blir brukt som antibegroingsmiddel. Når spor av kobber fra Cu₂O impregnert net går i løsning i sjøvannet, er det giftig for organismer som vokser på netten. I 2014 ble det omsatt 1130 tonn kobber til bruk som grohemmende midler, mens tilsvarende forbruk i 2019 var 1698 tonn. Dette tilsvarer en økning på 50% over denne perioden. Havforskningsinstituttet har startet egen overvåking i flere fjorder i Hordaland/Vestland i 2018 for å få data på nivå på kobber og andre miljøgifter og mulighet for å studere om disse endrer seg over tid. Resultatene for kobber i sediment viste at nivåene varierer og at det er vanskelig å trekke konklusjoner om tidstrend etter så kort periode med målinger.

Miljøeffekter på non-target-arter ved bruk av legemidler

Her gis en oversikt over legemidler som brukes i norsk akvakultur for behandling mot innvollsorm, bakterier (antibakterielle midler) og lakselus. I tillegg kommer anestes- og desinfeksjonsmidler. Vi har valgt å fokusere på midler brukt mot lakselus, som gis enten som bademidler eller i fôret. Lakselus tilhører dyregruppen krepsdyr, og medikamenter som dreper lakselusen kan også påvirke andre krepsdyrarter og også andre arter. Andre arter enn lakselus er i denne risikovurderingen gitt en generell betegnelse som «non-target arter», og omfatter arter som lever fritt i vannmassene, på bunnen og i strandsonen. Det er forskjell i måten bademidler og fôrmidler påvirker non-target arter. Bademidler gir kortvarig effekt, mens fôrmidler vil kunne påvirke non-target-arter over en lengre tidsperiode. Hvilke avlusningsmidler som brukes, vil også ha stor betydning, siden de ulike avlusningsmidlene har varierende giftighet og effekt på ulike arter og livsstadier.

Miljøeffekter ved bruk av villfanget leppefisk i fiskeoppdrett

Leppefisk og rognkjeks brukes som rensefisk for å bekjempe lakselus hos laksefisk i oppdrett, og er regnet som et miljøvennlig alternativ til bruk av legemidler. Rensefisk påfører også oppdrettsfisken mindre stress enn avlusningsmetoder som krever håndtering. De vanligste artene som brukes til avlusning er berggyllt, grønngyllt, bergnebb, gressgyllt og rognkjeks. All rognkjeks som brukes som rensefisk, kommer fra oppdrett. Bruk av oppdrettet rensefisk er ikke vurdert i denne risikovurderingen, heller ikke smitte fra rensefisk til oppdrettsfisk. Det er et mål at fiske og bruk av rensefisk ikke skal ha vedvarende negative miljøeffekter. Dette innebærer ingen permanent endring i genetisk struktur, ikke endret helsestatus og ingen uønskede, langvarige eller permanente økosystemendringer.

Dyrevelferd i norsk fiskeoppdrett

I norske oppdrettsmerder er det til enhver tid rundt 400 millioner oppdrettslaks og flere titalls millioner rensefisk. Dette er individer som etter dyrevelferdsloven har krav på å bli holdt i et miljø som gir god velferd ut fra artstypiske og individuelle behov. For at fiskene skal oppleve god velferd må de tilbys miljøforhold og omgivelser de er i stand til å tilpasse seg og mestre. Indikatorer på god mestring er for eksempel at de er friske og sunne, vokser normalt og har normal atferd. Ved håndtering av fiskene må det brukes metoder som ikke er smertefulle eller skader fiskene, og de må ikke utsettes for miljøforhold som påfører de langvarig stress og belastning. Indikatorer på dårlig velferd er sykdom, parasitter, sår og skader, dårlig vekst og avmagring, og avvikende atferd, som f.eks. at de står og sturer langs nota og viser liten respons på fôring. At noen fisk dør er selvfølgelig også en indikator på dårlig velferd, da vi må anta at de har opplevd kortere eller lengre perioder med dårlig velferd før de døde, og vi må regne med at det også er flere syke eller skadete fisk i oppdrettsenheten.

Innhold

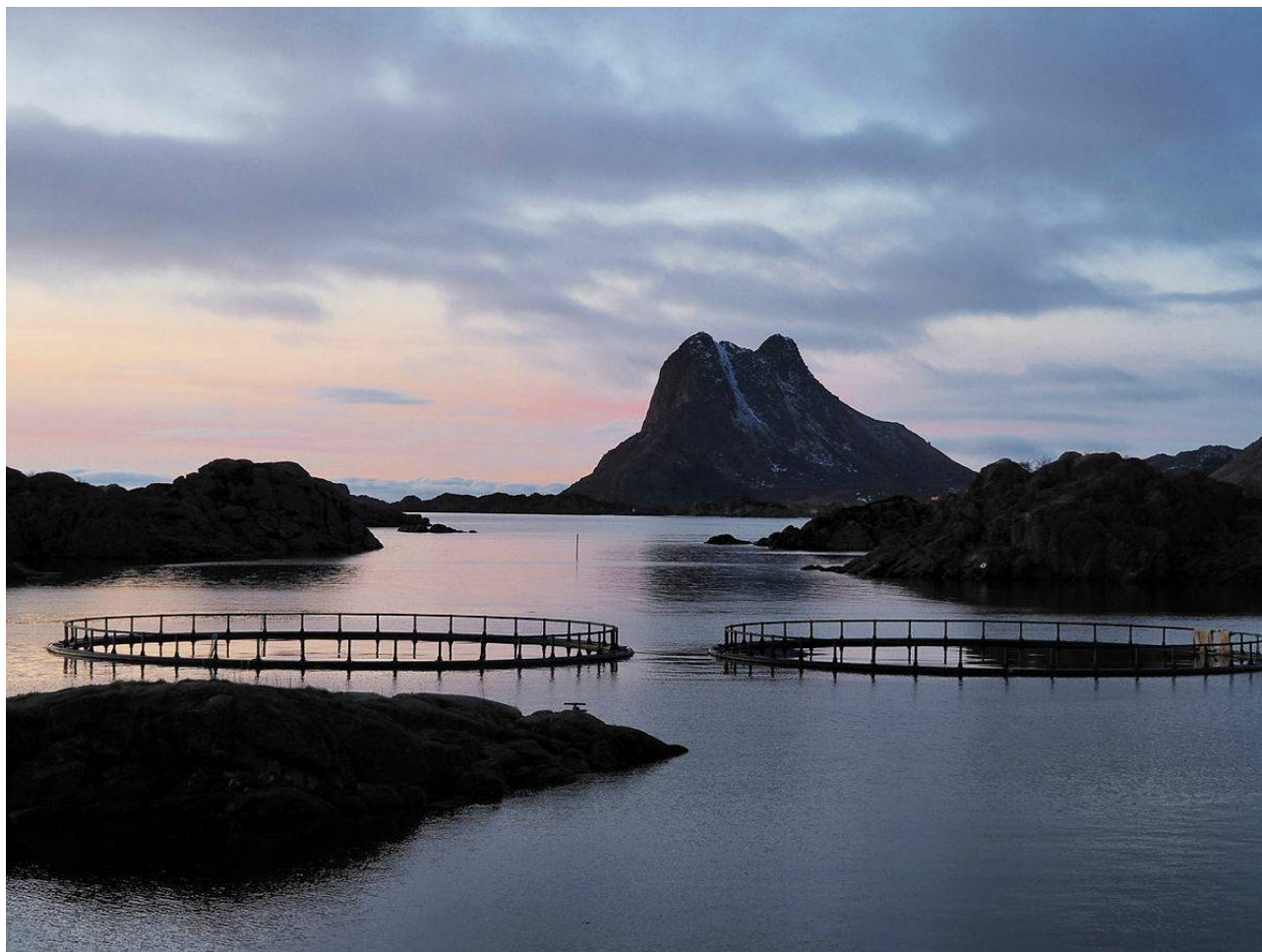
1	Risikovurderinger – en kort innføring	8
1.1	Innledning	8
1.2	Bakgrunn	8
1.3	Sannsynlighet	9
1.4	Usikkerhet	9
1.5	Risikovurderinger i akvakultur	9
1.6	Referanser	10
2	Effekter av lakselus fra oppdrett på vill laksefisk	12
2.1	Innledning	12
2.2	Lakselus og miljø	12
2.3	Effekt av lakselus på individ og populasjon	15
2.4	Metodene for overvåking av lakselus på vill laksefisk	18
2.4.1	Observasjonsmetode 1: Ruse og garnfangst av sjørøret og sjørøye	18
2.4.2	Observasjonsmetode 2: Trålfangst av utvandrende postsmolt laks	19
2.4.3	Observasjonsmetode 3: Vaktbur med kultivert smolt	19
2.4.4	Modellmetode 1: ROC - Relative Operating Characteristic	20
2.4.5	Modellmetode 2: Virtuell smolt	21
2.5	Status og utvikling i infestasjon av lakselus i produksjonsområdene	21
2.5.1	PO 1 Svenskegrensen til Jæren	21
2.5.2	PO 2 Ryfylke	26
2.5.3	PO 3 Karmøy til Sotra	32
2.5.4	PO 4 Nordhordland til Stadt	39
2.5.5	PO 5 Stadt til Hustadvika	48
2.5.6	PO 6 Nordmøre og Sør-Trøndelag	55
2.5.7	PO 7 Nord-Trøndelag med Bindal	61
2.5.8	PO 8 Helgeland til Bodø	67
2.5.9	PO 9 Vestfjorden og Vesterålen	72
2.5.10	PO 10 Andøya til Senja	77
2.5.11	PO 11 Kvaløya til Loppa	82
2.5.12	PO 12 Vest Finnmark	87
2.5.13	PO 13 Øst Finnmark	93
2.6	Referanser	97
3	Forekomst av sykdom hos villaks som følge av virusmitte fra fiskeoppdrett	105
3.1	Innledning	105
3.2	Sentrale kunnskapsbehov	106
3.3	Havforskningsinstituttets overvåking av virus i vill og rømt laks	107
3.4	Villaks og oppdrettslaks	107
3.5	Patogener i norsk fiskeoppdrett	108
3.6	Konsekvenser av smittespredning	108
3.7	Smittet rømt oppdrettslaks i elv	109
3.8	Spredning og fortynning	110
3.9	Virusets robusthet	111
3.10	Fjerning av smittet eller syk oppdrettsfisk.	111
3.11	Sammenfall i tid og rom mellom villaks og smitte	112
3.12	Infeksiøst lakseanemivirus og Salmonid alphavirus	112
3.12.1	Infeksiøst lakseanemivirus (ILAV)	113
3.12.2	Salmonid alfavirus (SAV)	118
3.13	Referanser	121

4	Ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks	131
4.1	Innledning	131
4.2	Konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks	132
4.2.1	<i>Atlantisk laks, en art med genetisk forskjellige bestander</i>	132
4.2.2	<i>Hvor ulik er villaks og oppdrettslaks?</i>	132
4.2.3	<i>Genetisk påvirkning fra rømt oppdrettslaks – hva forteller empiriske data oss?</i>	134
4.2.4	<i>Modellering</i>	139
4.3	Faktorer inkludert i risikovurderingen	140
4.3.1	<i>Rømt oppdrettslaks på gyteplassene</i>	141
4.3.2	<i>Bestandenenes robusthet for ny innkryssing</i>	151
4.4	Referanser	158
5	Miljøeffekter som følge av utslipp av løste næringssalter fra fiskeoppdrett	168
5.1	Innledning	168
5.2	Utslippsmengde	169
5.3	Spredning og fortynning	170
5.4	Effekter av utslipp av løste næringssalt	171
5.4.1	<i>Endring i planteplanktonproduksjonen (eutrofi)</i>	171
5.4.2	<i>Teoretisk beregning av respons i planteplanktonproduksjon</i>	172
5.4.3	<i>Endringer i makroalgесamfunn på hardbunn</i>	173
5.5	Overvåking av miljøtilstand i kystvann	173
5.6	Lokale effekter av utslipp av løste næringssalter	174
5.7	Referanser	174
6	Miljøeffekter på bunn som følge av partikulære organiske utslipp fra fiskeoppdrett	177
6.1	Innledning	177
6.2	Spredning av partikulært materiale	177
6.3	Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn	179
6.4	Regionale effekter av utslipp av organiske partikler	181
6.5	Rehabilitering av lokaliteter	181
6.6	Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder	181
6.7	Lokale effekter på sårbare bunntyper	182
6.8	Overvåking	182
6.8.1	<i>Overvåking i anleggssonen</i>	183
6.8.2	<i>Overvåking i overgangssonen</i>	185
6.9	Referanser	187
7	Miljøeffekter som følge av utslipp av kobber fra fiskeoppdrett	190
7.1	Innledning	190
7.2	Kobber i marine sediment	190
7.3	Kobber i sjøvann	191
7.4	Opptak og giftighet	191
7.5	Utslipp av kobber	191
7.6	Utslipp av kobber brukt som antibegroingsmiddel	192
7.7	Økte konsentrasjoner i sediment rapportert fra C-undersøkelsene	193
7.8	Artenes toleranse for kobber	193
7.9	Nivå i sediment i fjernsonen i fjorder i Vestland	194
7.10	Referanser	197
8	Miljøeffekter på non-target-arter ved bruk av legemidler	199
8.1	Innledning	199
8.2	Desinfeksjonsmidler	200
8.3	Legemidler mot innvollsorm	201
8.4	Antibakterielle midler	201

8.5	Legemidler mot lakselus	202
8.5.1	<i>Bademidler</i>	202
8.5.2	<i>Fôrmidler</i>	215
8.6	Totalt forbruk av avlusningsmidler 2019 for produksjonsområdene 1-13	222
8.7	Referanser	223
9	Bruk av rensefisk i norsk oppdrett	230
9.1	Innledning	230
9.2	Fangst av leppefisk	231
9.2.1	<i>Fiskeripåvirkning på leppefiskbestandene</i>	231
9.2.2	<i>Kunnskapsstyrke</i>	233
9.2.3	<i>Bekymringsmeldinger</i>	234
9.2.4	<i>Sortering/gjenutsetting av leppefisk og fiskeripåvirkning på andre arter</i>	234
9.2.5	<i>Indirekte økosystemeffekter</i>	238
9.2.6	<i>Biologi, velferd og svinn</i>	238
9.3	Smitte og innførsel av uønskede organismer via transport	239
9.4	Sykdommer og sykdomsutbrudd i merd	239
9.4.1	<i>Virus</i>	240
9.4.2	<i>Bakterier</i>	241
9.4.3	<i>Parasitter</i>	241
9.5	Gjenbruk av rensefisk	242
9.6	Genetiske påvirkninger	242
9.7	Referanser	243
10	Dyrevelferd i norsk fiskeoppdrett	250
10.1	Innledning	250
10.1.1	<i>Fiskevelferd</i>	250
10.1.2	<i>Mål og omfang</i>	251
10.2	Dødelighet som velferdsindikator	251
10.2.1	<i>Datakilder</i>	251
10.2.2	<i>Dødelighet per produksjonsområde</i>	251
10.3	Oppdrettslaks	252
10.3.1	<i>Atlantisk laks som oppdrettsart</i>	252
10.3.2	<i>Velferd til laks i settefiskfasen</i>	254
10.3.3	<i>Velferd til laks i merder</i>	259
10.4	Rensefisk	267
10.4.1	<i>Rensefiskarter</i>	267
10.4.2	<i>Velferd til Rensefisk i laksemerder</i>	267
10.5	Avlusing	272
10.6	Nye driftsformer	273
10.6.1	<i>Luseskjørt</i>	274
10.6.2	<i>Nedsenket merd</i>	274
10.6.3	<i>Snorkelmerd</i>	274
10.6.4	<i>Semi-lukket anlegg</i>	274
10.6.5	<i>Stor post-smolt</i>	274
10.6.6	<i>Eksponert oppdrett</i>	275
10.6.7	<i>Triploid laks</i>	275
10.7	Referanser	275

1 - Risikovurderinger – en kort innføring

Forfatter(e): Lasse Berg Andersen, Ellen Sofie Grefsrud og Terje Svåsand (HI)



Oppdrettsanlegg i Steine i Lofoten. Foto: Liv Eva Welhaven Løchen.

1.1 - Innledning

Dette kapittelet er nytt av året og gir foreløpig kun en kort introduksjon til risikovurderinger og noen sentrale begreper. Kapittelet vil videreutvikles i takt med resten av risikoarbeidet knyttet til akvakultur og aktuelle tema vil inkluderes og utdypes i kommende utgaver.

I kapittel 1 i risikovurderingen presenterer vi metodikken som brukes i vår risikovurdering og refererer i den forbindelse til følgende arbeider: Fundamentale forhold knyttet til risikoanalysefaget som terminologi, definisjoner og metodisk tilnærming forankres i Society for Risk Analysis, glossary (2018), « Risk, Surprises and Black Swans – Fundamental Ideas and Concepts in Risk Assessment and Risk Management» av Aven (2014), og NS-ISO 31000:2018 – Risikostyring – Retningslinjer (ISO 2018). I tillegg refererer vi også til « The Black Swan: The Impact of the Highly Improbable» av Taleb (2007).

1.2 - Bakgrunn

Risikovurdering har sine røtter 2400 år tilbake (Bernstein 1996), men først på 1970-80-tallet ble risikovurderinger en viktig del av risikostyring og implementert som et verktøy i forvaltningen. Den senere tid har risikofaget hatt en formidabel utvikling og er i dag en viktig komponent i alt fra HMS på arbeidsplassen til risikovurderinger av terrortrusler, miljøpåvirkning fra ulike industrier og er sentralt både innen bank og finans, matvaretrygghet og i helsesektoren.

Risikovurdering er et verktøy for å identifisere uønskede hendelser samt sannsynligheten for at hendelsen vil inntreffe og konsekvenser av en slik hendelse. Å tolke sannsynlighetskonseptet har engasjert forskere over hele verden siden Pascal og Fermat utviklet reglene for sannsynlighetsregning i 1654 (Bernstein, 1996). Hvordan sannsynlighet og usikkerhet skal forstås har viktige implikasjoner for hvordan vi kommuniserer risikoresultatene og til slutt hvordan risiko kan håndteres.

1.3 - Sannsynlighet

Frekventistisk sannsynlighet: Jacob Bernoulli (1654–1705) og hans samtid på slutten av det syttende århundre formulerte de store talls lov som en del av utviklingen av metodikk for kvantitativ analyse av sjansespill. Loven sier at gjennomsnittet av tilfeldige utvalg fra en populasjon sannsynligvis ligger i nærheten av gjennomsnittet av hele populasjonen. Derfor blir det uforutsigbare, på grunnlag av noen få eller en enkelt observasjon, forutsigbart og enhetlig når antallet observasjoner blir stort.

Subjektiv (kunnskapsbasert) sannsynlighet: I løpet av det nittende århundre økte anvendelsen av sannsynlighetsregning innen samfunnsvitenskap og økonomi og alternativer til frekventistfortolkningen av sannsynlighet ble utviklet. Den subjektive teorien ble fremmet både av den britiske matematikeren og filosofen Frank Ramsey (1903–1930) og den italienske matematikeren Bruno de Finetti (1906–1985). Teorien hevder at sannsynligheter er subjektive vurderinger av grader av tro (uttrykk for sikkerhet/usikkerhet), og at det derfor ikke eksisterer noen underliggende sanne verdier (Ramsey 1931, de Finetti, 1974). En subjektiv sannsynlighet er alltid betinget en viss bakgrunnskunnskap, som dekker data, informasjon og begrunnede oppfatninger, og ofte er disse formulert som forutsetninger.

1.4 - Usikkerhet

Usikkerhet i en risikokontekst forstås som det å ikke vite sann verdi av en størrelse eller fremtidige konsekvenser av en aktivitet. Vi snakker også om usikkerhet som følge av å ha ufullstendig eller upresis informasjon eller kunnskap om en hypotese, en størrelse eller opptreden av en hendelse. Usikkerheten knyttes til hva som kan skje, hvor ofte samt til omfang og alvorlighetsgrad av konsekvensene. Vi kan måle denne usikkerheten ved hjelp av sannsynlighetsbetraktninger og forventningsverdier forankret i historiske data. Imidlertid vil en tilnærming der vi utelukkende bruker sannsynligheter som mål på usikkerhet, kunne føre til uheldige forenklinger og tap av viktige nyanser. Søkelys på usikkerhet knyttet til konsekvenser fremover i tid bidrar til effektiv utnyttelse av all tilgjengelig innsikt og stimulerer til videre utvikling av kunnskapsgrunnlaget.

Usikkerhet i risikoanalyser er et omfattende tema og vil utdypes i fremtidige revideringer. For de som ønsker mer innsikt i temaet anbefales «Uncertainty in Risk Assessment» (Aven mfl. 2013)

1.5 - Risikovurderinger i akvakultur

I Norge er det et økende krav fra både interessenter og publikum om en mer helhetlig håndtering av miljøpåvirkningen fra havbruk, med tanke på hele farespekteret. For å nå et slikt mål vil risikovurderingsmetoder og risikorammer av høy kvalitet være avgjørende. En bedre forståelse av potensielle kumulative virkninger av storskala havbruk, kan hjelpe havbruk til å bli mer miljømessig bærekraftig. I denne prosessen spiller risikovurdering en viktig rolle ved å belyse hovedutfordringene og tilhørende risikofaktorer i dagens havbruk. Risikobasert forvaltning av akvakultur er fortsatt i sin spede begynnelse, og risikovurderinger av miljøfarer i akvakultur er hovedsakelig basert på anbefalinger gitt i rapportene fra Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) og Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) ble begge publisert i 2008. Rapportene har vært viktige dokumenter i utviklingen og tolkningen av risikovurdering i havbruk det siste tiåret eller så. Rapportene tar sikte på å gi veiledning til beslutningstakere og andre interessenter om bruk av risikoanalyse i havbruksdrift, og et av hovedmålene var å gi en plattform eller protokoll for felles risikoanalyse innen havbruk. Land som Canada, USA og Australia har utviklet sine egne ERA-baserte rammeverk og retningslinjer (Mandrak mfl. 2012, Nash et al 2005, Fletcher et al. 2004,

vom Berg 2008).

Metodikk for risikovurdering i både GESAMP (2008) og FAO (2008) bygger på rammeverket for risikovurdering av miljø (environmental risk assessment - ERA). ERA har vært brukt som et beslutningsstøtteverktøy siden 1980-tallet og ble opprinnelig utviklet for å estimere risiko av kjemikalier på mennesker. ERA har siden blitt tatt opp av biologer og økologer og brukes innen fagfeltet for å vurdere risiko av menneskelig påvirkning på miljø og natur (ecological risk assessment) (f.eks. Suter 1993). Å kvantifisere sannsynligheten for de fleste påvirkninger på miljøet er vanskelig eller umulig. Derfor åpner ERA for en mer kvalitativ tilnærming sammenlignet med mer tradisjonelle og svært kvantitative modeller, og fremhever at subjektive innspill og ekspertuttalelser er av stor verdi (f.eks. Hope 2006). Utviklingen av ERA-rammeverk i Nord-Amerika, Europa og Australia er tilpasset og implementert i miljøledelse og beslutningstaking i mange land over hele verden (DEAT 2002).

Ettersom havbruk har vokst i mange land, har også behovet for å takle omfanget av miljøpåvirkninger fra industrien økt. Selv om det finnes mye litteratur om miljømessige og økologiske risikovurderinger, er det få publikasjoner både på miljøpåvirkning av havbruk (Taranger mfl. 2015, Glover mfl. 2020) og av havbruksnæringen (Holmen mfl 2018).

Havforskningsinstituttet har siden 2011 gitt ut en årlig rapport for risikovurdering av norsk fiskeoppdrett. Fra 2019 har vi innført en ny metode for risikovurdering der målet er å skape risikoforståelse og risikoerkjennelse hos forvaltningen. Vi har valgt en kvalitativ tilnærming der vi visualiserer resultatet av risikovurderingene i form av grafiske hierarkiske strukturer som er ment å gi en hurtig og intuitiv forståelse for hvilke faktorer som kan medføre mulige konsekvenser og tilhørende usikkerhet knyttet til næringens aktivitet. Det er imidlertid argumentasjonen som ligger til grunn for risikokartene som skal skape tillit og eventuelt overbevise leseren om at risikovurderingen gir mening.

[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 1 i risikorapporten](#)

1.6 – Referanser

Aven T., Baraldi P., Flage R., Zio E. (2013) Uncertainty in Risk Assessment. Wiley, Chichester. 200 s.

Aven T. (2014) Risk, Surprises and Black Swans – Fundamental Ideas and Concepts in Risk Assessment and Risk Management. Routledge. 276 s.

Bernstein P.L (1996). Against the Gods: The remarkable story of risk. John Wiley & Sons, New York.

de Finetti B. (1974) Theory of Probability: A Critical Introductory Treatment. John Wiley & Sons Ltd. 582 s.

DEAT (2002) Ecological Risk Assessment, Integrated Environmental Management, Information Series 6, Department of Environmental Affairs and Tourism (DEAT), Pretoria. 39 s.

FAO 2008. Understanding and applying risk analysis in aquaculture. Ed. by M.G. Bondad-Reantaso, J.R. Arthur and R.P. Subasingh. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 519. Rome, FAO. 304 pp.

Fletcher, W.J., Chesson, J., Fisher M., Sainsbury, K.J., and Hundloe, T.J. (2004) National ESD Reporting Framework: The 'How To' Guide for Aquaculture. Version 1.1 FRDC, Canberra, Australia 88 pp.

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 pp.

Glover K.A., Wennevik V., Hindar K. Skaala Ø., Fiske P., Solberg M.F., Diserud O.H., Svåsand T., Karlsson S., Andersen L.B, Grefsrud E.S. (2020) The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlantic salmon escapees in a risk assessment framework. Fish and Fisheries 00:1-15, <https://doi.org/10.1111/faf.12478>.

Holmen I.M., Utne I.B., Haugen S. (2018) Risk assessments in the Norwegian aquaculture industry: Status and improved practice. *Aquacultural Engineering*. 83: 65-75.

Hope B.K. (2006) An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International* 32: 983–995.

ISO 2018. NS-ISO 31000:2018. Risikostyring – Retningslinjer. 24 s.

Mandrak, N. E., Cudmore, B. and Chapman, P. M. 2012. National detailed-level risk assessment guidelines: assessing the biological risk of aquatic invasive species in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/092. vi + 17 s.

Nash, C.E., P.R. Burbridge, and J.K. Volkman (editors). (2005). Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-71, 90 s.

NS-ISO 31000:2018. Risikostyring – Retningslinjer. 24 s.

Ramsey F.P. (1931) *The Foundations of Mathematics and Other Logical Essays*. Martino Fine Books. 312 s.

SRA 2018. Society for Risk Analysis Glossary. Updated August 2018. 9 s.

Suter II, G.W. (1993). *Ecological risk assessment*. Second edition. Boca Raton, FL, USA. Lewis Publishers. 503 s.

Taleb N.N. (2007). *The black swan: The impact of the highly improbable*. Penguin, London. 480 s.

Taranger, G.L., Karlsen, Ø., Bannister, R.J., Glover, K.A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B.O., Boxaspen, K.K., Bjørn, P.A., Finstad, B., Madhun, A.S., Morton, H.C., and Svåsand, T. (2015) Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Sciences* 72: 997-1021.

vom Berg, F. (2008) *Finfish Aquaculture in Western Australia: Final ESD Risk Assessment Report for Sea-cage and Land-based Finfish Aquaculture*. Fisheries Management Paper No. 229. 162 s.

2 - Effekter av lakselus fra oppdrett på vill laksefisk

Forfatter(e): Ørjan Karlsen, , Lars Asplin, Pål Arne Bjørn, Thomas Bøhn, Alison Harvey, Ingrid Askeland Johnsen (HI), Gunnar B. Lehman (NORCE), Agnes Marie Mohn, Mari Skuggedal Myksvoll, Rune Nilsen, Anne Dagrun Sandvik, Rosa Maria Serra-Llinares, Jofrid Skardhamar, Vidar Wennevik og Bjørn Ådlandsvik (HI)



Lakselus. Foto: Erlend A. Lorentzen.

2.1 - Innledning

Oppdrett i åpne merder gjør at smittestoffer fra oppdrettsanleggene vil kunne drive fra merdene og ut i miljøet. Lakselus som slippes fra hunnlus som sitter på oppdrettsfisk antas, i oppdrettsintensive områder, å være den største kilden for lakselus også på vill laksefisk. Økte nivåer av lakselus er vist å ha negative effekter på vertsfisken, som igjen kan medføre en populasjonseffekt.

Effekten lakselus har på ville bestander av laks langs hele landet vurderes i denne rapporten opp mot antatte tålegrenser for dødelighet for individer. Derfra estimeres effekt på populasjoner. Hvor mange lus den ville fisken har fått (nivå av infestasjon) vurderes basert på overvåking av lakselus på vill laksefisk, samt på estimert påvirkning av lakselus fra koblede fysisk-biologiske modeller. Tålegrenser for individer og effekten på populasjonsnivå er basert på best tilgjengelig kunnskap fra laboratorie- og feltundersøkelser.

[Les mer om risikorapporten](#)

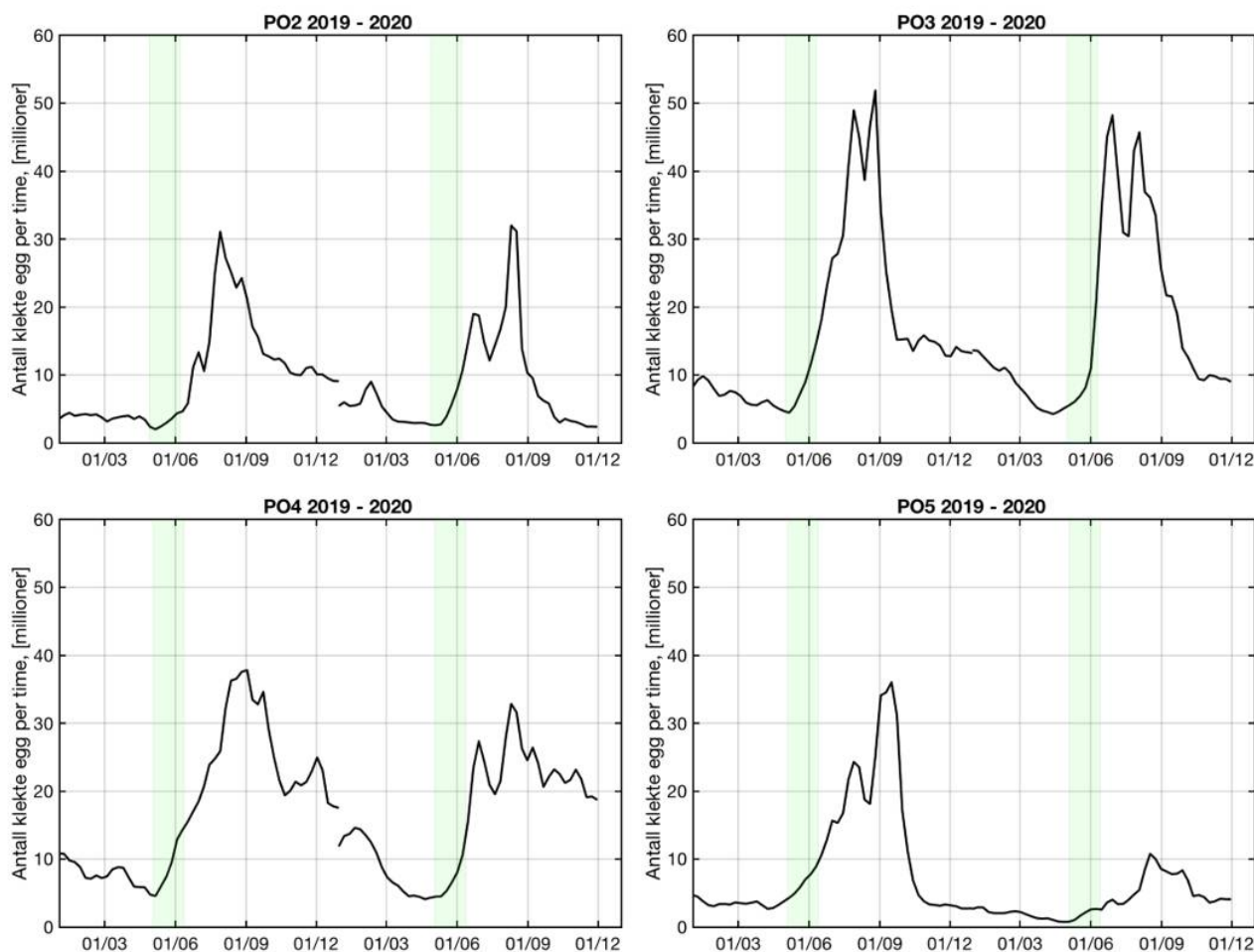
[Kapittel 2 i risikorapporten](#)

2.2 - Lakselus og miljø

Lakselus klekkes fra eggstrenger som sitter fast på hunnlus. Herifra transporteres de passivt med de omkringliggende vannmassene mens de utvikles gjennom to ikke smittsomme (nauplii) stadier før de når kopepodittstadiet hvor de er modne til å feste seg til en vertsfisk. Både utviklingen av egg og utvikling til det smittsomme kopepodittstadiet er sterkt avhengig av temperatur, og går raskere i varmt vann enn i kaldere vann. Lakselus er små og er ikke i stand til å svømme imot strømmen, men de kan bevege seg vertikalt i vannsøylen. Lakselus søker mot lyset i overflaten, men vekk fra ferskvann. Strømmen er ofte sterkest nær overflaten, og lus som oppholder seg nær overflaten kan spres over store områder. Ved mye elveavrenning som gir lavt saltinnhold i overflatelaget i fjorden plasserer lusene seg dypere i vannsøylen (Heuch 1995, Crosbie mfl. 2019). Ettersom utvandrende laks fortrinnsvis svømmer i de øverste 3 meterne av vannsøylen vil det i områder med lav saltholdighet være begrenset kontakt mellom lakselus og vertsfisk.

Spredningen av lus fra et oppdrettsanlegg vil være høyst variabel siden transporten av det omkringliggende vannet kan endres over kort tid og over små avstander. Bevegelsen til vannet er blant annet avhengig av vindforhold, tidevann og elveavrenning. I fjorder observerer man i tillegg episoder med kraftig strøm inn og ut av fjorden. Disse episodene oppstår irregulært 1 til 2 ganger i måneden, og er generert av tetthetsforskjell mellom vannet i fjorden og vannet på kysten som følge av vind langs kysten (Asplin mfl. 1999, 2014). Som følge av det dynamiske miljøet langs kysten kan lakselusene flyttes flere 10-talls kilometer fra utslippspunktet før den eventuelt finner seg en vertsfisk. En detaljert beskrivelse av det fysiske miljøet kan finnes i Sætre (2007) og Albretsen og Asplin (2017a, 2017b). Beskrivelsene av de fysiske forholdene (vannstrømmene, vanntemperatur og saltholdighet, hver time langs hele kysten) i denne rapporten er basert på resultat fra den hydrodynamiske modellen, NorKyst800 (Albretsen mfl. 2011, Asplin mfl. 2020).

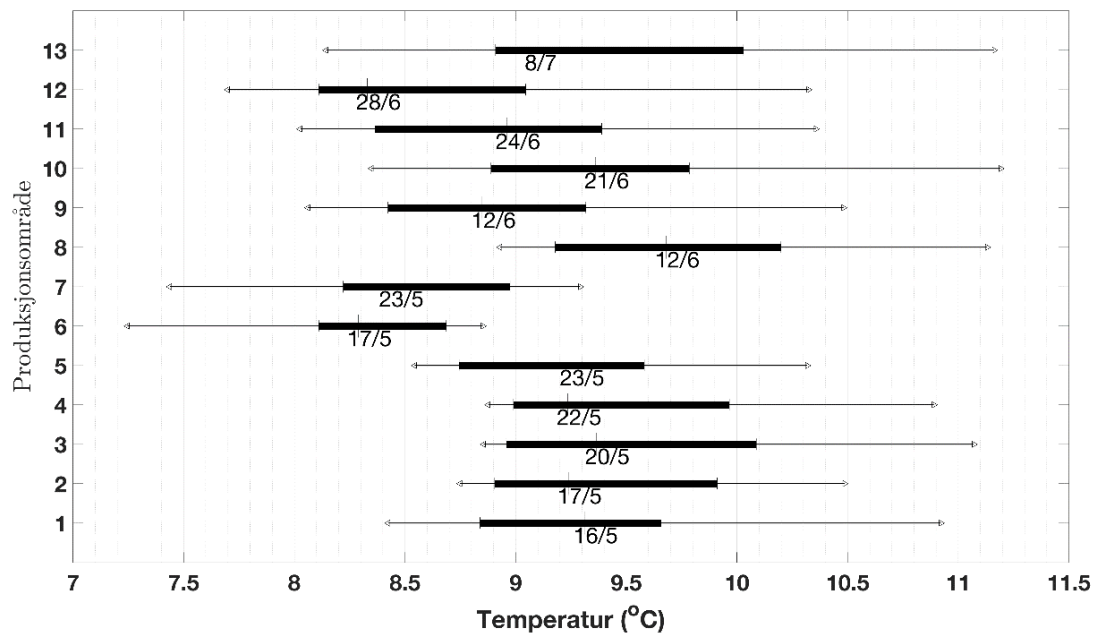
Alle oppdrettsanlegg for laksefisk i Norge rapporterer ukentlig antall lakselus på fisk når temperaturen er over 4 °C. Hvor mange lakselus som slippes fra alle anlegg blir deretter beregnet basert på innrapporterte antall voksne hunnlus per fisk, antall fisk på lokaliteten og vanntemperaturen på 3 m dyp (Stien mfl. 2005, Samsing mfl. 2016, Hamre mfl. 2019). Lusedata og temperatur hentes fra Mattilsynet gjennom Altinn-portalen (ukentlige data), mens data for snittvekt og biomasse hentes fra Fiskeridirektoratet (månedlige data). Det generelle mønstret i utslippene følger et relativt stabilt årlig mønster knyttet til sesongmessige avlusningsregimer, produksjon og vanntemperatur (figur 2.1). Som følge av dette øker vanligvis utslippene av klekte nauplier fra slutten av mai, tidligst i sør grunnet raskere temperaturøkning om våren, og mot en maksimal egg- og larveproduksjon fra august til oktober avhengig av landsdel.



Figur 2.1 Utslipp av lakselus per time 2019-2020 for PO2-PO5. Grønne vertikale områder indikerer tid for smoltutvandring. Se tekst for utregning.

I denne rapporten har vi for hvert produksjonsområde hentet overflate-temperatur og saltholdighet fra modell (NorKyst800, se f.eks. Albretsen mfl. 2011 og Asplin mfl. 2020) for å vurdere hvor gunstig miljøet er for lakselus. For denne vurderingen er det brukt middeltemperatur hver måned for området innenfor grunnlinjen for årene 2012-20. I tillegg er saltholdighet nær overflaten beregnet som månedlige gjennomsnitt for de samme årene, og det er de fire månedene mai-august som er vist under hvert produksjonsområde.

Vi har i tillegg beregnet temperaturen under smoltutvandringen (figur 2.2) for alle 13 produksjonsområdene, også basert på modelldata fra NorKyst800. Vi har i tillegg beregnet temperaturen under smoltutvandringen (figur 2.2) for alle 13 produksjonsområdene. Merk at i den koblede fysisk-biologiske modellen for å estimere smittepress er både temperatur og lakselusens unnvikelse av ferskvann inkludert.



Figur 2.2. Fordelingen av middeltemperatur 2012-2020 for arealet innenfor grunnlinjen i hvert produksjonsområde på ca. 0,5m dyp for tidspunkter rundt median tid for smoltutvandring. Denne datoen er vist på hver linje under median temperatur. Tykk svart strek angir spennet mellom kvartilene (25% og 75%), mens tynn strek angir minimums- og maksimumsverdier. Vertikalaksen angir produksjonsområdene fra sør (1) til nord (13).

2.3 - Effekt av lakselus på individ og populasjon

Lakselus lever av vertens slim, skinn og blod, og påfører vertsfisken økte nivåer av stresshormonet kortisol, problemer med vann- og saltbalansen og svekker den immunologiske kapasiteten hos vertsfisken (Torrisen mfl. 2013, Holm mfl. 2015, Gallardi mfl. 2019, Braden mfl. 2020), og lusesmittet fisk virker mer utsatt for virusinfeksjon (Barker mfl. 2019, Long mfl. 2019). Skadene på fisken blir spesielt store når lus utvikler seg fra fastsittende larve til bevegelig lus. Seneffekter som redusert vekst, svømmeevne og reproduksjon samt økt dødelighet er påvist (Grimnes og Jakobsen 1996, Bjørn og Finstad 1997, 1998, Finstad mfl. 2000, Wagner mfl. 2003, 2004, Wells mfl. 2006, 2007, Tveiten mfl. 2010, Øverli mfl. 2014, Bui mfl. 2016).

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har, basert på statistiske analyser, konkludert med at lakselus er også en betydelig bestandstrussel. For perioden 2010-2014 beregnet Vitenskapsrådet et årlig tap i innsiget av laks til Norge på grunn av lakselus på ca. 50 000 laks (VRL 2017), for 2018 og 2019 beregnes et tapt innsig på henholdsvis ca. 29 000 og 39 000 laks grunn av lakselus (VRL 2020). I rapporten fra 2020 vurderer Vitenskapsrådet at det er godt dokumentert at for bestandene i Vest- og Midt-Norge har smittepress fra lakselus har bidratt til spesielt store reduksjoner i innsig av laks, hvor både antall bestander og områdene som er hardt rammet av lakselus har økt de senere årene. 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. 2014). Dette samsvarer med vurderingene til Vitenskapsrådet hvor bestandene lengst inne i fjordene er aller hardest rammet, og hvor bare vassdrag i ytre fjordområder eller med utløp direkte til havet er lite eller ikke påvirket (VRL 2020). Dette skyldes trolig at smolten fra slike områder både har kortere eksponeringstid for luselarver, og at det meste av smolten har forlatt kystnære strøk før smittepresset øker utover sommeren. 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 og Gargan 2017). I en undersøkelse av tilbakevandrende laks i Skottland og England er det vist at kondisjonen til voksen laks er påvirket av antall lus den er infestert med (Susdorf mfl. 2018b). Modeller indikerte at den reduserte kondisjonen kan ha effekt på bestandsutviklingen (Susdorf mfl. 2018a).

For å beregne konsekvensen av lakselus på vill laksefisk tas det hensyn til antall lus fisken har, og hvor stor fisken er.

Infestasjonen beregnes som lus/g fiskevekt. Metoden 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 å skille mellom utvandrende laksesmolt, førstegangsutvandrende sjørørret og sjørørre og større veteranvandrere sjørørret og sjørørre er det foreslått ulike grenseverdier for henholdsvis liten laksefisk under 150 g (utvandrende laksesmolt og førstegangsutvandrende sjørørret og sjørørre), og et annet sett grenseverdier for laksefisk over 150 g (veteranvandrere av sjørørret og sjørørre).

For laksesmolt og førstegangs utvandrende ørret og sjørørre er det lagt til grunn at den har høy sannsynlighet for dødelighet ved mer enn 0,3 lus per gram fiskevekt (lus/g) hvis disse utvikler seg til mobile lus. Dette er basert på best tilgjengelig kunnskap, og en antar en gradvis reduksjon i sannsynlighet for død når infestasjonstrykket synker fra 0,3 lus/g. Det benyttes bare fisk < 150 g fanget under eller rett i etterkant av forventet smoltutvandring (periode 1). Dødeligheten uttrykkes som en prosentandel av populasjonen, basert på fiskens størrelse og antall lus, der den prosentvise dødeligheten ved infestasjon beregnes i de følgende grupper:

Infestasjon (lus/g)	Dødelighet (%)
<0,1	0
0,1 – 0,2	20
0,2 – 0,3	50
>0,3	100

Summen av alle gruppene gir estimert bestandsreduksjon (%) som klassifiseres som liten (< 10 %, grønn), moderat (10-30 %, gul) eller stor (> 30 %, rød), som utredet i Nilsen mfl. (2017).

Det er andre grenser for kjønnsmodnende individer, men disse er ikke vurdert her.

Bestandsundersøkelser for laks er metodisk vanskelig blant annet fordi en som oftest ikke kjenner antall utvandrende laks. En anerkjent metode for å vurdere påvirkningen av lakselus på er å sammenligne vekst, alder ved tilbakevandring og overlevelse for utvandrende kultivert smolt beskyttet medikamentelt mot lakselus, med ubeskyttet smolt (randomiserte kontrollstudier). Da lakselusemidlenes virketid er begrenset til noen uker eller måneder (Stone mfl. 1999, Glover mfl. 2008, 2010) antas det at forskjeller i overlevelse i sjø mellom behandlet og ubehandlet fisk er forårsaket av at den ubehandlede fisken blir infestert av lakselus. Det antas videre at laksen er mest sårbar i den første fasen av utvandringen, både på grunn av de fysiologiske utfordringene overgangen fra ferskvann til sjøvann medfører (Strand og Finstad 2007, Strand mfl. 2011, Thorstad mfl. 2012) og på grunn av predasjon (Hvidsten og Lund 1988, Handeland mfl. 1996). Lakselus kan også påvirke vertsfiskens atferd og svømmeevne negativt (Øverli mfl. 2014, Bui mfl. 2016), og øke risikoen for å bli spist (Godwin mfl. 2015, Peacock mfl. 2015). Laksens overlevelse i sjø kan variere betydelig mellom år, sannsynligvis på grunn av naturlige svingninger i økosystemet (næringstilgang, predasjon, osv.). Data fra slippforsøk i Norge (med behandlet og ubehandlede grupper) har vist at effekten av lakselus varierer med den generelle overlevelsen til utsettingsgruppene i sjø (Vollset mfl. 2016). Når overlevelsen av smolt i sjø var høy, hadde ikke lakselus noen statistisk signifikant negativ effekt, men når overlevelsen var lav, økte overlevelsen i de behandlede gruppene. Den gjennomsnittlige dødeligheten av smolt fra klekkeriet i Daleelva (i Osterfjorden) forårsaket av lakselus var ca. 15 % i perioden 1997 til 2009 (Skilbrei mfl. 2013). Dette er sammenlignbart med anslaget på 18 % i den større 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 utvandningsruten de fleste årene, noe som har ført til et mindre vektupptak hos fisken, også når det ikke har vært noen signifikant forskjell i overlevelse mellom gruppene. I et nylig publisert slippforsøk med beskyttet vs. ubeskyttet kultivert Etnelaks, var effekten av beskyttelsen betydelig høyere for fisk sluppet i perioder med mer lus i sjøen, i juni, sammenlignet med de sluppet i mai. Ubeskyttet laks som ble sluppet ved den høyeste tettheten av lus hadde 55 ganger høyere dødelighet enn behandlet fisk (Bøhn mfl. 2020). En så kraftig økt risiko for dødelighet på grunn av lus er ikke vist tidligere. Studiet viste også at veksten til laks som returnerte var signifikant redusert når det

var mye lus i systemet (Bøhn mfl. 2020).

Så lenge behandlingen ikke forstyrrer fisken på andre måter, vil slike eksperimenter gi en idé om effektene av lus på hele bestander, men det kan være en rekke feilkilder eller metodefeil man ikke kan kontrollere i denne type forsøk. For eksempel kan virkestoffet ha manglende effekt, eller selv være (svakt) toksisk (Lennox mfl. 2020). Bøhn mfl. (2020) viste at overlevelsen hos utvandrende kultivert laksesmolt var høyere for ubehandlet laks når lusetettheten var lav, noe som indikerer at lusemiddelet hadde en negativ/toksisk effekt. Om slippforsøk har vært gjennomført med lusemidler som påvirker fisken negativt, så kan tidligere metaanalyser ha undervurdert de negative effektene av lakselus.

En annen usikkerhet er at lakselus kan ha utviklet lavere følsomhet eller resistens mot virkestoffet. Det er også knyttet usikkerhet til smittepresset som fisken har vært utsatt for i slippforsøkene. 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 vandringsadferden til kultivert laksesmolt virker å være sammenlignbar med vill laksesmolt gjennom fjorder (Urke mfl. 2013). Derimot er det sannsynlig at overlevelsen og tidspunktet for vandring er noe avvikende. Utsett av kultivert smolt er en viktig tilnærming for å gi innsikt i hvordan parasitter påvirker overlevelsen i sjø hos vill smolt, men man må være forsiktig med å overføre resultatene direkte fra kultivert fisk til villfisk.

For sjørret viser undersøkelser at påslag av lakselus både kan øke dødeligheten og kan endre fiskens atferd, som igjen kan ha effekt både på individnivå og bestandsnivå. Sjørret smoltifiserer 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 fører til større fisk som har mindre risiko for å bli spist og høyere reproduktiv suksess (Stearns 1992, Roff 2002). Denne beiteperioden kan gjerne vare over 3 mnd. i Sør-Norge, mens den er kortere i Finnmark (Karlsen mfl. 2016). Ørreten er derfor normalt utsatt for luseinfestasjon over en mye lengre tidsperiode enn laksesmolt, som vandrer til oppvekstområder i havet og først returnerer til kysten når de er kjønnsmodne. Sammenhengen mellom lus på ørret og oppdrettsaktivitet er dokumentert gjennom flere studier (Tully mfl. 1999, Bjørn mfl. 2001, 2011b, Bjørn og Finstad 2002, Serra-Llinares mfl. 2014, 2016, Shephard mfl. 2016, Moore mfl. 2018, Simmons mfl. 2019). Økt dødelighet i denne i beiteperioden kan medføre at fordelene med beitevandringen avtar. I en nylig studie i Sandnesfjord ble det observert signifikante forskjeller i dødelighet mellom luseinfiserte fisk og en kontrollgruppe, hvor luseinfiserte fisk hadde nesten 3 ganger høyere dødelighet enn kontrollfisk (Serra-Llinares mfl. 2020). Da det er funnet at livshistorievalg er koblet til genetikk (Ferguson mfl. 2019) vil en slik endring i relativ overlevelse og reproduksjon kunne redusere andelen sjøvandrende individer i ørretbestander (Ferguson mfl. 2019).

Overlevelsen til lakselus faller med minkende saltholdighet (Gravil 1996, Wright mfl. 2016), og sjørret kan derfor oppsøke ferskere vann for å kvitte seg med lus. Prematur tilbakevandring av ørret med betydelige infestasjoner og hudskader er observert (Birkeland og Jakobsen 1997, Serra-Llinares mfl. 2018, 2020). I et forsøk i Hordaland ble nesten 20% av oppvandrende luseinfesterte veteraner funnet døde innen en uke, trolig grunnet soppangrep (Birkeland 1996). Prematur tilbakevandring ble også dokumentert i Serra-Llinares mfl. (2020), der den infiserte gruppen hadde betydelig kortere beiteperiode (18 vs. 100 dager) og de holdt seg generelt nærmere elvemunningen. Det er også funnet indikasjoner på at ørret kan kompensere for lusepåslag ved å oppholde seg i overflatevann med lavere salinitet (Mohn mfl. 2020). Denne mekanismen påvirker fiskens naturlige avveininger ved dybdevalg, og kan potensielt øke sannsynligheten for predasjon. I Etne ble atferden til sjørret beskyttet mot lakselus undersøkt mellom 2012 og 2014. Generelt brukte ørreten et større beiteområde og tilbragte mer tid i sjøen i år med lavt infestasjonspress (Halttunen mfl. 2018), men det ble ikke funnet noen effekt på dødelighet på fisk med snittvekter på 190-302 g. Selv om det ikke er snakk om direkte dødelighet, vil en slik effekt på habitatbruk kunne påvirke bestanden negativt. Redusert vekst som resultat av kortere sjøopphold og manglende tilgang på beiteområder kan føre til redusert fekunditet, utsatt gyting, og dermed lavere bidrag til bestanden (Gargan mfl. 2016, Haraldstad mfl. 2018, Eldøy mfl. 2020). Hunnene påvirkes i særlig stor grad (Haraldstad mfl. 2018). I tillegg er det en større andel hunner enn hanner blant sjøvandrende individer (Jensen 1968, Pemberton 1976, Pratten og Shearer 1983, Euzenat mfl. 1999, Knutsen mfl. 2004, Olsen mfl. 2006,

Solomon 2006, Nevoux mfl. 2019), noe som forsterker effekten ytterligere. I Irland og Skottland har dårlige marine leveforhold blitt knyttet til nedgang i bestander og endring av bestandsstrukturen, med reduksjoner i maksimal sjøalder, størrelse på fisken og marin vekst (Poole mfl. 1996).

En omfattende oppdatering av sjøørretens livshistorie med oppsummering av vitenskapelige undersøkelser av påvirkning fra lakselus er gjennomført av (Thorstad mfl. 2016). En mer detaljert gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget kan finnes direkte i disse publikasjonene.

2.4 - Metodene for overvåking av lakselus på vill laksefisk

I hver av de 13 produksjonsområdene er det gjennomført overvåking av antall lakselus på vill laksefisk. Overvåkningen bygger på både observert mengde lus på fanget fisk, og beregnet fordeling av lus fra fysisk-biologiske modeller.

Observasjonene av lus på vill fisk blir gjennomført ved hjelp av 3 ulike metoder:

- Observert lus på sjøørret/sjørøye fanget med ruse og garn.
- Observert lus på utvandrende postsmolt laks fanget med trål.
- Observert lus på postsmolt av oppdrettet laks i vaktbur.

I tillegg til observasjoner er det de siste 10-15 år gjort en betydelig innsats på å utvikle et modellsystem som beregner konsentrasjonen av lakselus langs hele kysten. Etter at naupliene er klekket ut i vannmassene opplever de temperatur, saltholdighet og strøm i den posisjonen de befinner seg. Basert på tilgjengelig kunnskap om biologi, adferd og dødelighet blir det beregnet hvordan lusen sprer seg i vannmassene, først som ikke-smittsomme nauplier og videre som smittsomme kopepoditter. På denne måten kan vi beregne tetthet av smittsomme kopepoditter langs hele kysten, oppdatert hver time. Det er oftest stor variasjon i tettheten av kopepoditter både i tid og rom, med en klar tendens til oppsamling langs land, og i fronter og virvler. Det er også en kraftig økning utover våren/sommeren. Konsentrasjonen av kopepodittene er summert over de 2 øverste meter, hvor det er antatt at postsmolten befinner seg. Hver uke regnes tettheten av lakseluslarver ut langs hele kysten de siste ti dagene. Resultatene presenteres på www.lakselus.no. En mer detaljert beskrivelse kan finnes i (Sandvik mfl. 2016, 2017a, 2020, Myksvoll mfl. 2018, Asplin mfl. 2020) og referanser som er gitt der.

For å tolke hva konsentrasjonen av kopepoditter svarer til av påvirkning på vill fisk er det videreutviklet to modellprodukter:

- Modellert område hvor fisk vil oppleve forhøyet smittepress i løpet av en gitt periode. Produktet kalles ROC (Relative Operating Characteristic), etter metoden som er benyttet.
- Modellert utvandring av lakse-postsmolt med påslag av lakselus og estimert luserelatert dødelighet for fisk fra enkelt-elver (Virtuell smoltmodell).

I det følgende gis en beskrivelse av de ulike overvåkningsmetodene både fra observasjoner og modeller.

2.4.1 - Observasjonsmetode 1: Ruse og garnfangst av sjøørret og sjørøye

Årlig gjennomføres det fangst av sjøørret og sjørøye med bruk av ruse (Barlaup mfl. 2013), supplert med flytegar (16-21 mm maskevidde). Oppstart av fisket legges i tid noe etter forventet median utvandringstid for området slik at fisken vil ha hatt tid til å bli smittet. Vi antar at utvandringstiden for sjøørret og laks er identisk. Oftest foretas det ett nytt fiske litt senere (periode 2), med start 1 uke etter slutten av periode 1. Fisket i periode 2 gjøres for å fange opp det akkumulerte smittepresset sjøørret og sjørøye opplever utover beiteperioden. Det bør merkes at dette fisket avsluttes tidligere enn forventet tid for normal tilbakevandring for sjøørret, og tar ikke høyde for eventuell prematur tilbakevandring. Erfaringsmessig står det langt færre fangbare fisk i sjøen utover sommeren spesielt i områder med høy oppdrettsintensitet. Andelen gjenfangst i rusene er normalt ganske lav (< 5%) (Arechavala-Lopez mfl. 2016).

Observasjonene dekker ikke hele beiteperioden for sjøørret eller røye, de er fortrinnsvis lagt opp til rett etter smoltutvandringen, og deretter inntil en mnd. etter dette. Beiteperioden for sjøørret varierer, men observasjoner

indikerer lengre beiteperiode i sør enn nord. Grafene som viser estimert dødelighet inkluderer informasjon om estimert median utvandring for laks, og selv om dette varierer en del antar vi at sjørøret vandrer ut på omtrent samme tid.

Ved garnfangst røktes det kontinuerlig for å unngå at fisken dør i garnet. I sammenlignende undersøkelser er snitt antall lus lavere på garnfanget fisk (Grøn 2016), trolig skrapes noe lus av under fangsten. Det skiller likevel ikke på metodene i vurderingen av områdene. Garnfangst er størrelsesselektiv basert på maskestørrelse.

For begge metodene telles lus utelukkende i felt rett etter at fisken er fanget. Upubliserte sammenlignende undersøkelser har indikert at det telles færre lus om fisken først fryses ned, og deretter tas inn i laboratoriet for senere tellinger. Det er spesielt de minste stadiene som mangler ved tellingen i laboratoriet. I laboratoriet ble det talt 40-50% av det som ble observert i felt for kopepoditter og chalimus 1, differansen var mindre for de eldre stadiene (15-25 % færre talt i laboratoriet).

For å estimere dødeligheten på den fangede fisken benyttes tabellene for tålegrenser basert på antall lakselus og fiskens vekt (lus/gram fiskevekt). All lus telles, og effekten er basert på forholdet mellom antall lus og størrelsen på fisken. Estimert dødelighet er oppgitt med konfidensintervaller. Disse dataene er primært beskrivende for infestasjonen på sjørøret og sjørøye.

I den første perioden hvor fokus er førstegangsutvandrere benyttes bare fisk < 150 g. Alle lusestadier benyttes. Storparten av lusene på fisken i denne perioden er tidlige stadier.

2.4.2 - Observasjonsmetode 2: Trålfangst av utvandrende postsmolt laks

For å dokumentere effekten av lakselus på postsmolt av laks, tråles det etter postsmolt i utvandringsruten for laks. For å unngå at fisken taper lus under fangst benyttes en spesialutviklet trål hvor laksen sorteres inn i ett akvarium (Holst og McDonald 2000). Det tråles i de ytre delene av fjordene for at fisk som kommer fra de ytre elvene skal være med i datagrunnlaget. Dette betyr at fisken er fanget før den har vandret hele ruten mellom elv og hav, og vil derfor være underestimerer av den totale smitten fisken opplever. All lus telles, og effekten er basert på forholdet mellom antall lus og størrelsen på fisken. Trålingen slik den utføres i dag fanger i liten grad sjørøret, dog varierer dette med hvor det tråles, og sjørøret som fanges i trål er ofte relativt stor. En sammenligning av trålt laks og sjørøret viste at trålfanget sjørøret oftest har mer lus en laks (Vollset mfl. 2017).

Det er ulik størrelse på fisken som vandrer ut, og for en gitt infestasjon vil den minste fisken påvirkes mest. Det er derfor en risiko for en størrelsesselektiv dødelighet. I tillegg er den minste fisken mest sårbar for predasjon siden den har noe lavere svømmehastighet, og generelt mindre energireserver. Det har vært antatt at svømmeevnen til fisk er påvirket av om den er smitte med lus. De forsøkene som er gjort indikerer at det er en liten effekt (Wagner mfl. 2003, Bui mfl. 2016), men om dette har noen praktisk betydning for trållunnvikelse er ikke kjent. Mye av fisken som fanges med trål har lite eller ingen lus.

2.4.3 - Observasjonsmetode 3: Vaktbur med kultivert smolt

I enkelte fjordsystem settes det ut vaktbur med kultiverte postsmolt (Bjørn mfl. 2011a, Pert mfl. 2014). Vaktburene som vi bruker er ca. 1 m³ lukkede merder hvor toppen henger rett under overflaten og 1 m nedover, dekkende for leveområdet til sjørøret og utvandrende postsmolt laks som oppholder seg fra 1-3 m (Plantalech Manel-La mfl. 2009, Flaten mfl. 2016, Eldøy mfl. 2017). I burene settes det ut 30 postsmolt av laks som står ute i ca. 2 uker før fisken tas opp og lus telles. I noen systemer gjentas dette med to utsett, slik at burene står ute litt før, og noe etter forventet smoltutvandring i området. Verdien brukes for å vurdere smittepresset i området, og for å vurdere mellomårlig variabilitet i området. Da fisken er holdt i bur, og ikke svømmer fritt i vannmassene, er verdien ikke direkte overførbare til smitte på vill fisk. Fordelen med denne type data er at man har kontroll på sted og tidsrom hvor smitten har skjedd, og derfor brukes vaktbur også for å kalibrere modellvurderingen av område hvor fisken vil bli påvirket av lus (ROC).

2.4.4 - Modellmetode 1: ROC - Relative Operating Characteristic

For å beregne i hvilke områder det er høyt, middels og lavt smittepress har vi benyttet en metode kalt «Relative Operating Characteristic» der informasjon om antall lus på fisken i vaktburene ble benyttet til kalibreringen. Metoden er beskrevet tidligere (Mason 2003, Sandvik mfl. 2016, 2017b, 2020) og vi kaller den ROC i denne rapporten.

For å se på hvor det er høyest tetthet av lakselus under tiden for utvandring av postsmolt laks, har vi summert tetthet av kopepoditter fra antatt tidspunkt for 50% utvandring og 30 dager frem i tid. Dette konsentrasjonsfeltet har så blitt regnet om til kategorier ved hjelp av ROC metoden.

ROC kartene kan lettest tolkes tilsvarende resultatet fra virtuelle vaktbur som har vært utplassert i et finmasket rutenett i alle fjordsystemene og langs kysten. Fargene tolkes som at villfisken som oppholder seg i områder med høyt smittepress (rødt) i 30 dager fra median tid for utvandring, mest sannsynlig vil få på seg mer enn 6 lus, mens laks som oppholder seg i område med lavt smittepress (grønn) vil få på seg mindre enn 2 lus. I områder med middels smittepress vil den få på seg mellom 2 og 6 lus. Metoden benyttes som et supplement til den virtuelle smoltmodellen som er beskrevet under.

Det er også beregnet en indeks som gir et objektivt mål på andel av arealet med sannsynlighet for høyt påslag av lakselus.

$I = (\text{Areal Rød (30 dager)} + 0.5 * \text{Areal Gul (30 dager)}) / \text{Areal antatt leveområde},$

der "Areal Rød (30d)" og "Areal Gul (30d)" er henholdsvis størrelsen på det røde og gule området summert over 30 dager, og "Areal antatt leveområde" er totalarealet avgrenset av en linje som ligger 9,6 km fra land. I trafikklyssystemet kategoriseres denne indeksen i lav, moderat og høy basert på grenseverdiene $I < 10\%$, $I = 10\text{--}30\%$ og $I > 30\%$. Arealet er beregnet for glidende 30 dagers perioder fra 1. april til 1. august, og presentert i grafer for årene 2012-2020.

Arealet er i ulik grad dekkende for vandringsruten for laks, og grafen brukes derfor primært til å si noe om endringer mellom år og utvikling innen ett år. Grafen sammenholdes med ROC kartene som indikerer hvilke områder som er påvirket.

For å se på hvor stor andel av arealet i produksjonsområdet som blir utilgjengelig for beitende sjørøret har vi benyttet samme metode som over, men siden ørreten naturlig beiter i fjordene ut over sommeren, og normalt er noe større enn laks, knytter det seg en del usikkerhet til tålegrenser og endret adferd som følge av lakseluspåslag. I sjørørettrapporten (Appendiks X til "Trafikklyssystemet 2019", "Vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet per produksjonsområde i 2019") er det foreslått en metode for å beregne redusert marint leveområde (RML) og redusert marin tid (RMT). I Sjørørettrapporten er det lagt til grunn at ørreten er større (50g), og at det er en dødelighet på lakselus fra påslag til de mer skadelige premature stadiene (40%). Størrelsen på førstegangsutvandrende sjørøret varierer, og er påvirket av om det er innsjøer. Lengre tidsserier indikerer at smoltstørrelsen på laks og sjørøret ikke er vesentlig ulike i elver som Guddal (Hardangerfjorden) eller Halselv (Altafjorden) (Jensen mfl. 2012, Harvey mfl. 2020), men fisken vil vokse noe utover sommeren, og i sjørørettrapporten er det lagt til grunn en viss vekst. Utvandringstidene for førstegangsutvandrende sjørøret/sjørøye er antatt å være omtrent som for laks (Jensen mfl. 2012, Harvey mfl. 2020).

Selv om en beholder grensen for påvirkning (0,1 lus/g) og dødelighet eller prematur tilbakevandring (0,3 lus/g) slik som i denne rapporten, vil tålegrensen basert på antall lakselus være betydelig høyere for større fisk. Gitt at ørret/røye vil vokse noe gjennom sesongen, vil grensene 2 og 6 lus som benyttet i ROC metoden trolig være for lave. På den annen side er normalt beiteperioden for sjørøret betydelig lengre enn 30 dager. Siden denne metoden fortsatt er under utvikling, har vi i denne rapporten valgt å benytte modellproduktet til å 1) diskutere om observert lus på sjørøret bare gjelder lokalt eller om det er sannsynlig at verdiene gjelder for et større geografisk område, og 2) se på tidsutvikling og mellomårlig variasjon i indeksen.

2.4.5 - Modellmetode 2: Virtuell smolt

Med formål å tolke hva lakseluskonsentrasjonen fra lusemodellen utgjør i smitte på utvandrende postsmolt fra laks, er det utviklet en modell for utvandrende laks (Johnsen mfl. 2020). Modellen 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 gjennom hele utvandringen, estimerer modellen hvor mange lakselus fisk fra hver lakseførende elv vil ha fått på seg før de når åpent hav.

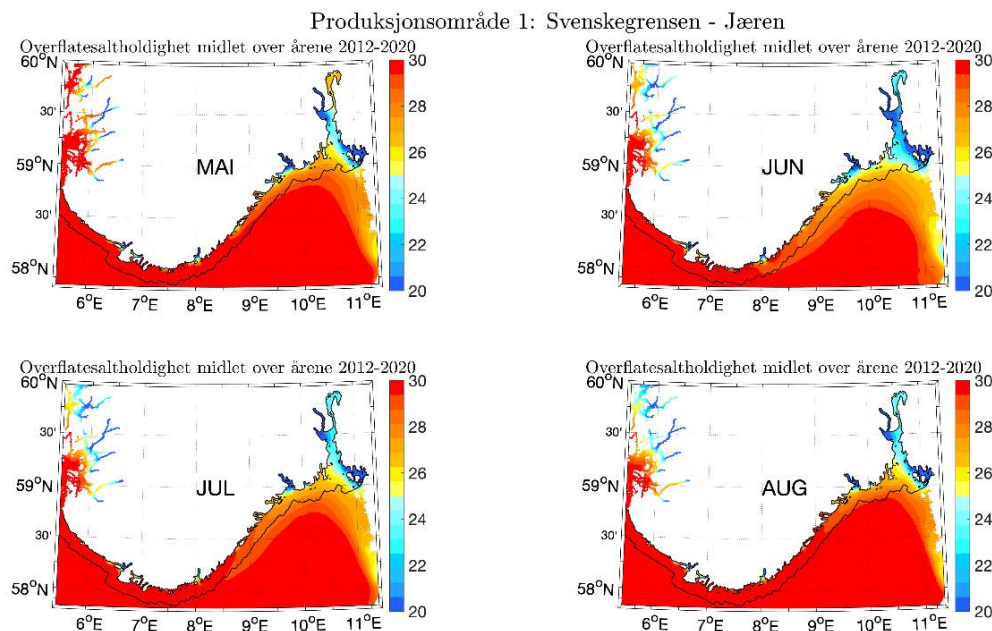
Mengden lus på den virtuelle smolten er kalibrert mot observert mengde lus på trålfanget utvandrende postsmolt av laks, hvor fiskens opprinnelse er kartlagt ved hjelp av genetiske metoder (Harvey mfl. 2019). Ved å bruke tålegrensene for laks og å anta at all fisk er 20 g, har vi beregnet dødelighet for den utvandrende laksen for alle lakseførende elver i landet (Johnsen mfl. 2020). Dødelighetsestimatene er presentert i kart år for år iden 2012. Dødeligheten er klassifisert som lav (<10%) markert som grønn, middels (10%-30%) markert med gult, og høy (>30%) markert med rødt. I tillegg har vi i kartene vist effekten av å fremskynde eller utsette utvandringen med 10 dager (kantfargen på dødelighetsestimatene). Grønn kantfarge viser at kategoriseringen ikke endres

2.5 - Status og utvikling i infestasjon av lakselus i produksjonsområdene

2.5.1 - PO 1 Svenskegrensen til Jæren

Temperaturen i snitt for hele produksjonsområdet på 0,5 m dyp ved antatt median utvandringstid for området (16. mai) er 9,3 °C, med største og minste snittverdi i tidsrommet 8,4-10,9 °C (figur 2.3), mens i juni – september ligger den mellom 12 og 18 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus i utvandningsperioden for postsmolt av laks og for beitende sjørørret.

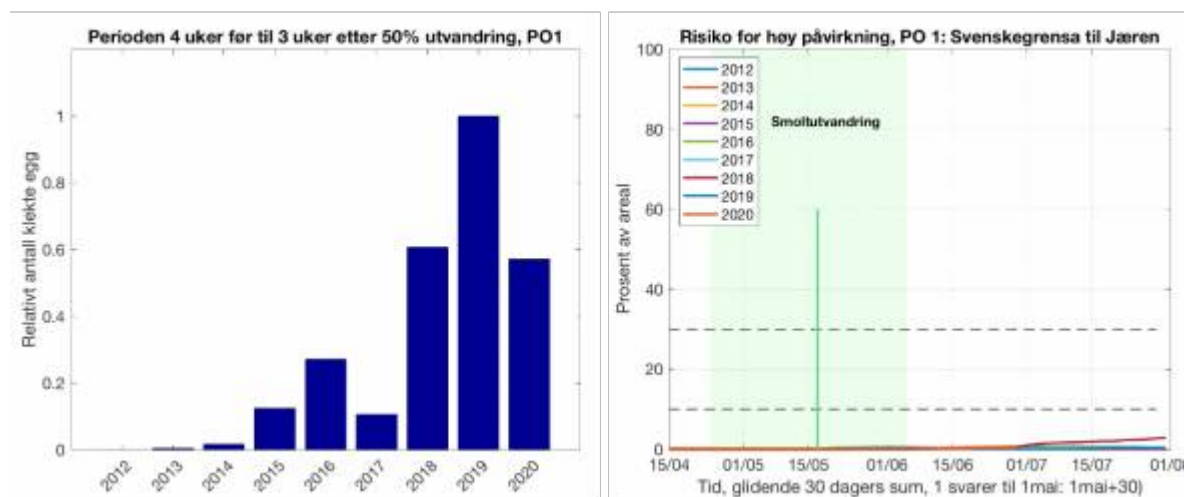
Det er noen fjorder hvor ferskvannslaget i de øvre meterne indikerer at lakselus vil trekke ned (figur 2.3), men lengden på fjordene gjør at det vil ha liten beskyttende effekt for utvandrende postsmolt av laks, og det er normalt få områder hvor sjørørreten vil være beskyttet.



Figur 2.3. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

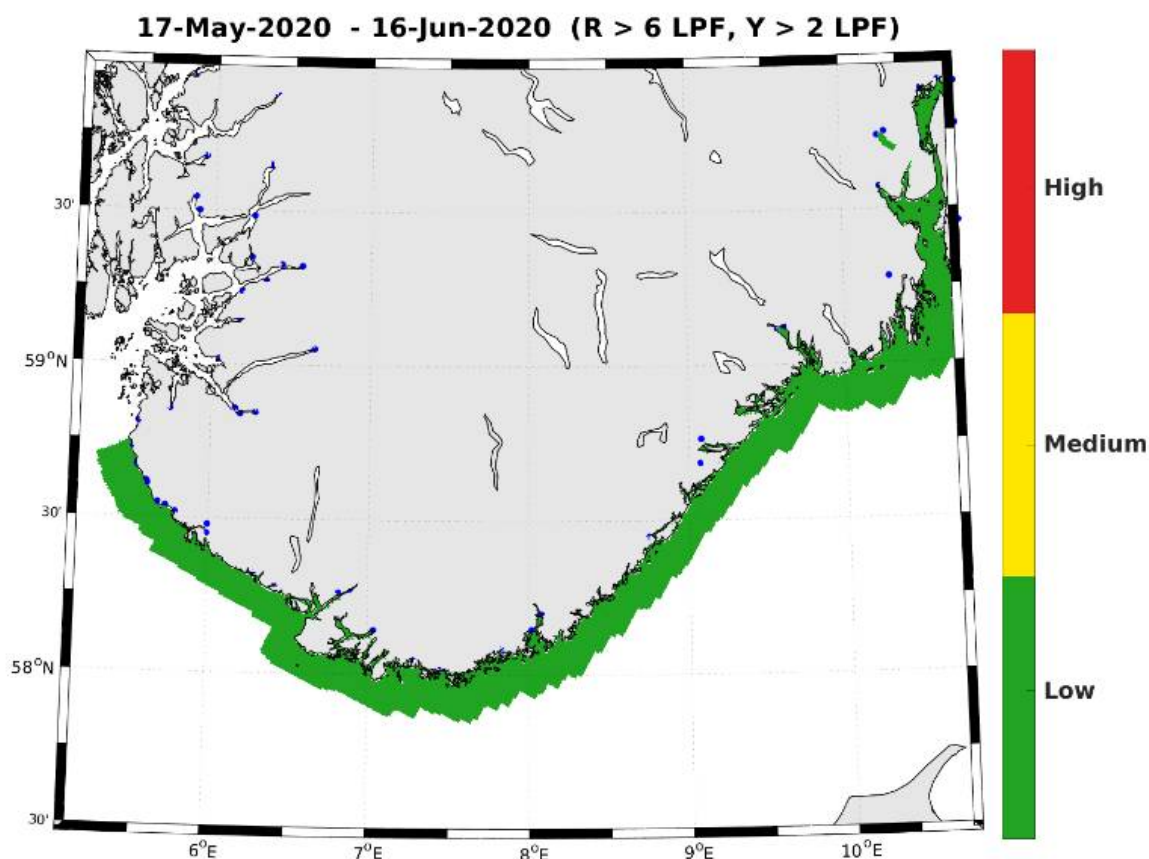
Utslippene av klekte lakselus i området er vist som relativt antall i forhold til året med høyest utslipp (her 2019), og viser derfor utviklingen mellom år og ikke det reelle antall lus sluppet fra anleggene. Utslippene er beregnet fra 4 uker før til 3 uker etter antatt median tid for utvandring av laksesmolt fra elvene i området (i snitt). Datoene er hentet fra vedlegg 1 i rapporten fra ekspertgruppen for Trafikklys (Vollset mfl. 2020).

Utslippene i området er generelt lave, og konsentrert til ett område utenfor Flekkefjord. Det har vært en økning i utslipp fra 2012 (figur 2.4), men andelen av arealet som er påvirket er lavt (figur 2.4). Se under «Modellmetode 1: ROC - Relative Operating Characteristic» for hvordan dette er beregnet.



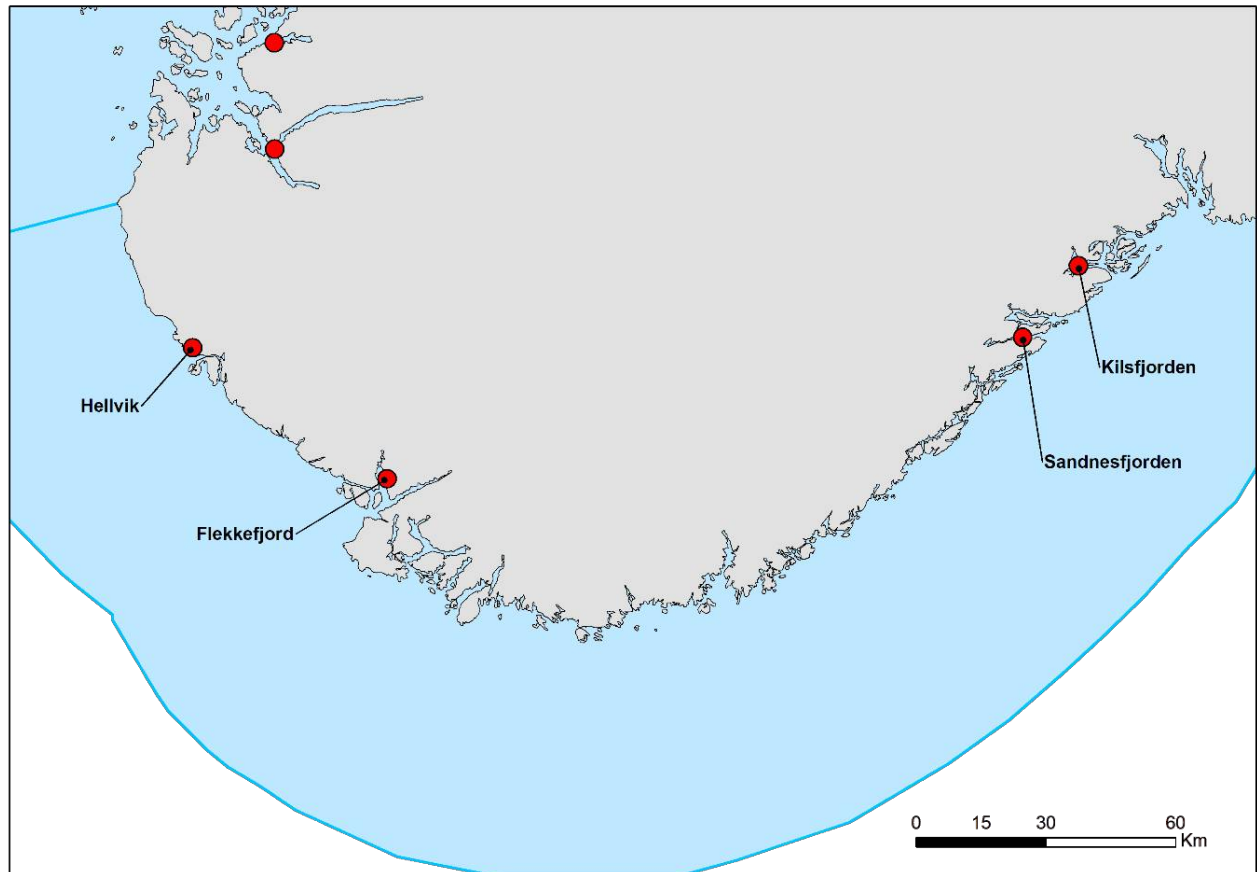
Figur 2.4. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC kartene som viser hvilke områder som har forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over 30 dager etter median tid for utvandring for produksjonsområdet indikerer ingen områder med forhøyet smittepress noen av årene 2017- 2020 (figur 2.5, her bare vist for 2020).

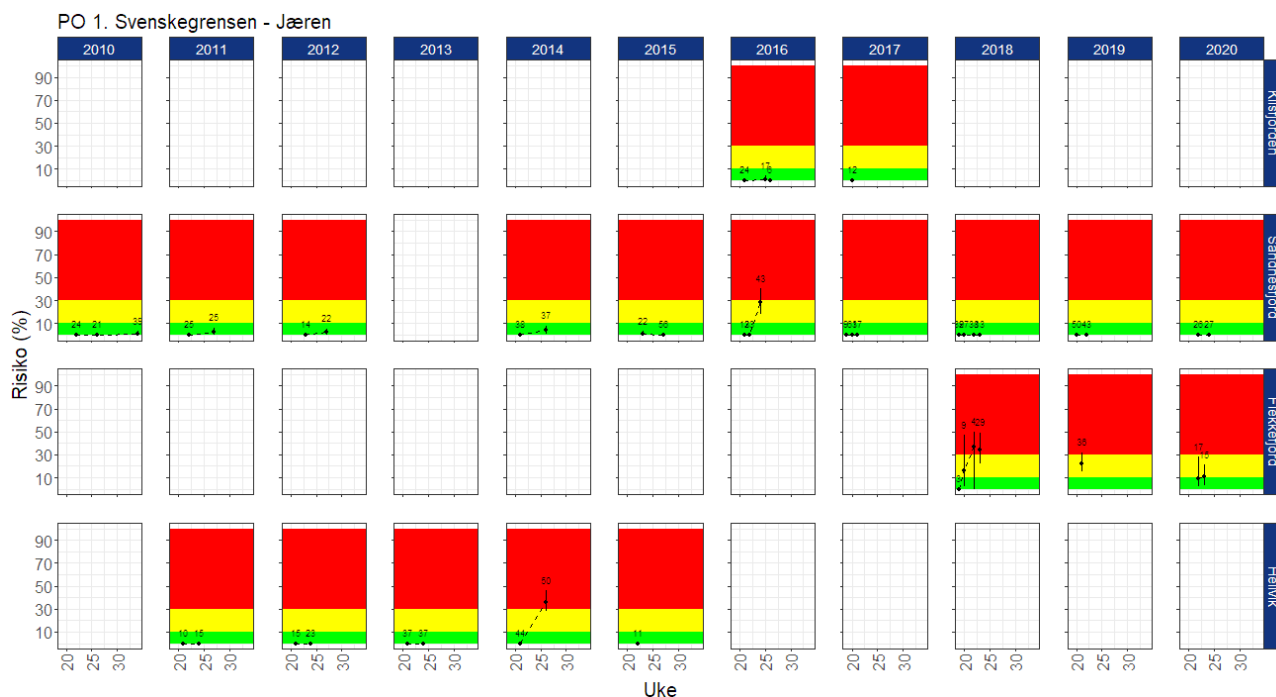


Figur 2.5. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. i 2020, dato er oppgitt i figuren. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus per fisk (LPF), gule indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønne områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Utviklingen av lakselus på sjøørret fanget på de ulike fangststasjonene i PO1 (figur 2.6) viser at det som regel er liten risiko for dødelighet spesielt for førstegangsutvandrende smolt, men også senere i sesongen for beitende sjøørret (figur 2.7). I to tilfeller har det vært relativt høye lusetall på sjøørreten i den siste undersøkelsen det året uten at dette kan tilskrives oppdrettsaktivitet. Vi antar at dette skyldes en naturlig episodisk oppblomstring. Økningen i lus i Flekkefjordområdet skyldes trolig lokal oppdrettsaktivitet. Andelen av produksjonsområdet dette utgjør er liten.

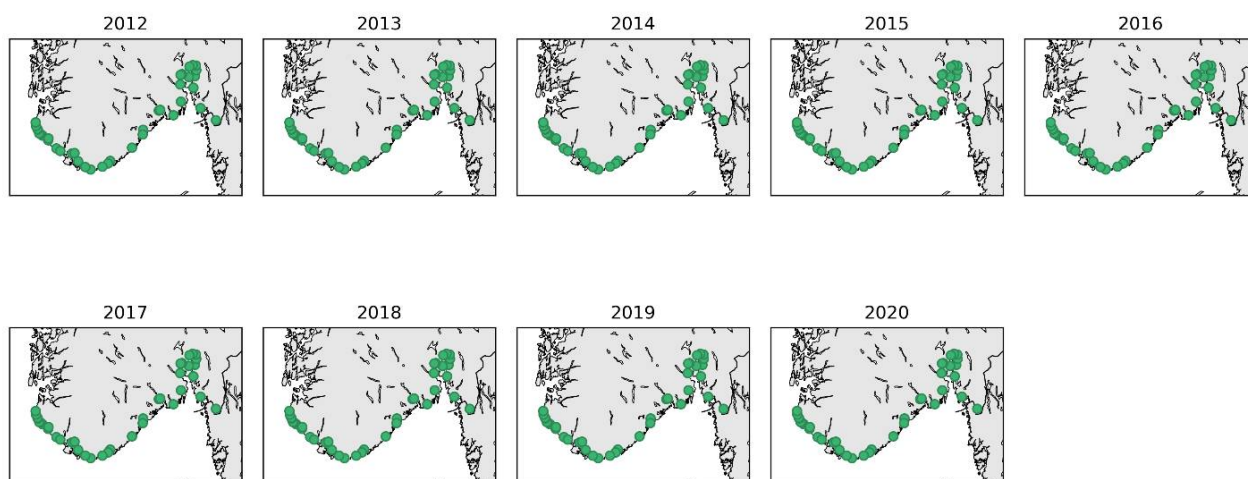


Figur 2.6. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



Figur 2.7. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen (se beskrivelse av metoden under kapittel Modellmetode 2: Virtuell smolt) viser at det er liten lakselusrelatert dødelighet på utvandrende smolt (figur 2.8). Den lave dødeligheten har vært stabil over tidsperioden 2012-2020.

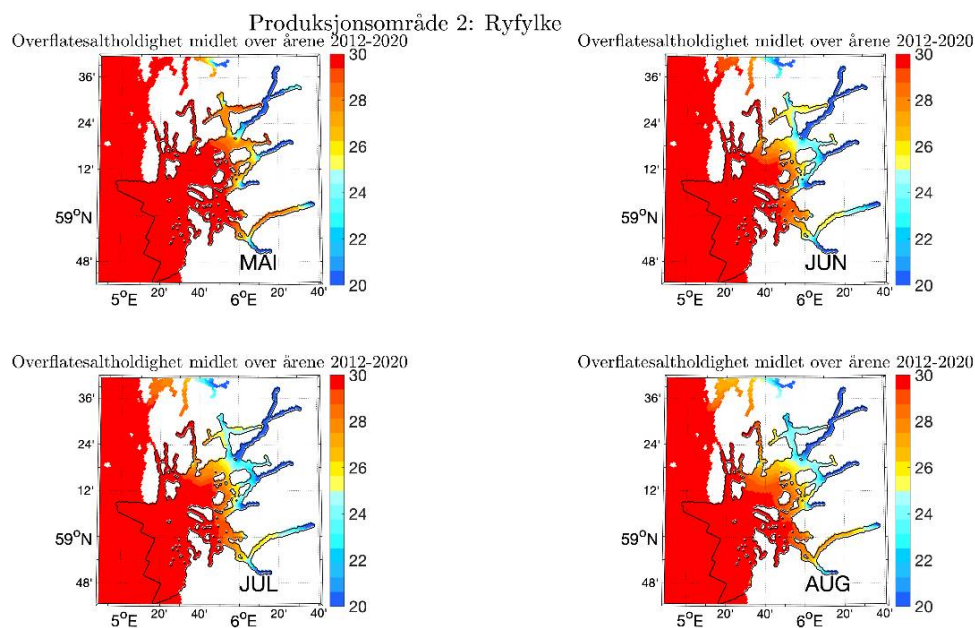


Figur 2.8. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

2.5.2 - PO 2 Ryfylke

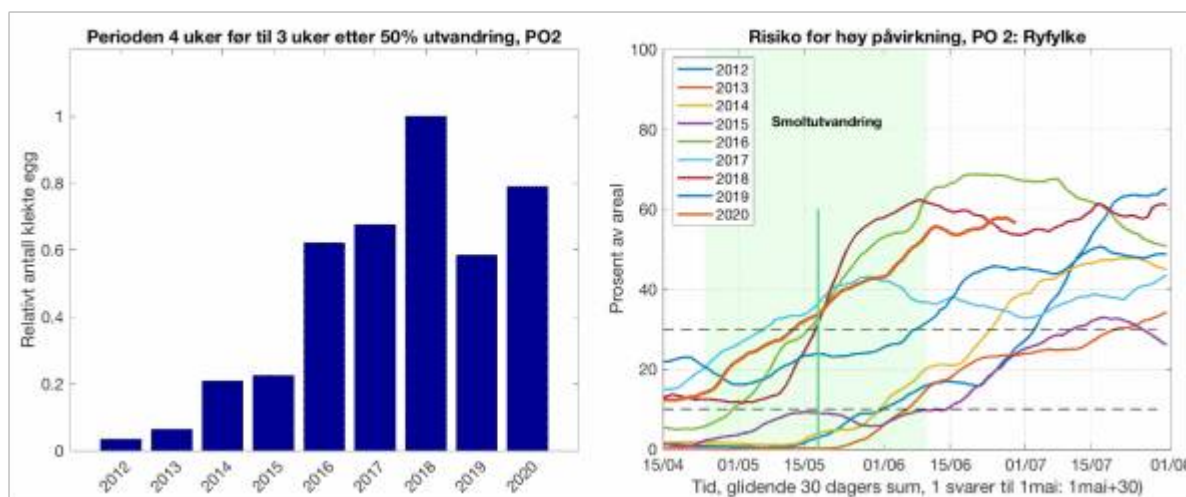
Temperaturen på 0,5 m dyp innenfor grunnlinjen rundt median tid for smoltutvandringen 2012-2020 indikerer temperaturer mellom 8,6 og 10,5 °C (figur 2.9). Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 11 og 17 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørøret.

Utbredelsen av området med lav saltholdighet i overflaten omfatter normalt de indre delene av fjordene, mens saltinnholdet øker utover fjorden (figur 2.9). Modellene antyder også at det stort sett er de indre delene av fjordene som har så lav saltholdighet at dette vil være gunstig for laksefisk som oppholder seg i de øvre meterne.

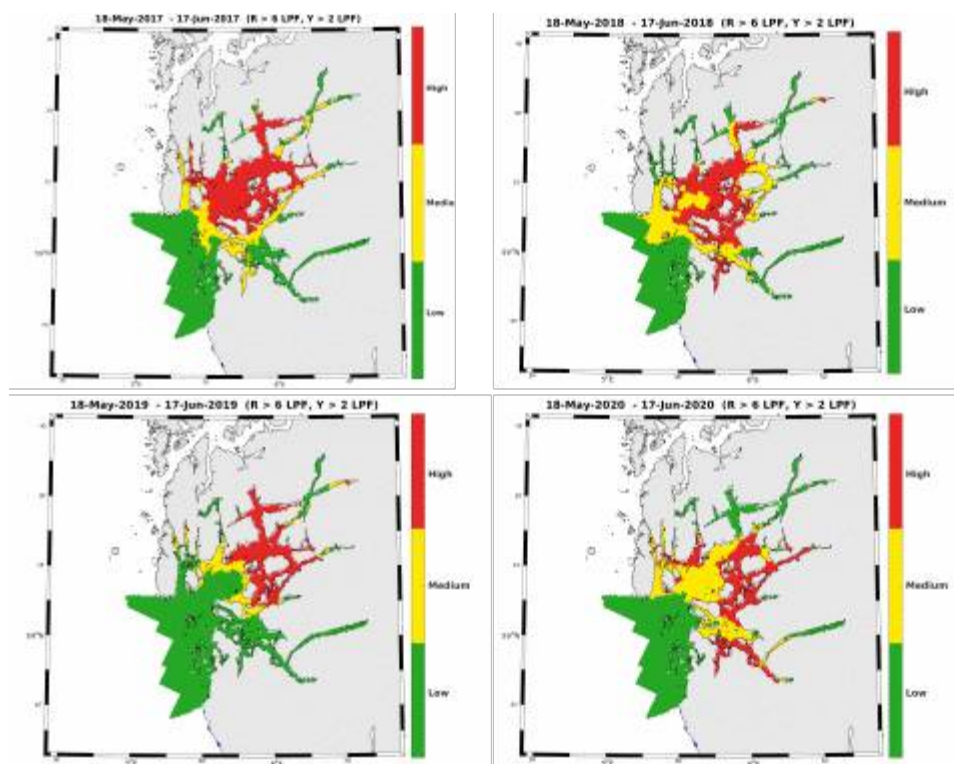


Figur 2.9. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus i området er høyere i 2016-2020 enn 2012-2015 for april og mai (som er de viktigste for utvandrende laks i området (figur 2.10), gitt en forventet median utvandringstid medio mai). Utslippene er i juni-juli økende årene 2016-2020, som indikerer økende smittepress for beitende sjørøret. Fordelingen av lus gitt utslippene vist ovenfor indikerer at andelen av areal med forhøyet smittepress for fisk som vandrer ut før median utvandring (heltrukket vertikal linje i figuren) forble under 10% i årene 2012-2015, men etter dette har andelen økt til over 20% ved median smoltutvandring i 2016 - 2020 (figur 2.10).



Figur 2.10. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

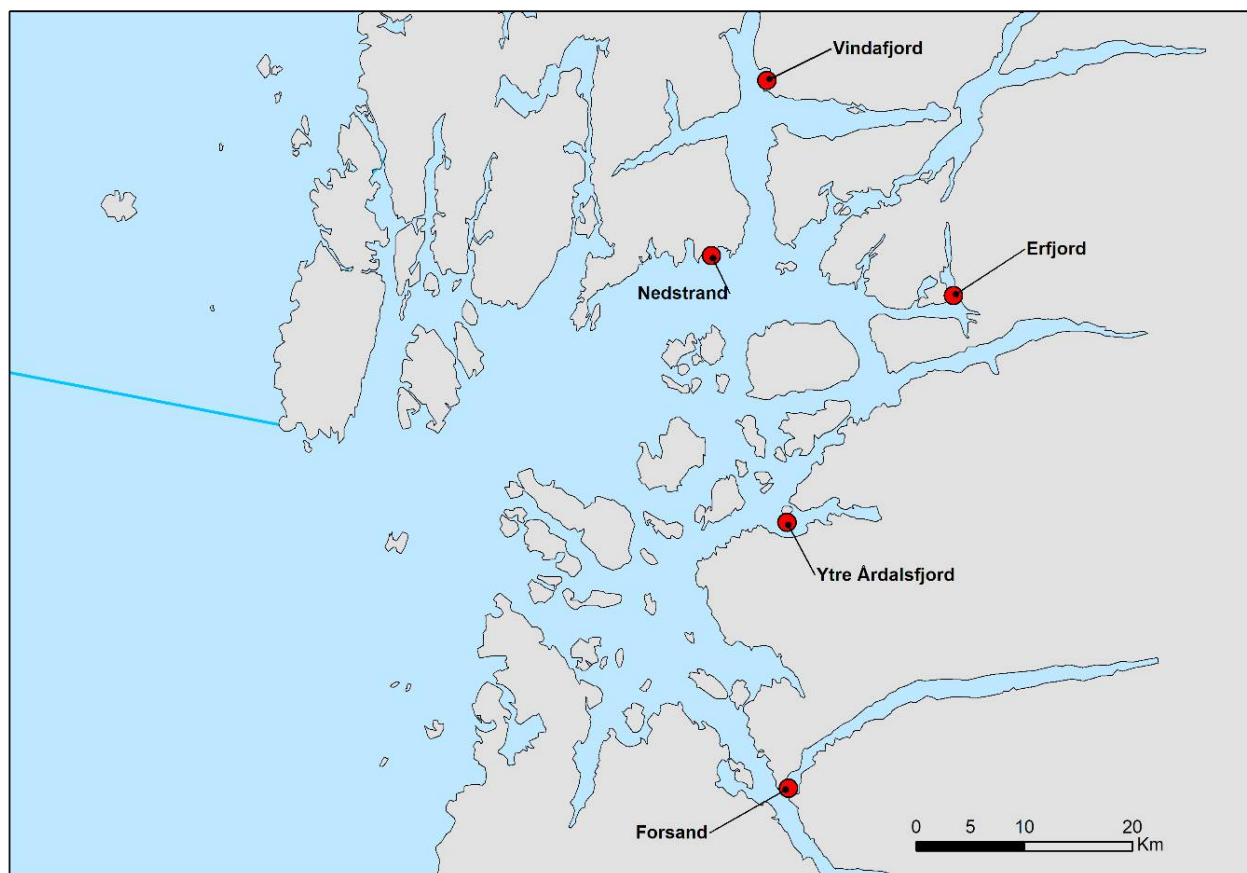


Figur 2.11. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. fra antatt median utvandring for området. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

ROC kartene indikerer områdene med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over 30 dager fra median tid for utvandring for produksjonsområdet (figur 2.11). I produksjonsområdet indikerer kartene at det er høyest tetthet av lakselus rett etter median utvandring av laks i de nordøstlige områdene av Boknafjorden, men også at utbredelsen

varierer mellom år.

Overvåkingen av lakselus på sjørret med garn og ruse fra 2011 (stasjonene vist i figur 2.12) viser at i perioden rett etter utvandringen (periode 1) ble det estimert liten forhøyet lakselusrelatert dødelighet for utvandrende postsmolt før i 2016 (figur 2.13), da det var økte verdier både på nord- og sørsiden av Boknafjorden. Dette har i stor grad vedvart i 2017 og 2018, mens det er lavere estimater i 2019, som igjen har økt i 2020. For den beitende sjørreten (tolket fra observasjonene senest i sesongen, periode 2), ble det estimert moderat og oftest høy lakselusrelatert dødelighet 2014-2018, moderat i 2019, og høy i 2020.

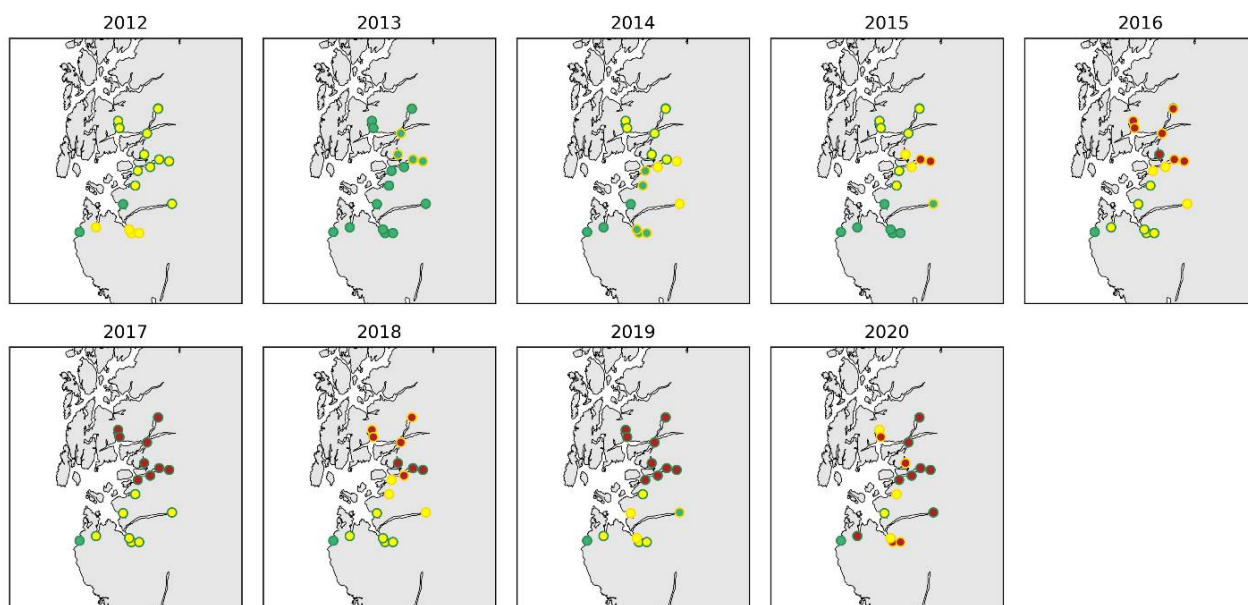


Figur 2.12. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



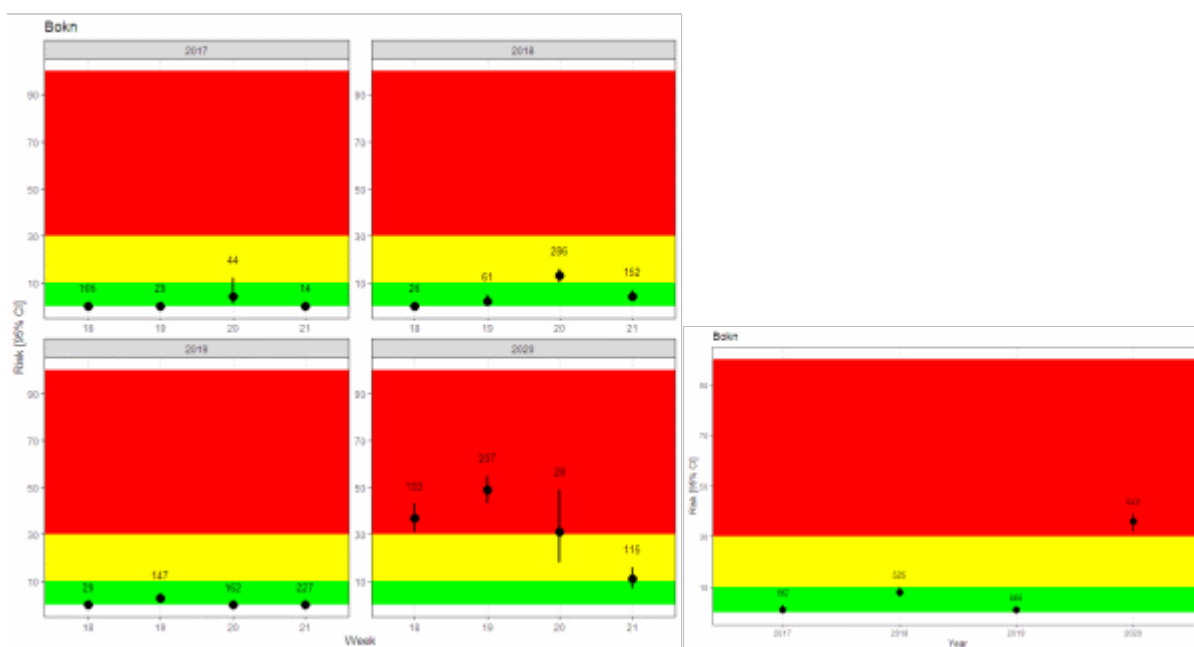
Figur 2.13. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen 2012-2020 viser at median antall lus pr fisk har økt 2016-2019 i forhold til 2012-2015 (figur 2.14). I 2018, 2019 og 2020 var de mest påvirkede elvene de nordøstlige.



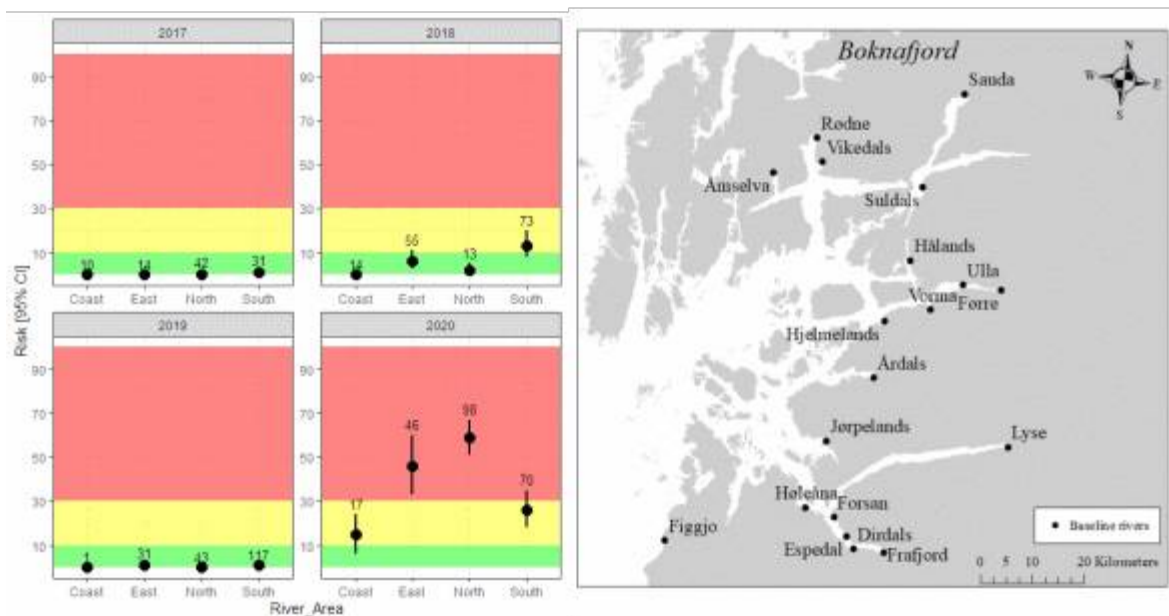
Figur 2.14. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

Trålingen etter utvandrende postsmolt av laks i Boknafjorden i 2017-2020 (figur 2.15) viser at det var lite lus på den trålte fisken tatt ukene 18-21 i 2017, men mer i 2018 hvor det ble estimert 22% lakselusrelatert dødelighet på postsmolten fanget uke 20, og lave estimater alle ukene i 2019. I 2020 var estimert dødelighet høyere, med estimerte dødelighet mellom 30 og 50% ukene 18-20, og rett over 10% uke 21.



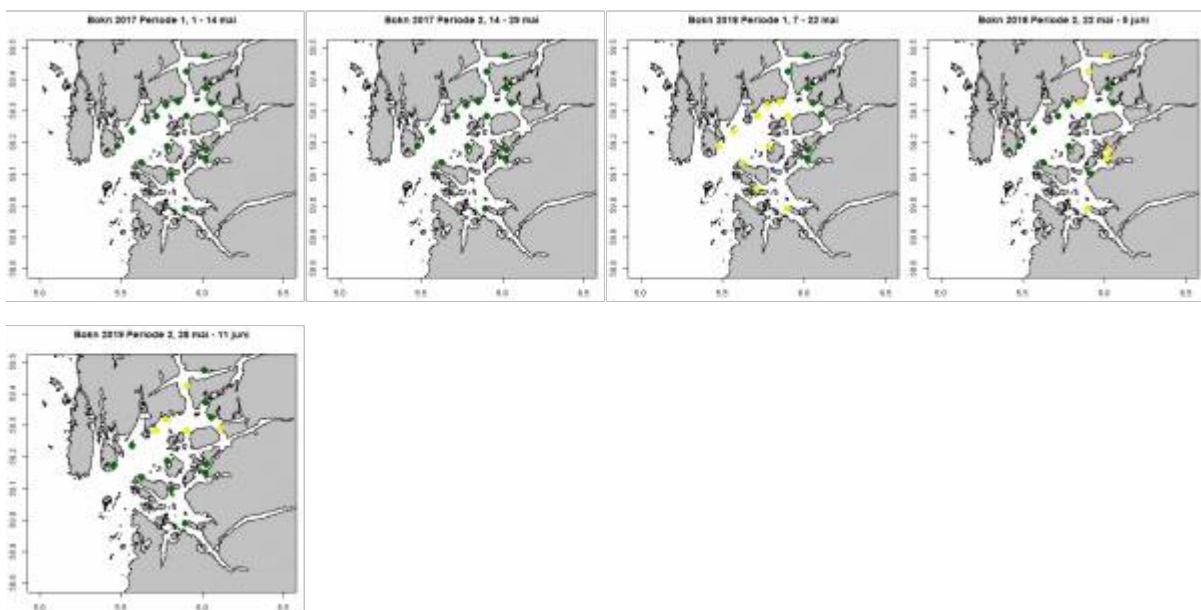
Figur 2.15. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks (venstre), og estimert for all fisken uavhengig av uke fanget (høyre). Antall undersøkt hver uke er angitt i figuren.

I Boknafjorden er det gjort genetiske analyser for å bestemme hvilken elv fisken fanget i trålen utvandret fra. Estimert dødelighet i 2020 skilt på elv viser at i snitt har elvene som renner ut både på øst og nordsiden over 30% dødelighet (figur 2.16), mens elvene på sørsiden har moderat dødelighet.



Figur 2.16. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks tilordnet hjemelv. Elver som kan tilordnes er vist i kartet til høyre. Antall er angitt i figuren. Elvene er gruppert i regioner. Kyst inkluderer bare Figgjo 2017-2019, men også andre elver nedover Jæren/Dalane i 2020 (jfr. PO1).

Det er benyttet vaktbur i Boknafjorden i 2017-2019 for å fange opp smittepresset (figur 2.17). Disse viser ett høyere smittepress i mai i hele fjorden i 2018 enn i 2017, mens i periode 2 i 2019 ble det observert moderat smittepress i de nordøstlige områdene.

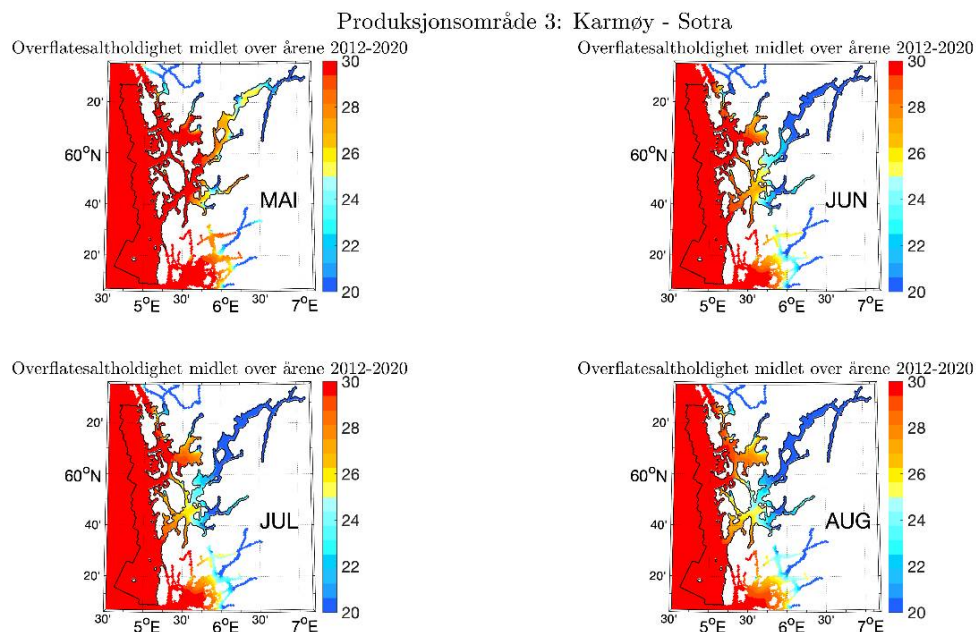


Figur 2.17. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute. Merk at i 2019 ble bare periode 2 undersøkt. Det ble ikke satt ut vaktbur i 2020.

2.5.3 - PO 3 Karmøy til Sotra

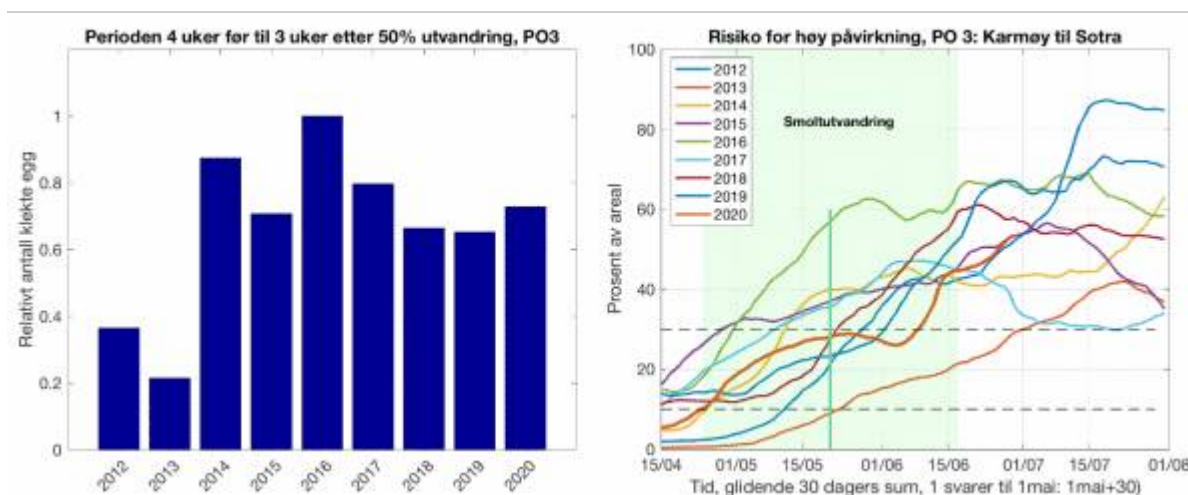
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 10 °C, fra 8,9 til 11,1 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 10 og 16 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørørret.

Utbredelsen av lav saltholdighet er begrenset til de indre delene av fjordene (figur 2.18), og vil derfor bare ha en beskyttende effekt for beitende sjørørret og laks i starten av vandringen fra de indre elvene.



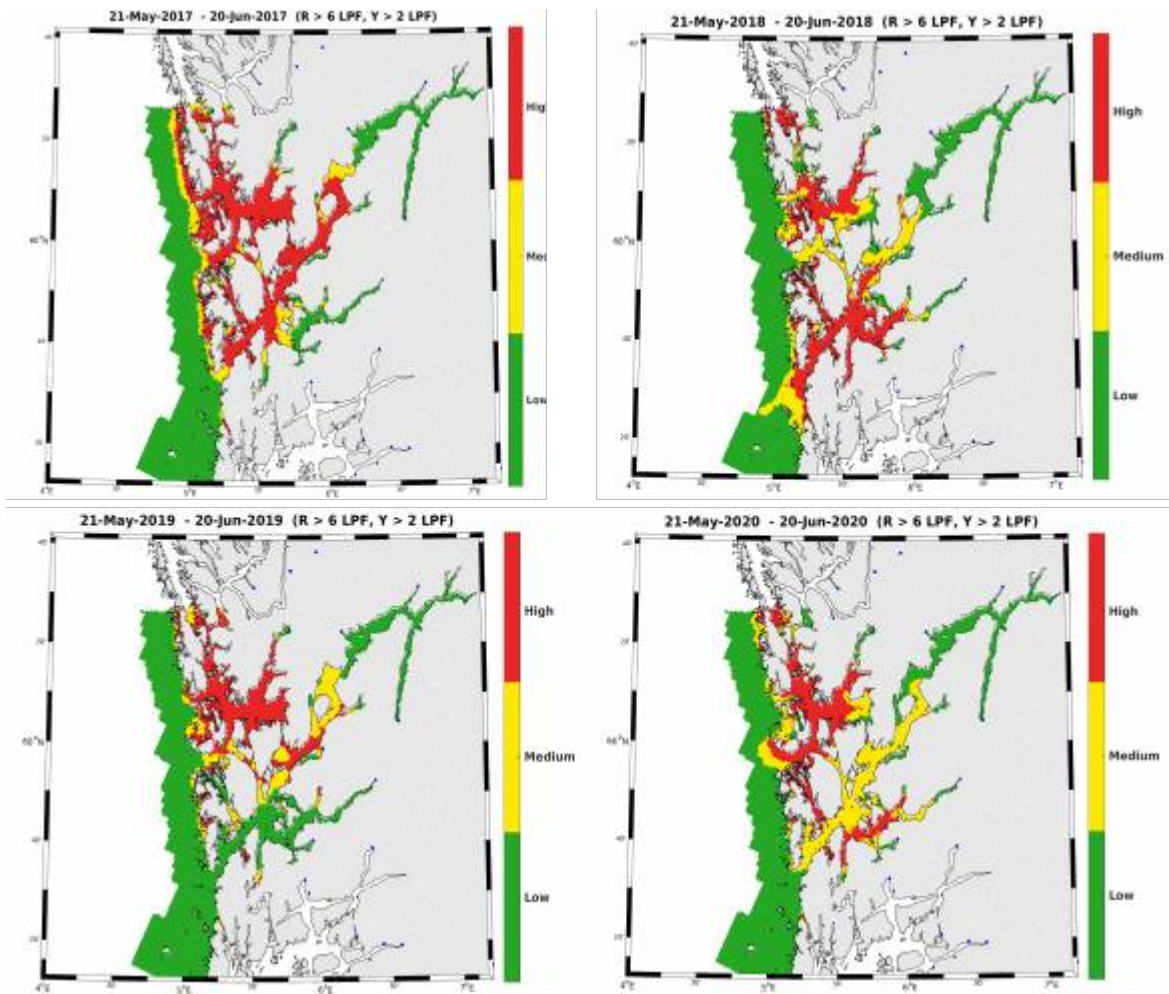
Figur 2.18. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av klekte lakselus 2012-2020 i PO 3 viste økende utslipp summert for tidsperioden 4 uker før til 3 uker etter estimert median utvandring alle årene (figur 2.19). Utslippene økte frem til 2014, og har deretter vært relativt høye. Andelen av areal som har forhøyet smittepress viser at de siste årene har denne andelen ligget rundt 25% rett etter median smoltutvandring (grønn vertikal linje i figuren), og andelen av påvirket areal tidlig mai var høyere i 2020 enn 2018-2019.



Figur 2.19. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

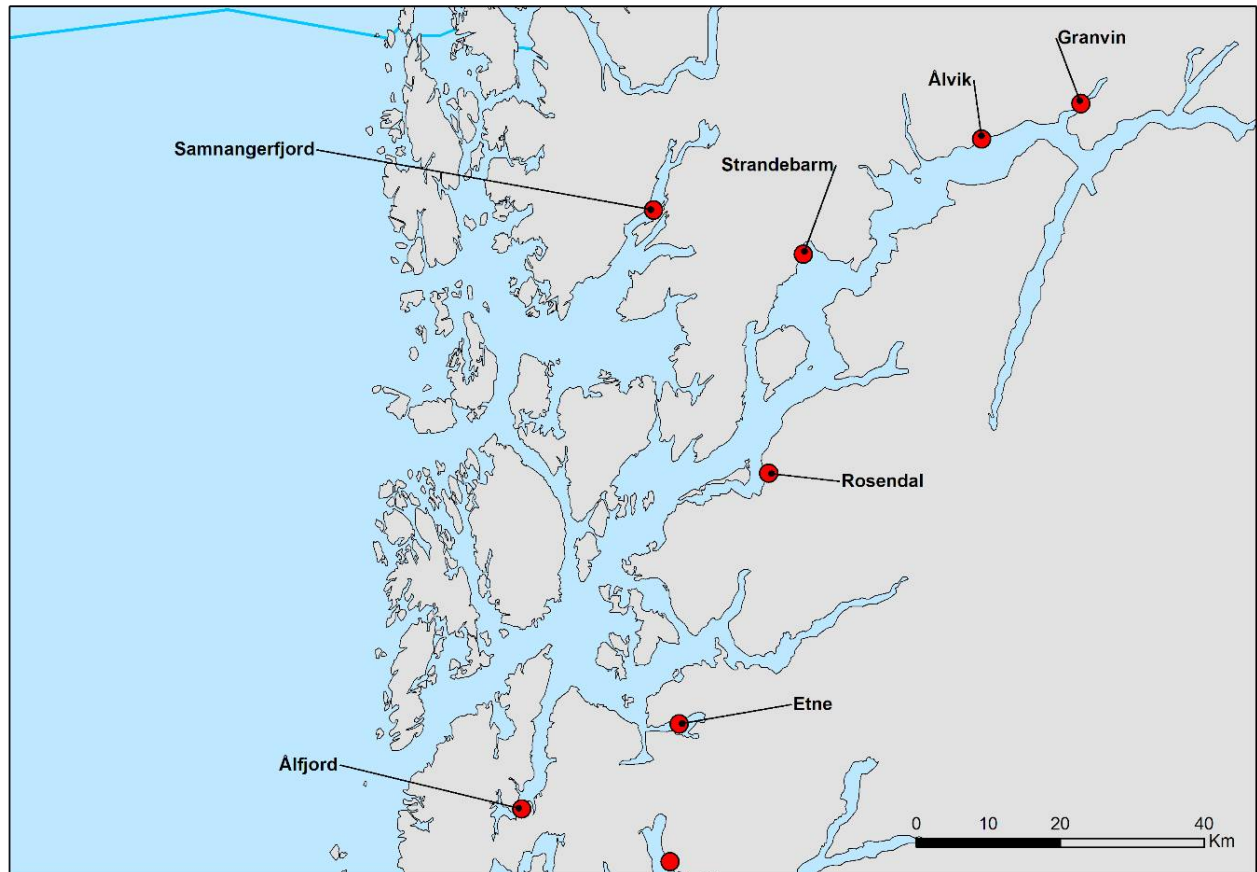
ROC kartene indikerer områdene med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over 30 dager fra median tid for utvandring for produksjonsområdet for årene 2017-2020 (figur 2.20). I Hardangerfjorden indikerer kartene relativt lite lus i de indre delene (innenfor Jondal) alle årene 2017-2020, relativt mye i de ytre (utenfor Huglo) delene 2017-2018, lite i 2019 og moderat og høy i 2020. I de midtre delene (fra Varaldsøy til Huglo) er det moderat eller høyt smittepress. For Bjørnafjorden er det mer ett vedvarende høyt smittepress, selv om der også er mellomårige variasjoner.



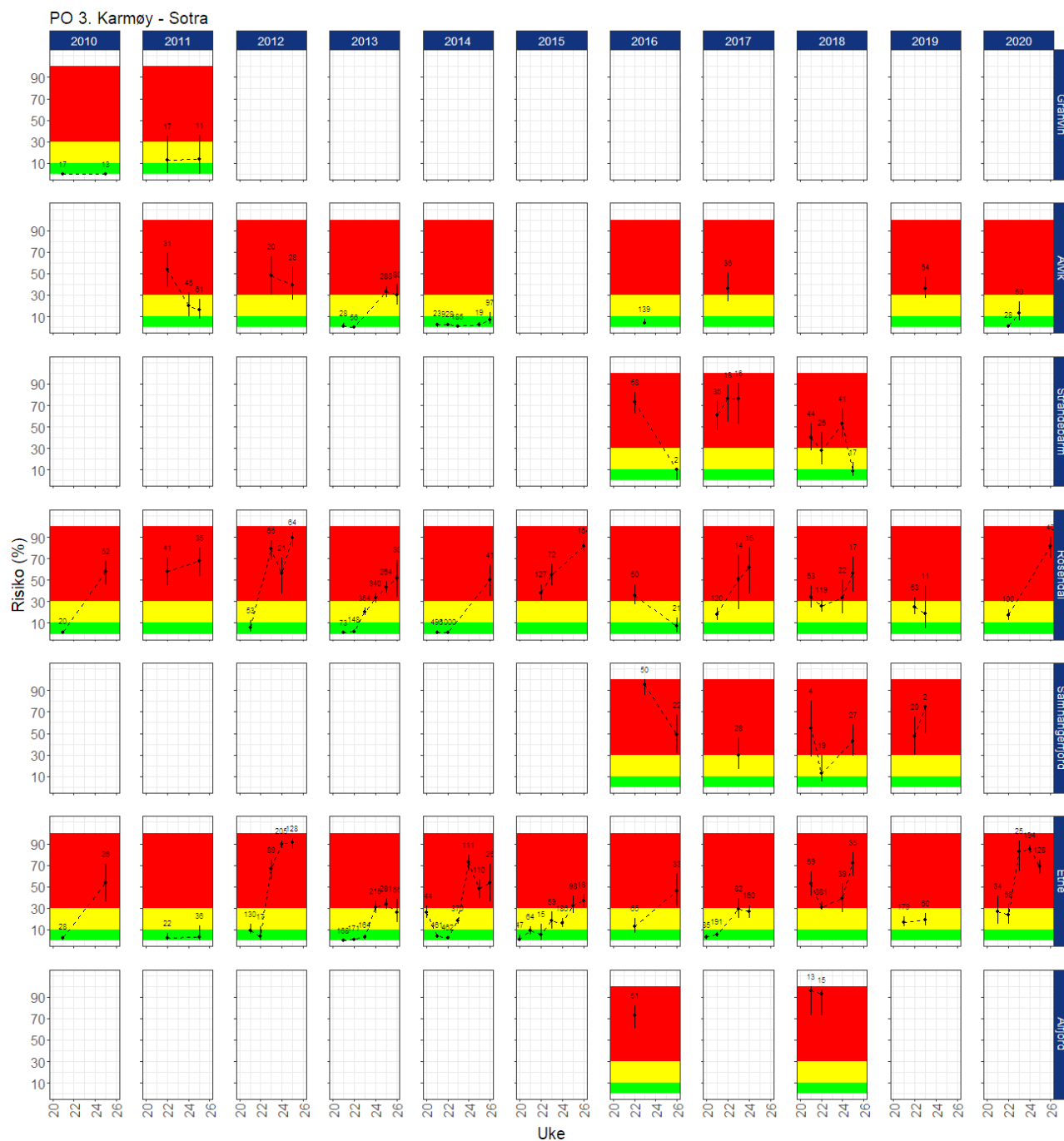
Figur 2.20. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Det har vært ett omfattende ruse og garnfiske etter sjørret i Hardangerfjorden og de senere år er det også inkludert en stasjon i Samnangerfjorden (jfr. figur 2.21). Undersøkelsene i tidsperioden 2010-2020 viser at i de indre delene (Granvin, Ålvik) har det enkelte år vært moderat og høy lakselusrelatert dødelighet i den første perioden (figur 2.22). I de midtre delene ble det estimert høy risiko i Strandebar 2017-2018, mens i Rosendal var det liten risiko rett etter estimert smoltutvandring 2010-2014, men har deretter økt til å være moderat eller høy. I de ytre delene (Etne, Ålfjord) estimeres oftest liten risiko rett etter smoltutvandringen, mens de tre siste årene estimeres moderat eller høy risiko. Estimatenes er høyere for Ålfjord enn i Etne både 2016 og 2018. I Samnangerfjord og Holmefjord er det moderat eller høy estimert risiko 2016-2019, stasjonen er ikke undersøkt i 2020.

For beitende sjørret (periode 2) estimeres det som regel høyere lakselusrelatert dødelighet enn rett etter median smoltutvandring. Tidvis ses det en nedgang i antall lus på fisken i slutten av fangstsesongen, vi vet ikke om dette skyldes prematur tilbakevandring, om selvalvust fisk har returnert, om den mest infesterte fisken er død, eller om lusen har dødd. Temperaturen i de årene det er snakk om har ikke vært så høye at det skulle skape problemer for lakselusen. Rådgivende Biologer AS driver overvåking av prematur tilbakevandring i bl.a. flere elver i Hardangerfjorden som har indikert at tidspunkt for prematur tilbakevandring her kommet tidligere de senere år. Vi ser også at utbredelsen av områder med saltholdighet < 25 øker fra mai til juni, hvilket kan medføre at det er mindre lus i de øvre meterne hvor sjørret oppholder seg.

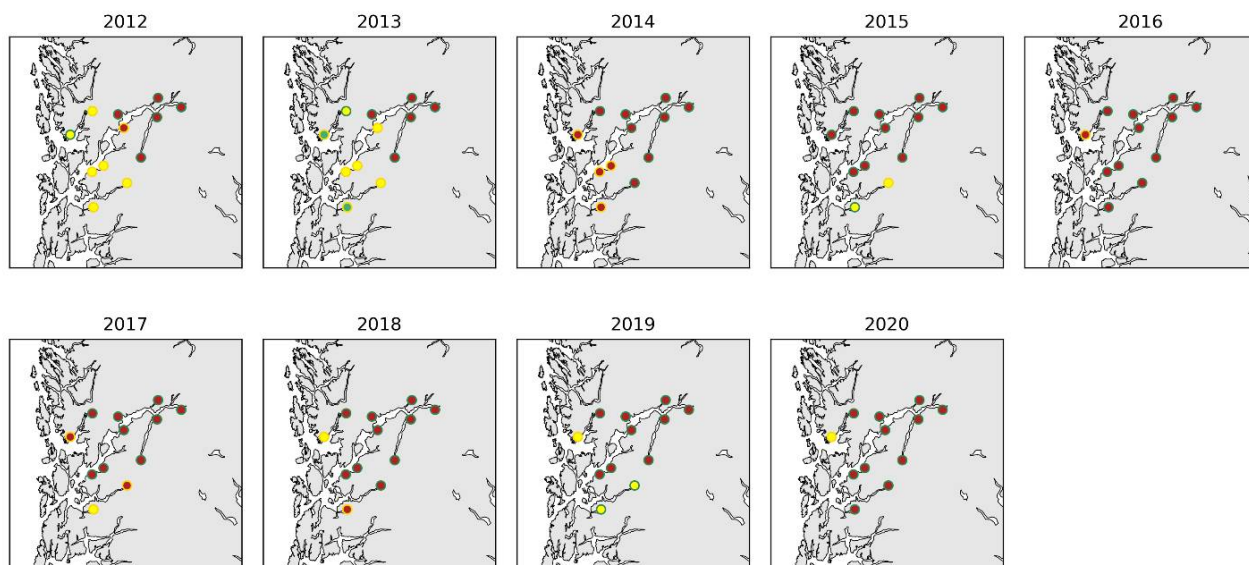


Figur 2.21. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet. I forhold til tidligere rapporter er indre og ytre Etne, samt Holmefjord og Samnangerfjord slått sammen.



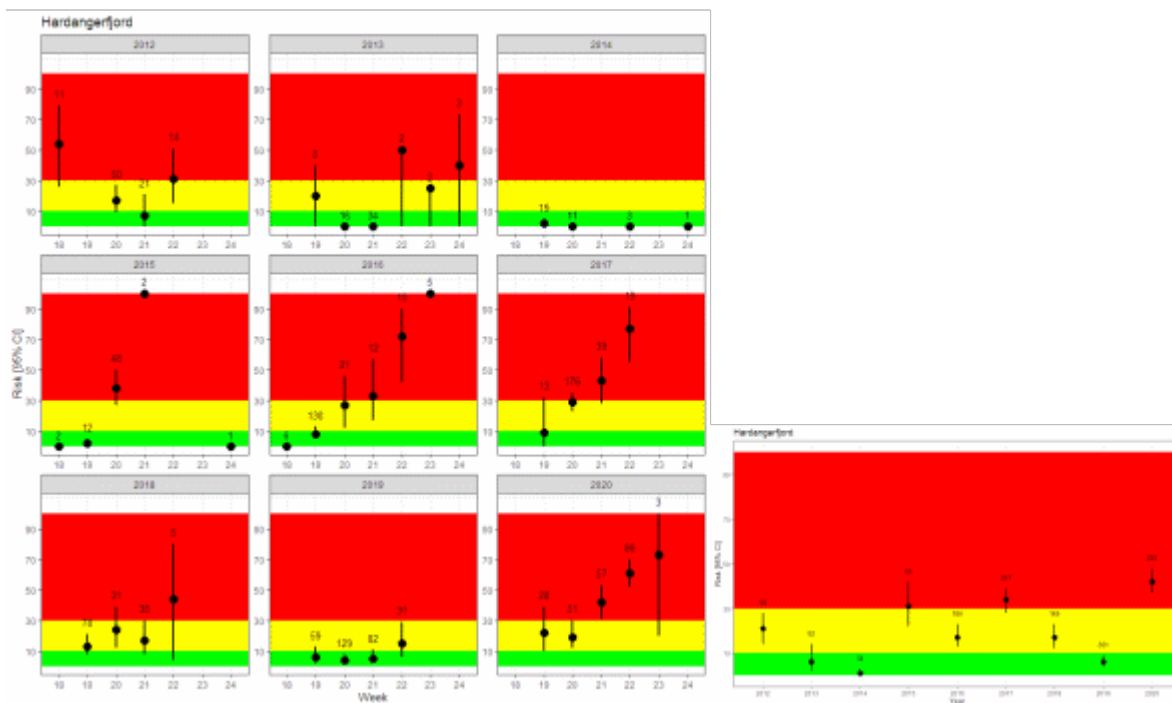
Figur 2.22. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen, vurdert på elvebasis indikerer at alle de undersøkte elvene i midtre og indre Hardangerfjord har høy lakselusrelatert dødelighet i alle årene fra 2015 (figur 2.23), mens de ytre har moderat og høy estimert dødelighet de samme årene.



Figur 2.23. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

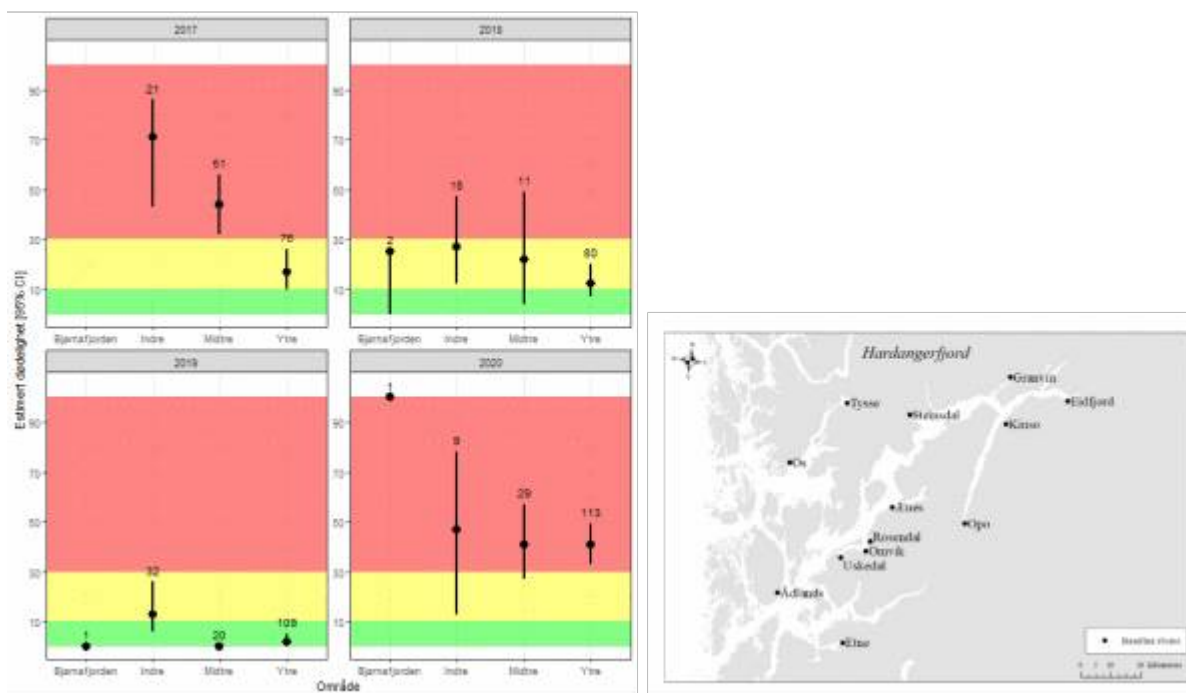
Data fra postsmolttrålingen for årene 2010-2020 viser at mye av fisken fanges i uke 19-20 (figur 2.24). Tråldata indikerer at høyere estimert risiko 2015-2017 enn 2018-2019.



Figur 2.24. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Uker hvor antall undersøkt fisk er < 10 er utelatte, antall hver uke er angitt i figuren.

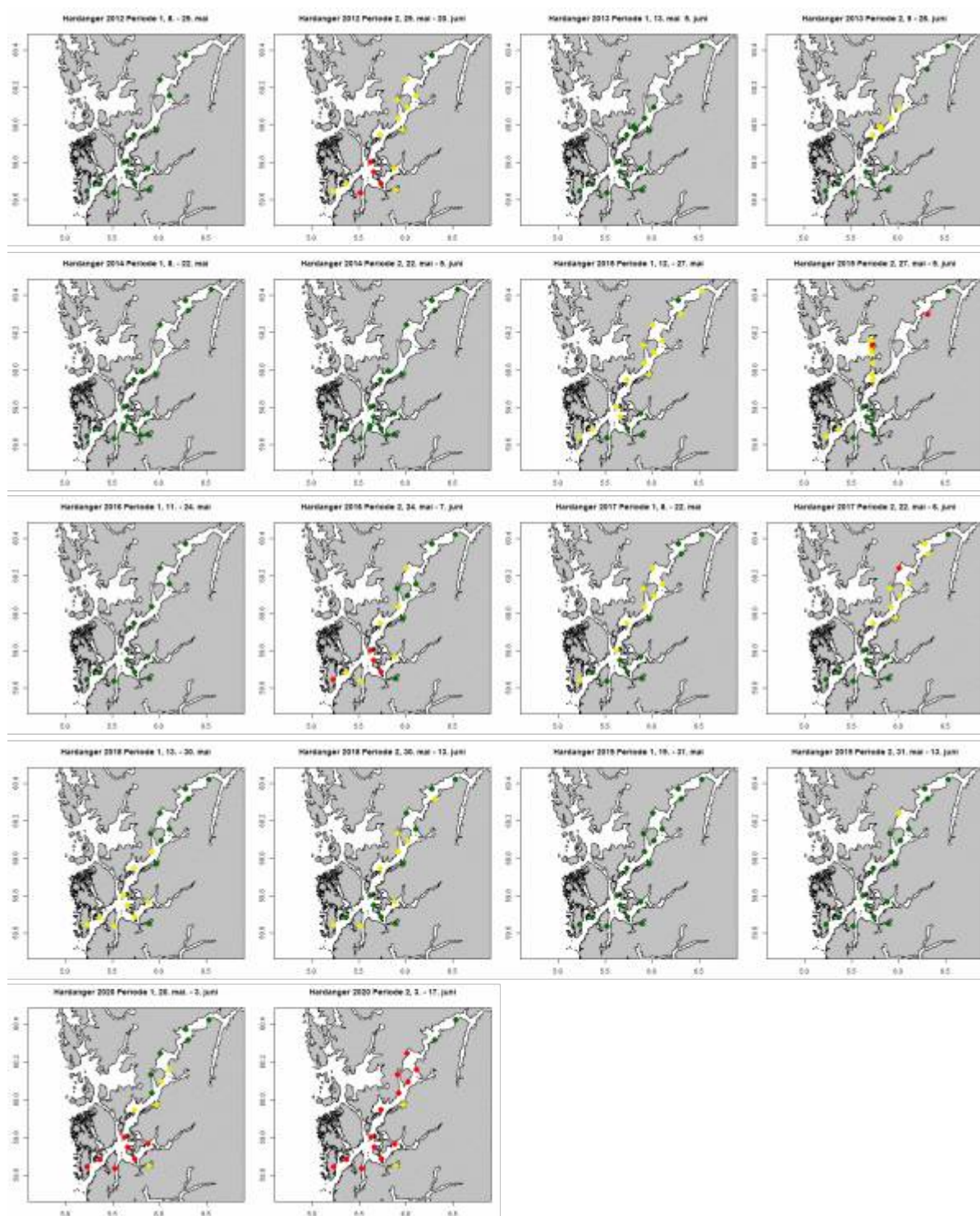
Det er gjort analyser av genetisk tilhørighet for enkelte av årene. Estimert dødelighet i 2020 er høy for alle regionene, inkludert Etne som ligger i ytre deler (figur 2.25). I forhold til tidligere år er estimert dødelighet for fisk fra de indre og

midtre deler høyere enn estimatene fra 2018-2019, men på linje med estimatene fra 2017.



Figur 2.25. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfangnet vill postsmolt av laks tilordnet hjemelv. Elver som kan tilordnes er vist i kartet til høyre. Antall er angitt i figuren. Elvene er gruppert i regioner, de indre omfatter elvene fra Opo til Steinsdal, midtre Ænes til Uskedal, ytre Etne og Ådlands.

Data fra vaktbur i er vist for årene 2012-2020 (figur 2.26). Burdata indikerer økende smittepress fra den første perioden rundt midten-slutten av mai til første del av juni i mange av årene. I den første perioden var det lite lus på burfiskene 2012-2014, men mer i 2015 og 2017-2018, men lite i 2019. I den andre perioden var det oftest mer lus på burfiskene 2012-2018 enn i 2019. Utbredelsen av smittepresset tolket fra burdata gjenspeiler at de midtre delene var brakklagt i mars i partallsår, de ytre i oddetallsår frem til 2017. I 2020 ble det observert høyere smitte på burfiskene enn i tidligere år, i slutten av mai spesielt i de ytre delene, mens i begynnelsen av juni også innover i Hardangerfjorden.



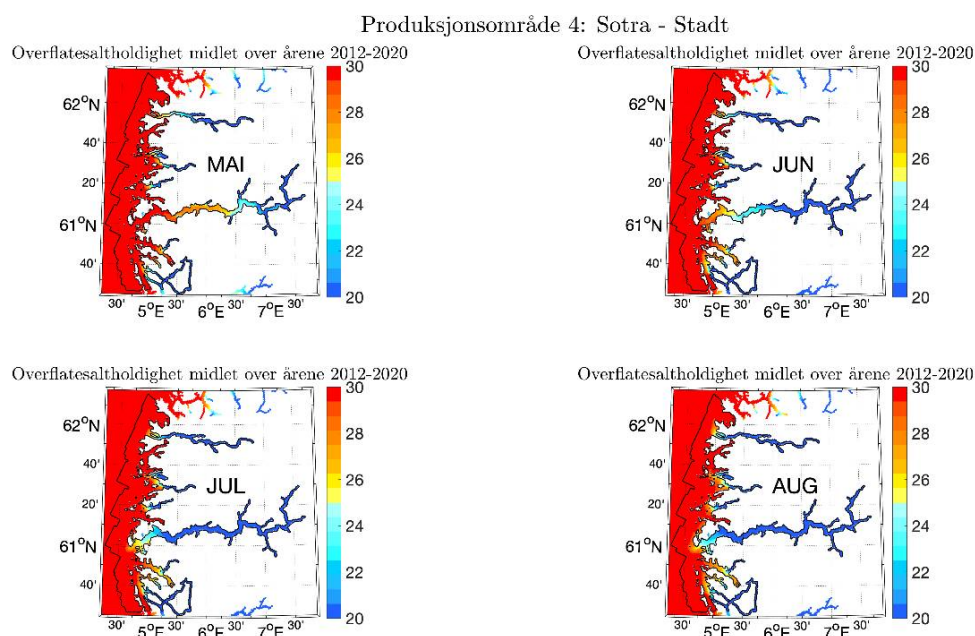
Figur 2.26. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.

2.5.4 - PO 4 Nordhordland til Stadt

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,8 °C, fra 8,9 til 10,9 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 10 og 16 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørøret.

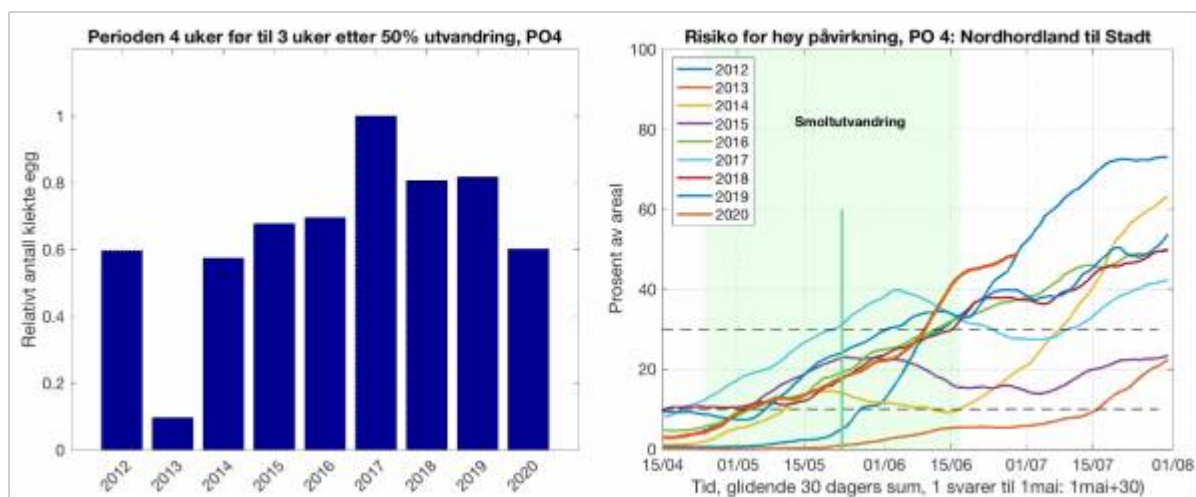
Saltholdigheten i PO4 indikerer at områder med saltholdighet < 25 øker fra april til juni (Figur 2.27). I både Osterfjorden, de indre delene av Sognefjorden og i Nordfjord er saltholdigheten i overflaten < 25 i mai. Lavest

saltholdighet ses inne i fjordene, og saltholdigheten indikerer at beitende sjørørret, og smolt som vandrer ut gjennom dette området ofte til en viss grad er beskyttet. Det skal bemerkes at strømmer kan endre dette bildet på kort tid, og innstrømmende vann observeres relativt ofte.



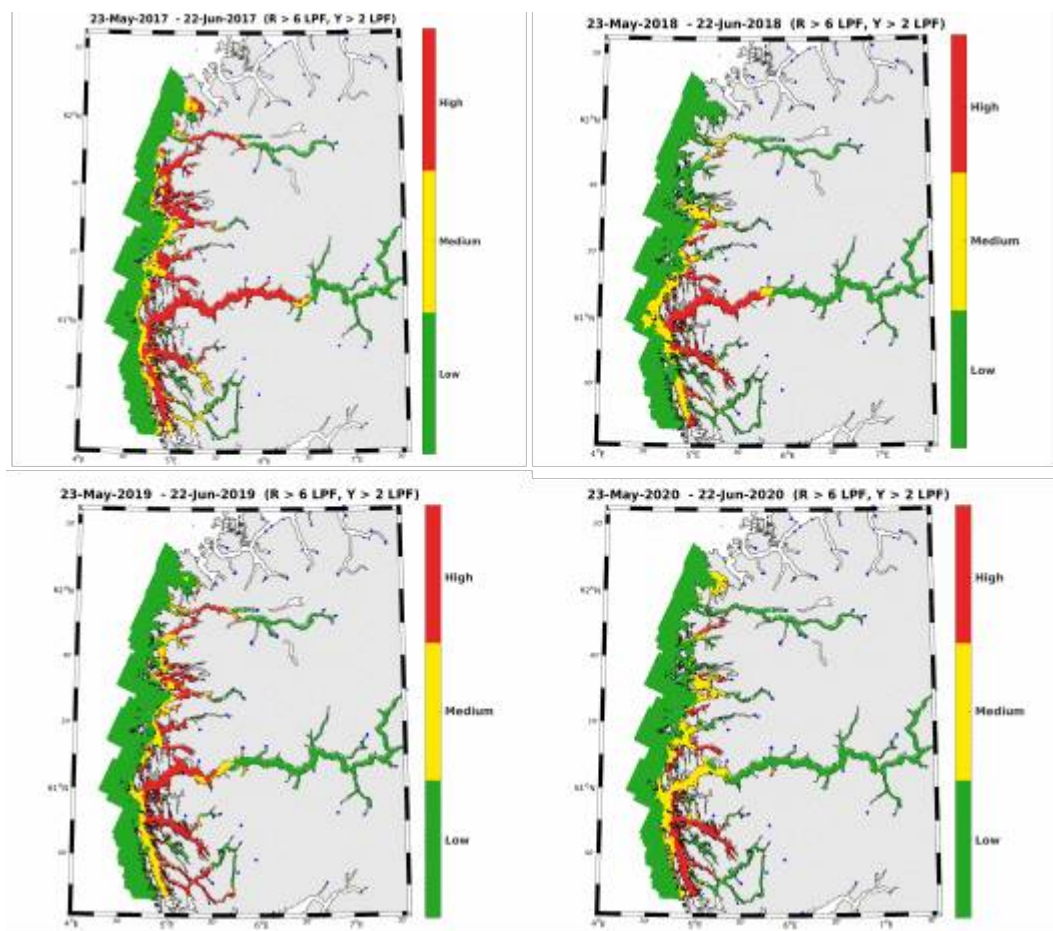
Figur 2.27. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

I PO 4 økte utslippene av klekte nauplier summert for 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring frem til ca. 2017, var noe lavere 2018-2019, og enda noe lavere i 2020 (figur 2.28). Andelen av arealet med forhøyet smittepress i PO4 indikerer høyest andel i 2015-2019 rundt median smoltutvandring, og andelen øker frem mot midten av juni for årene 2016-2019. I 2020 følger kurven samme mønster som i 2018 i hele mai.



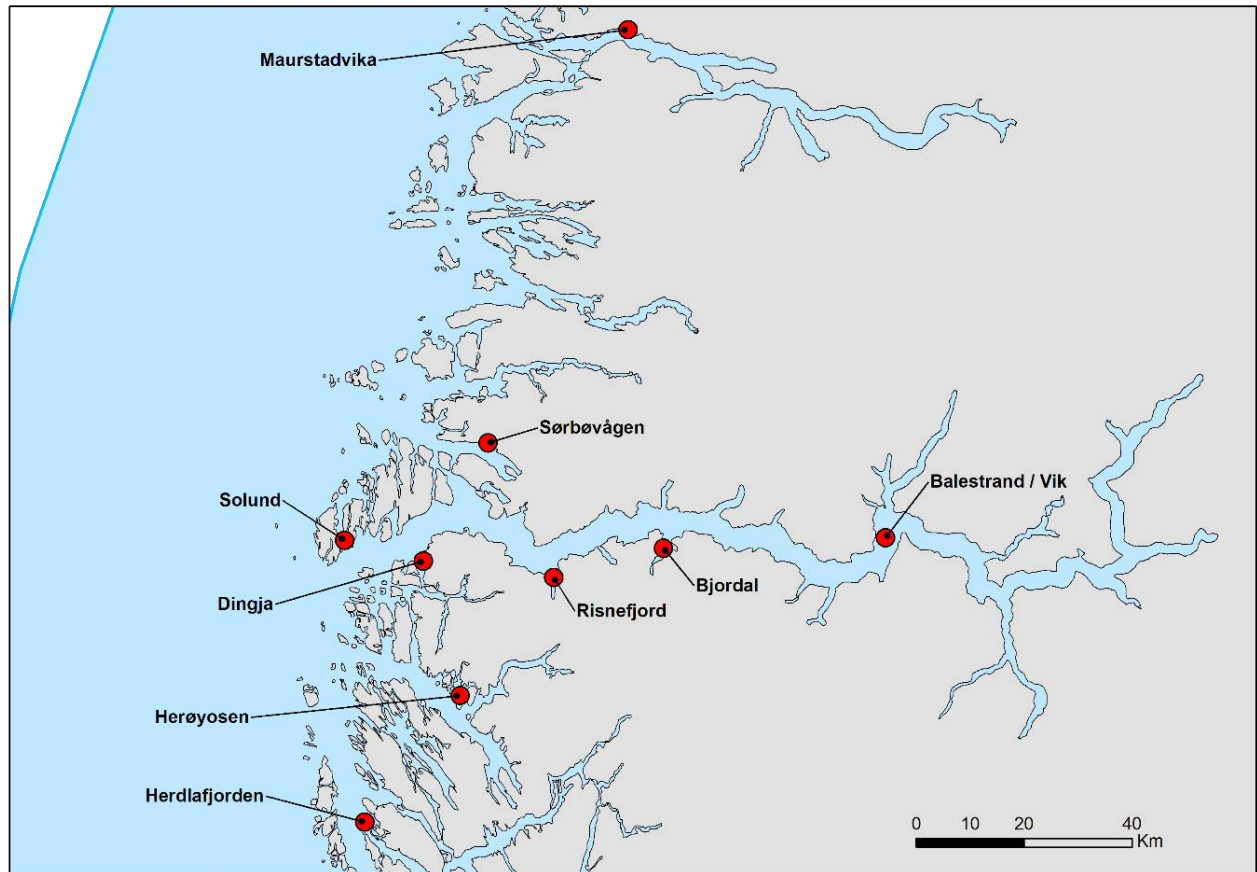
Figur 2.28. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC modellen indikerer at det er forhøyete tettheter av lakselus langs kysten i store deler av produksjonsområdet 2017-2019, med noe lavere 2018, og enda lavere i 2020 hvor det estimeres moderat tetthet av lakselus i de ytre delene av Sognefjorden (figur 2.29). Modelldataene viser også at det tidvis transporteres mye lus innover i fjordene under smoltutvandringen. De indre delene av fjordene har ofte mindre tetthet av lus alle årene. Sør for Sognefjorden (Nordhordland) har store området med høy tetthet av lakselus alle årene. Nord for Sognefjorden er det større områder med høy tetthet av lakselus 2017 og 2019 enn i 2018 og 2020, og dette mønsteret ser ut til å gjelde hele området opp til Nordfjord (figur 2.29).



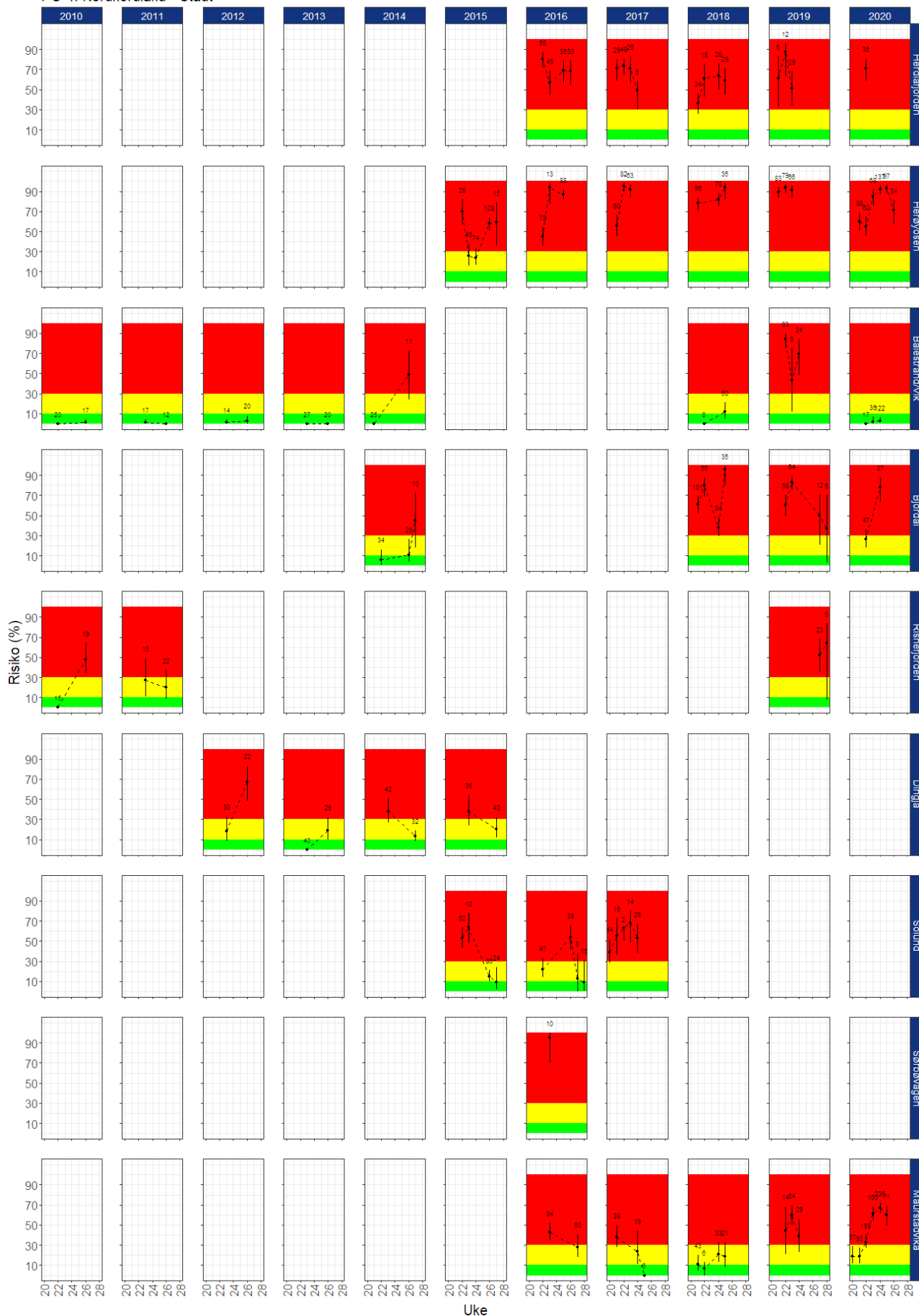
Figur 2.29. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Ruse og garnfangst har vært konsentrert om Nordhordland, Sognefjorden og Maurstadvika i Nordfjorden (figur 2.30). I Nordhordland beregnes det fra rusefangsten alle årene 2015/2016 -2019 moderat, og oftest høy lakselusrelatert dødelighet både i perioden for smoltutvandringen og for beitende sjørret (figur 2.31), og det samme ses i 2020. I Sognefjorden viser data relativt lite lus på sjørret fra Balestrand frem til 2020, med unntak av 2019. Noe lengre ute (Bjoldal) estimeres det høy lakselusrelatert dødelighet i begge periodene i 2018 og 2019, moderat i den første perioden i 2020. Ytterst i fjorden er det undersøkt stasjoner både på sør (Dingja) og nordsiden (Solund) fra 2012 til 2017, men ikke siden. I 2015-2017 ble det estimert moderat og høy lakselusrelatert dødelighet i Solund. I Nordfjord (Maurstadvika) indikerer data fra sjørret oftest moderat eller høy estimert lakselusrelatert dødelighet, i 2020 økte den estimerte dødeligheten fra moderat til høy fra uke 22 (figur 2.31).



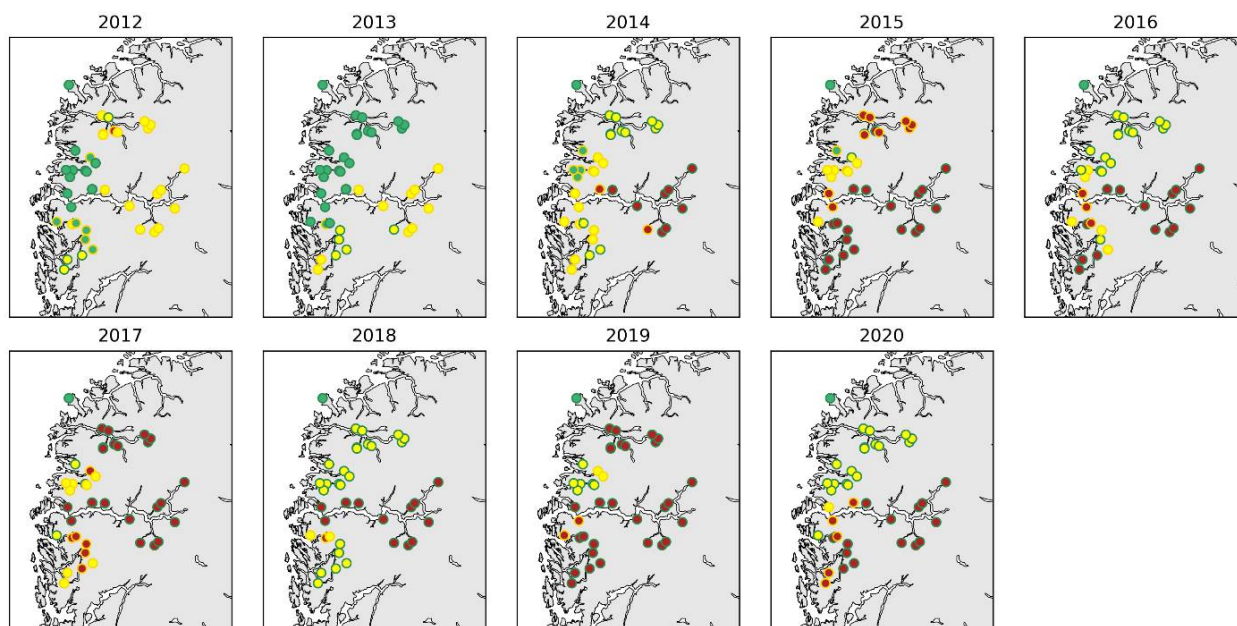
Figur 2.30. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.

PO 4. Nordhordland - Stadt



Figur 2.31. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser moderat og høy effekt på den utvandrende smolten fra Osterfjordsystemet i 2018-2020 (figur 2.32), og høy for elvene i Sognefjorden, og moderat for de fleste elvene nord for Sognefjorden. I Nordfjord estimeres effekten til moderat 2014, 2016, 2018 og 2020, høy 2015, 2017 og 2019. Sett under ett for hele PO4 øker antall lakselus på den utvandrende smolten fra 2012-2014, og har ligget høyere i 2015-2020.



Figur 2.32. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

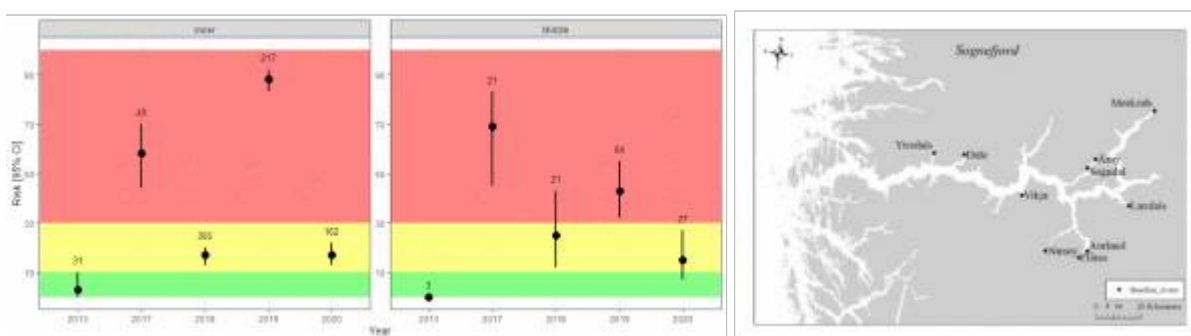
Resultatene fra postsmolttrålingen i Sognefjorden 2011-2014 indikerte tidvis (2012) høy lakselusrelatert dødelighet, men oftest liten (figur 2.33). I 2017 og 2018 var det høy lakselusrelatert dødelighet ukene 21-22, og moderat ukene 19-21 i 2018, og høy i 3 av 4 uker i 2019.



Figur 2.33. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Uker hvor antall undersøkt fisk er < 10 er utelatte, antall hver uke er angitt i figuren.

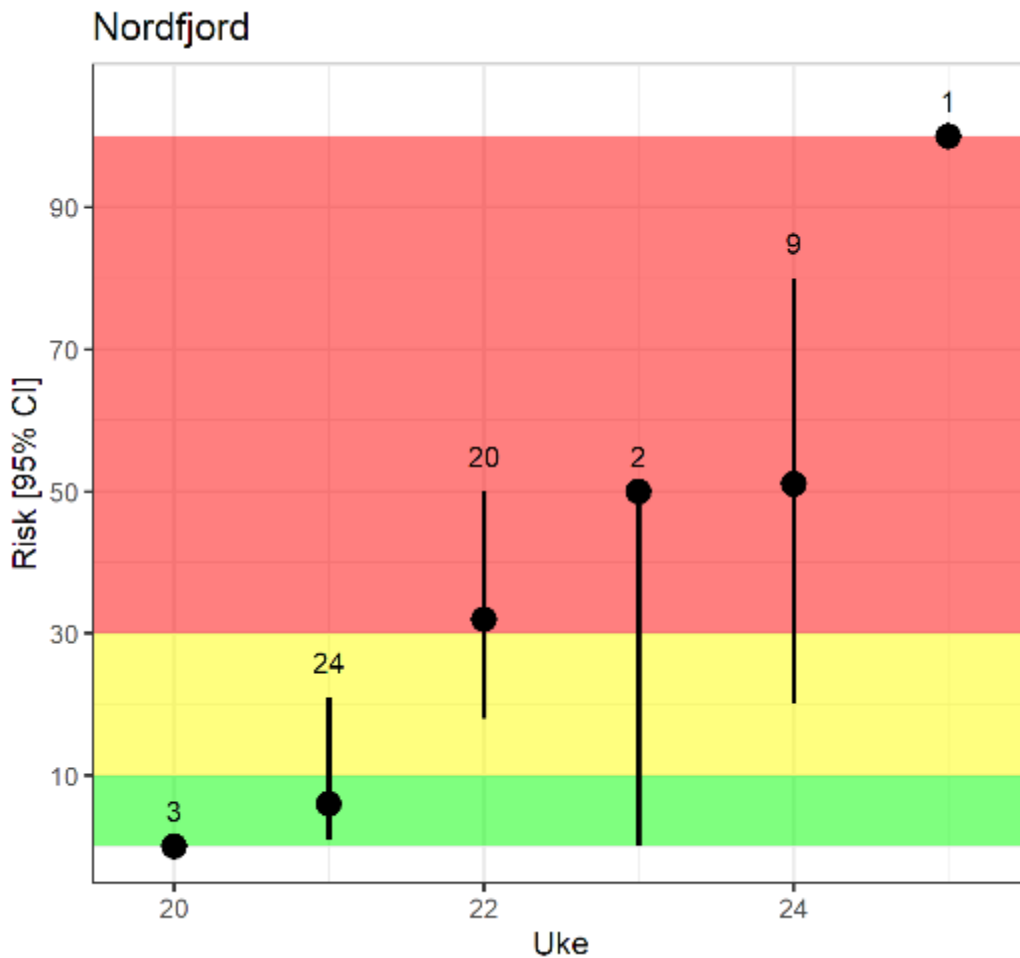
Det ble i tillegg trålt uke 21 i 2019 i Nordfjord, hvor risiko for de 67 fisken fanget estimeres til 3%, med konfidensintervall fra 1-9% (data ikke vist).

Det er gjort analyse av genetisk tilhørighet for fisken fanget med trål i Sognefjorden i 2013, samt 2017-2020 (figur 2.34). Elvene er delt i indre og midtre regioner. Estimert risiko for dødelighet for enkeltelvene i Sognefjorden indikerer at i 2020 var risikoen moderat for elvene både fra indre og midtre deler (figur 2.34), tilsvarende som i 2018, mens i 2017 og 2019 var estimatene høye for elvene både fra de midtre og indre delene.



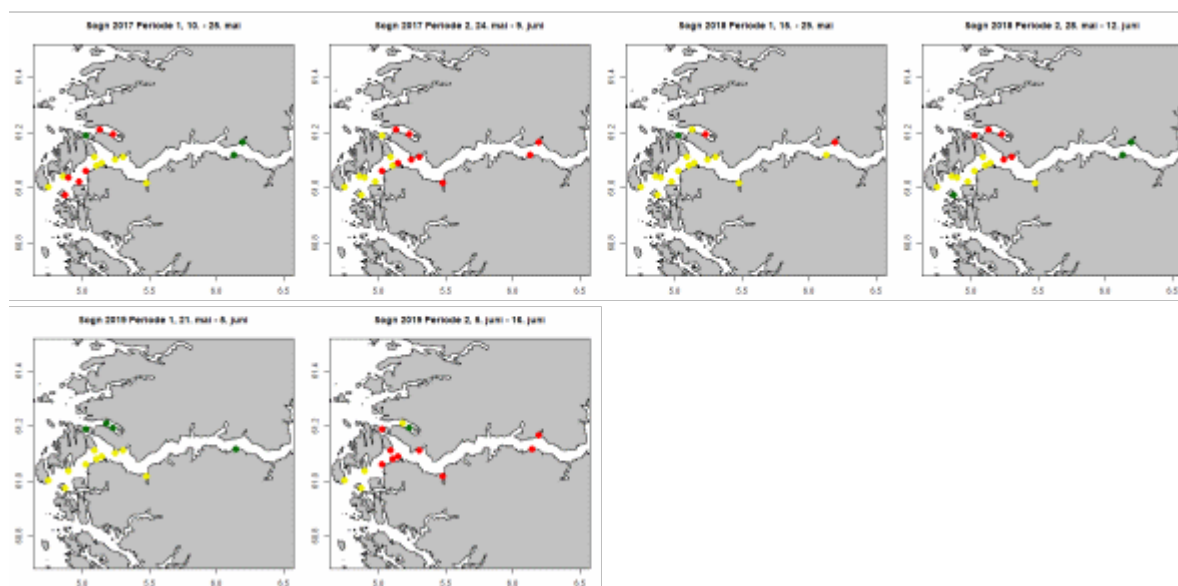
Figur 2.34. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks tilordnet hjemmelv. Elver som kan tilordnes er vist i kartet til høyre. Antall er angitt i figuren. Elvene er gruppert i regioner.

Det er også gjort undersøkelsen med en spesialbygget lakseruse i Nordfjord i 2019 og 2020 (figur 2.35). Data fra 2020 indikerer økende estimert dødelighet fra uke 20 til 24 (merk lavt antall enkelte uker). Fangstene var størst i ukene 21 og 22.



Figur 2.35. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på rusefanget vill postsmolt av laks. Antall undersøkt hver uke er angitt i figuren. Merk lavt antall enkelte uker.

Data fra vaktburene i Sognefjorden indikerer relativt høye påslag av lakselus under smoltutvandringen både 2017-2019, med økende smittepress utover sesongen alle 3 årene (figur 2.36). Det observeres lus i burene helt inn mot grensen til den nasjonale laksefjorden. Det ble ikke satt ut bur i 2020.

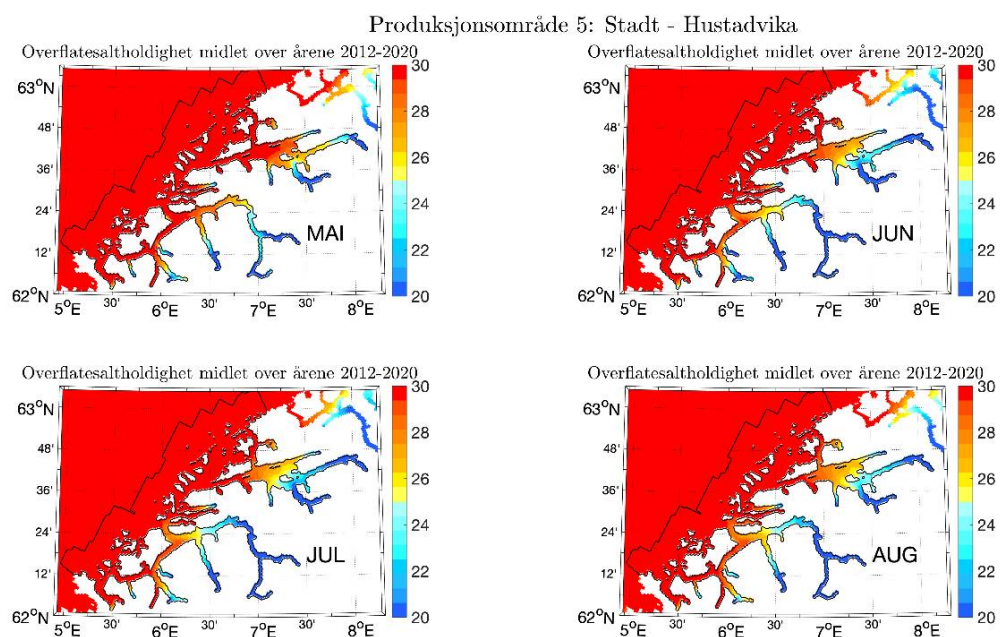


Figur 2.36. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.

2.5.5 - PO 5 Stadt til Hustadvika

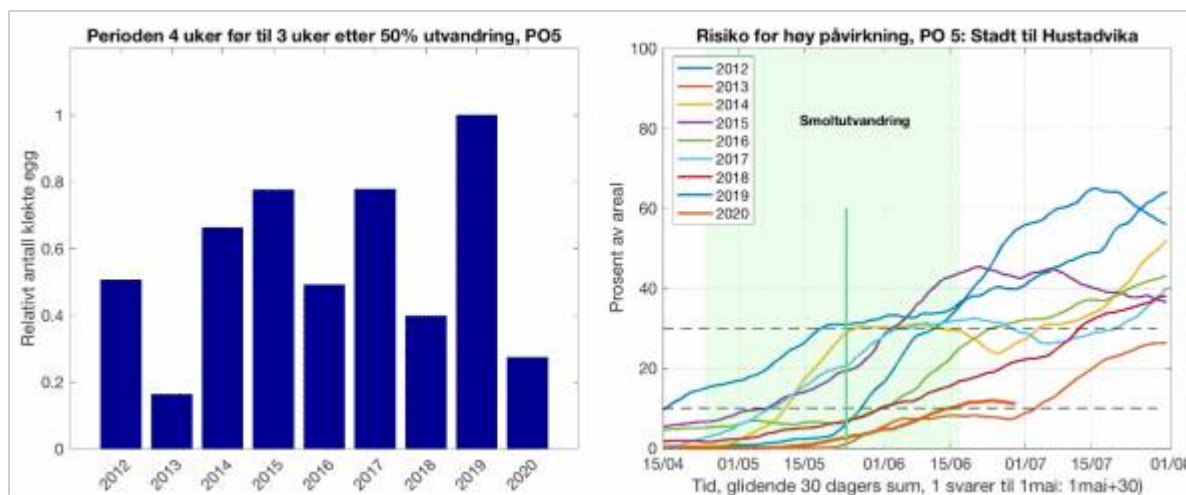
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,5 °C, fra 8,5 til 10,3 °C. Dette er gunstige temperaturer for lakselus. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 10 og 15 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørøret.

Saltholdigheten i PO5 indikerer at utbredelsen av brakkvannslaget (saltholdighet < 25) øker fra april til juni (figur 2.37). Lavest saltholdighet ses innerst i de store fjordene, og de lave saltholdighetene indikerer at beitende sjørøret, og smolt som vandrer ut gjennom dette området ofte til en viss grad er beskyttet. Dette området er begrenset i omfang.



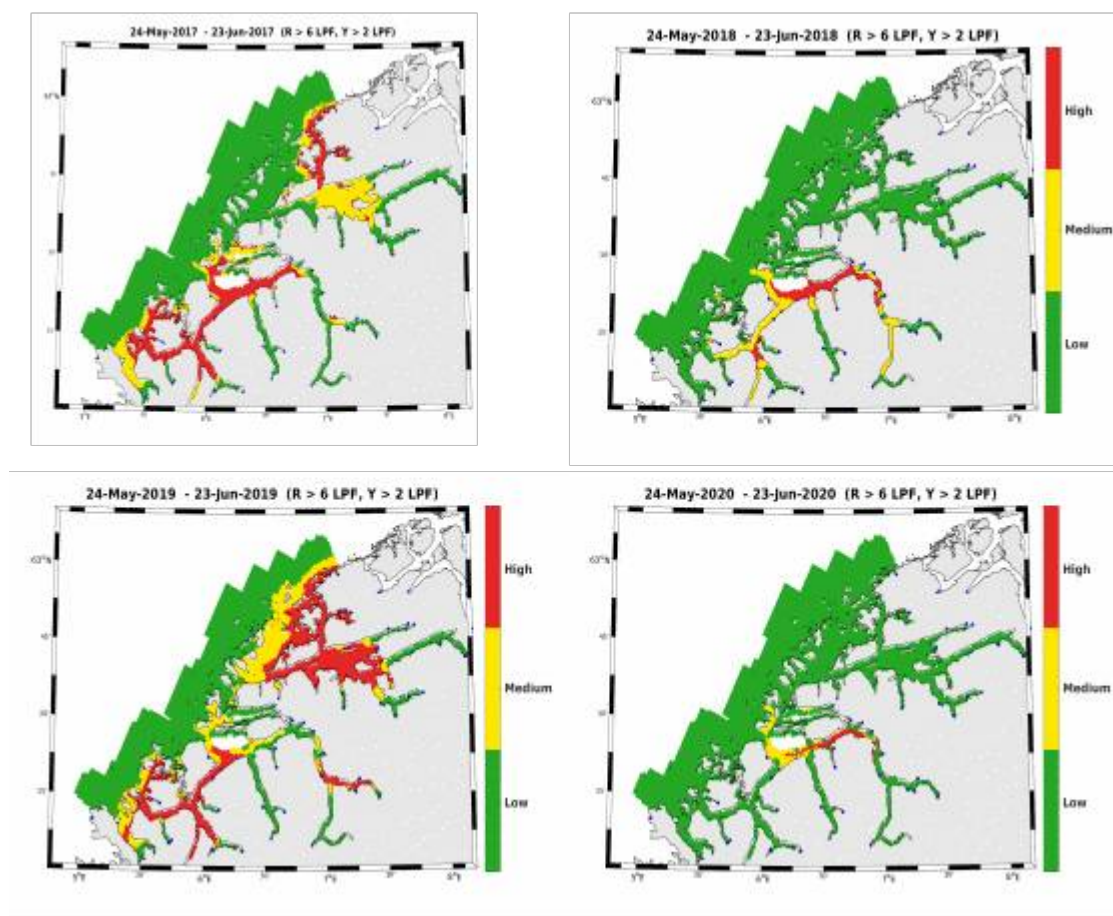
Figur 2.37. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet indikerer økende utslipp 2012-2015, noe lavere i 2018, høyere i 2019, og lavere i 2020 (figur 2.38). Andel av forhøyet areal viser at dette øker relativt jevnt utover sesongen, høyest andel av påvirket areal estimeres i 2019 (figur 2.38), mens det er betydelig lavere i 2020.



Figur 2.38. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandningsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.

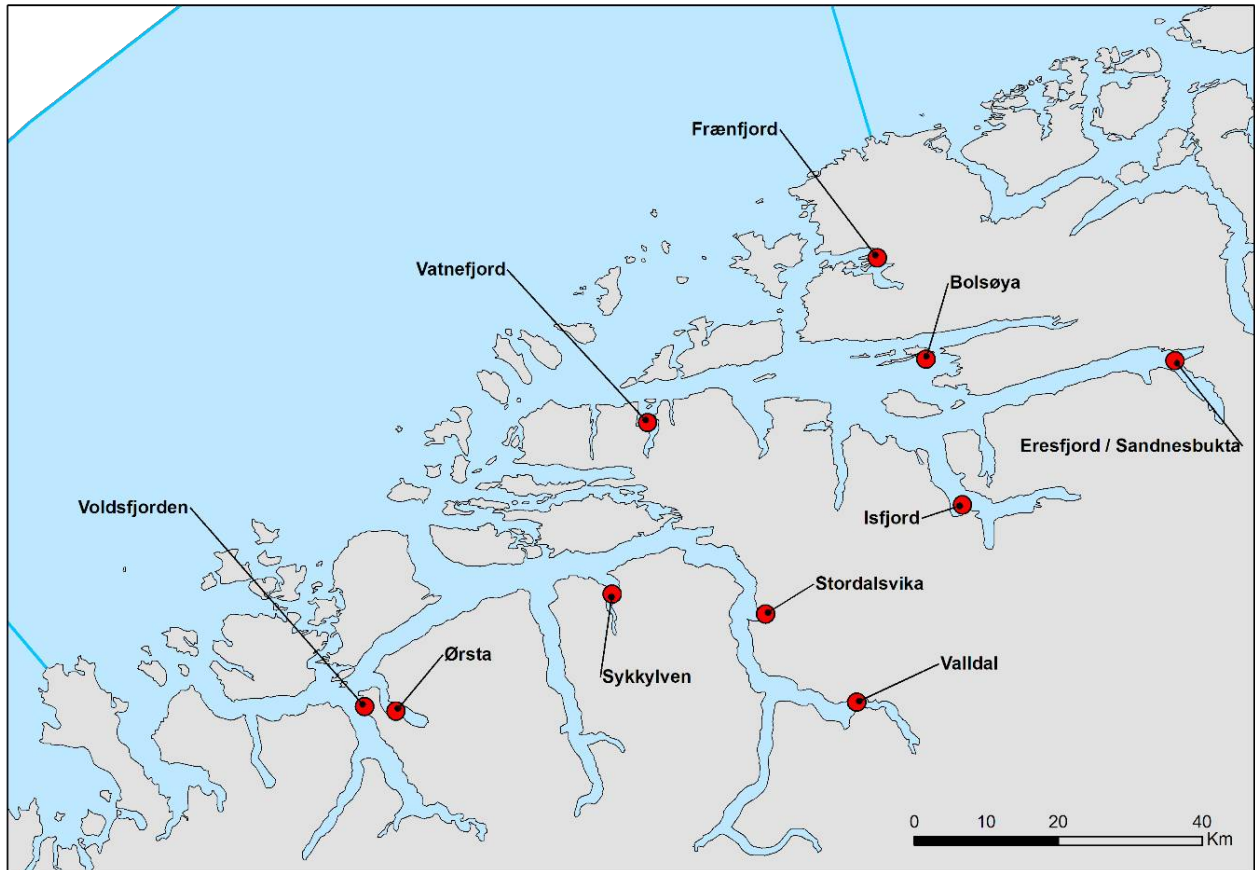
ROC modellen indikerer at det er en del lus i Storfjorden under smoltutvandringen (figur 2.39). Kartene indikerer at i Storfjorden var det mer lus i de ytre delene i 2017 og 2019 enn i 2018 og 2020. I Romsdalsfjorden har andel av areal med mye lakselus vært lavere enn i Storfjorden de fleste årene, med unntak av 2019. Generelt virker det derfor å være mer lus i 2017 og 2019 enn i 2018 og 2020.



Figur 2.39. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

I PO5 har en rekke stasjoner i Storfjorden (Valldal, Stordalsvika, Sykkylven, Ørstafjorden, Voldsfjorden), og i Romsdalsfjorden (Eresfjord, Isfjord, Sandnesfjord, Bolsøya, Vatne- og Frænfjorden) blitt undersøkt (figur 2.40). I Storfjorden, inne i Valldal er det oftest relativt lite lus på fisken, med unntak av i 2012 (figur 2.41). Lengre ute i fjorden, i Stordalsvika og Sykkylven ses noe tilsvarende mønster med lite lus på fisken i 2010-2011, men høyere i 2012. Det er ikke tilgjengelig data fra 2013-2014, men i 2015-2017 estimeres det moderat til høy dødelighet, mens det i 2018 estimeres liten dødelighet under smoltutvandringen og høyere senere i sesongen. I de ytre delene (Ørsta- og Voldsfjorden) er det høy estimert dødelighet i 2014-2018, noe lavere i 2011-2012. I 2019 var det høy estimert dødelighet både i midtre (Sykkylven) og ytre (Ørsta) del av fjorden. I 2020 er bare Ørsta undersøkt i en periode (uke 22), estimert dødelighet var betydelig lavere enn i 2019.

I Romsdalsfjorden ble det gjort omfattende undersøkelser i 2010-2015, som viste at estimert dødelighet i Isfjorden/Måndalen var lav under smoltutvandringen mens estimatene økte til høy senere i sesongen (figur 2.41). I Sandnesbukta i Eresfjorden ble det estimert høy dødelighet i 2013. Fokus i 2013-2019 har vært på sør (Vatnefjorden) og nordsiden (Frænfjorden). I Vatnefjorden var det under smoltutvandringen lav eller moderat estimert dødelighet 2015-2019, høy senere i sesongen. I Frænfjorden var det høy estimert dødelighet 2018-2019. I 2020 ble Vatne- og Frænfjorden undersøkt, men noe sent i sesongen (fra ca. uke 23), og dekker derfor best opp akkumulert smitte på sjørret. I Frænfjorden økte estimert dødelighet fra lav i uke 24 til høy senere, mens i Vatnefjorden økte estimert dødelighet fra lav i uke 23 til høy alle de påfølgende ukene.



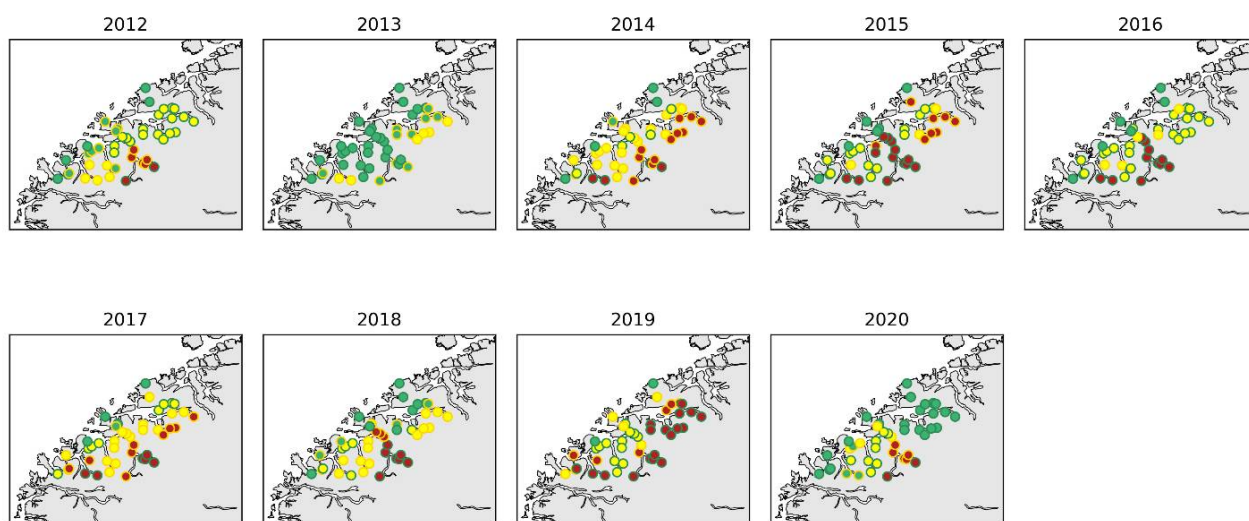
Figur 2.40. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.

PO 5. Stadt - Hustadvika



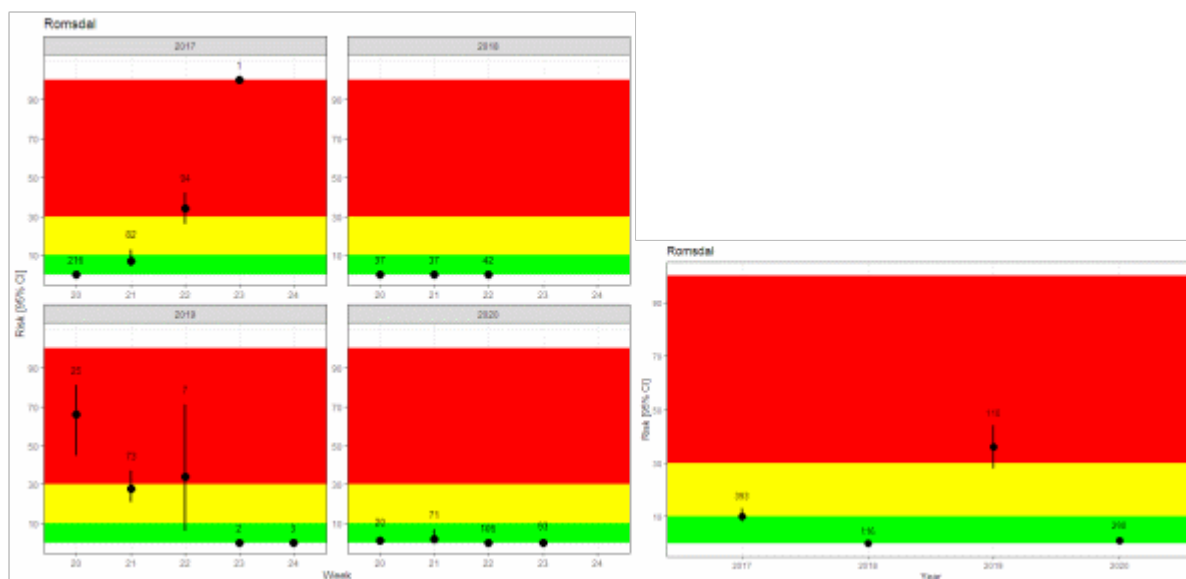
Figur 2.41. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimatene fra den virtuelle smoltmodellen viser noe økt dødelighet fra 2012 til 2016, noe lavere i 2017 og 2018, høyere i 2019 og lavere igjen i 2020 (figur 2.42). Høyeste estimer i 2018 var i de indre elvene i Storfjorden, men også elver lengre ute ble estimert til å være moderat påvirket (figur 2.42). I 2019 var det lavere estimerte dødelighet for mange av elvene i Storfjord, mens alle elvene i Romsdalsfjorden hadde høy estimert dødelighet, mens i 2020 hadde elvene i Romsdalsfjorden lav estimert dødelighet. Gjennomgående indikerer modellresultatene høyere estimert dødelighet for elvene i Storfjorden enn i Romsdalsfjorden.



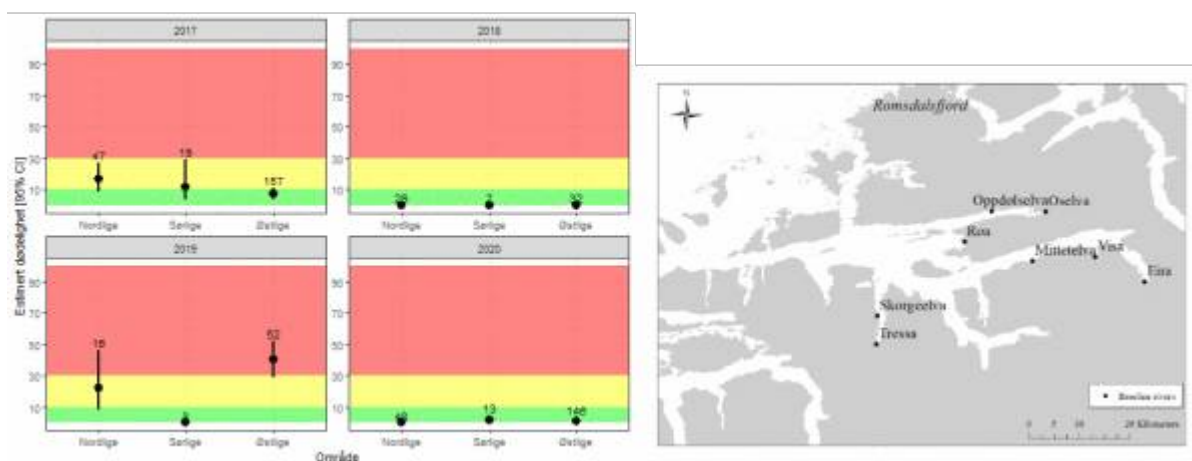
Figur 2.42. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

Det er trålt etter utvandrende postsmolt laks i Romsdalsfjordsystemet i 2017-2020. I 2017 og 2019 ble det observert uker med moderat og høy estimert dødelighet, liten alle ukene i 2018 (figur 2.43).



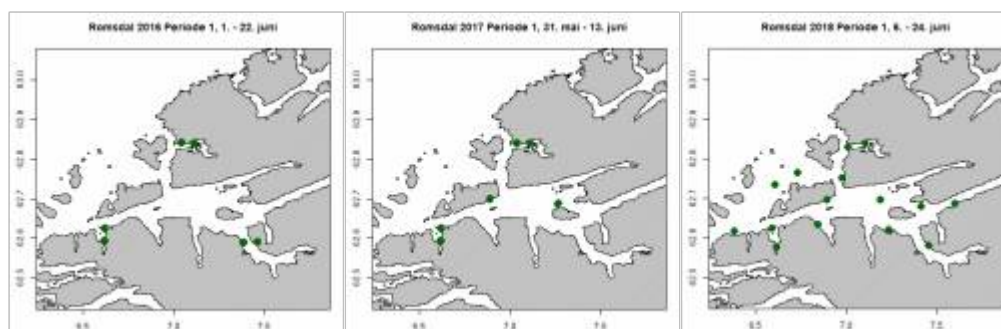
Figur 2.43. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Antall hver uke er angitt i figuren.

Det er gjort genetisk tilhørighetsanalyse på fisken fanget i trål alle årene. Det estimeres moderat eller høy dødelighet på trålfanget fisk 2017 og 2019, men lav i både 2018 og 2020 (figur 2.44). I 2019 estimeres det høy dødelighet for laks fra elvene som renner ut på østsiden, og moderat for laks fra elvene på nordsiden. Sørsiden vektlegges ikke pga. lavt antall fanget. I 2020 estimeres lav dødelighet på trålfanget fisk fra alle regionene. Merk at Rauma (sørlig elv) ikke inngår i analysene.



Figur 2.44. Risiko for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks tilordnet hjemelv. Elver som kan tilordnes er vist i kartet til høyre. Elvene er gruppert i regioner.

Det er benyttet vaktbur i Romsdalsfjorden 2014-2018 (figur 2.44). Påslagene av lus på fisken i vaktburene indikerer lavt smittepress alle årene 2016-2018. Det er ikke gjort burundersøkelser i 2019 eller 2020.

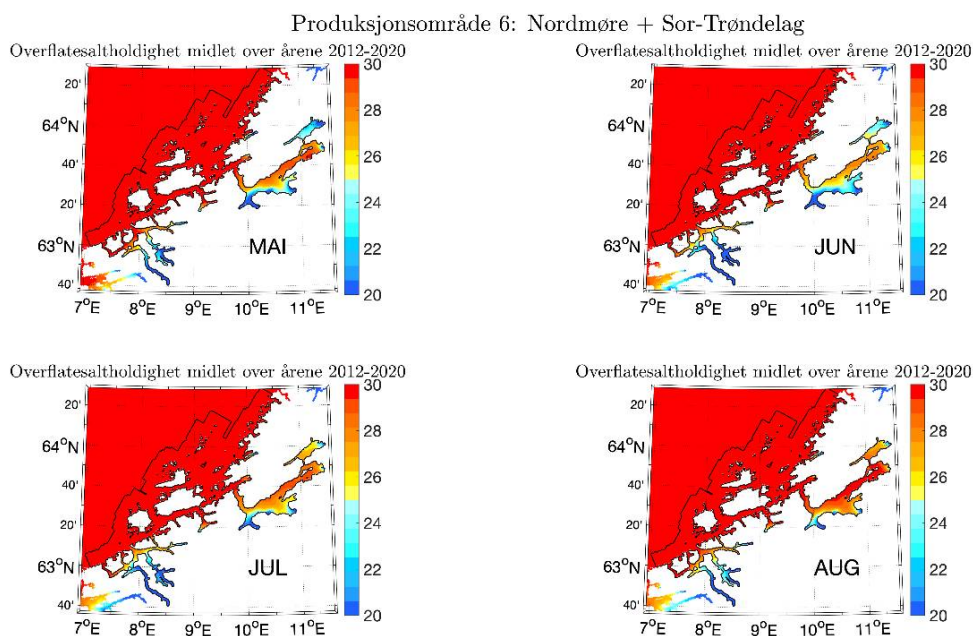


Figur 2.44. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.

2.5.6 - PO 6 Nordmøre og Sør-Trøndelag

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,5 °C, fra 8,1 til 8,9 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 10 og 15 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørørret.

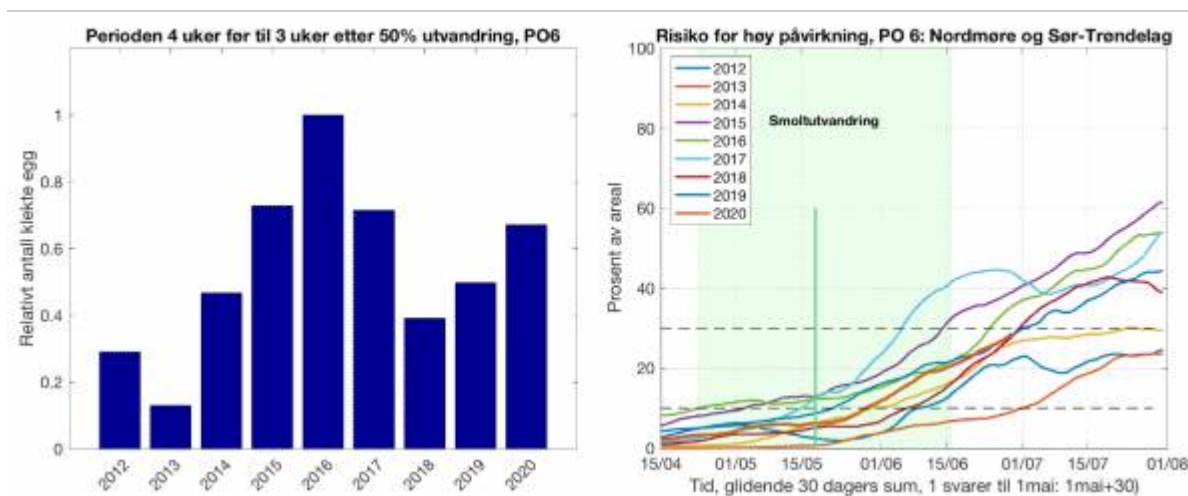
Saltholdigheten i PO5 indikerer at styrken på brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) har relativt liten utbredelse i april, men at dette øker i mai-juli, før det oftest minker igjen (figur 2.45). Det er relativt liten årsviss variasjon i dette mønsteret. Lavest saltholdighet ses innerst i fjordene, og de lave verdiene indikerer at beitende sjørørret, og smolt som vandrer ut gjennom dette området ofte til en viss grad er beskyttet. Andelen av utvandningsruten til laks som er beskyttet er begrenset, og lav saltholdighet har derfor trolig liten beskyttende effekt. Flere av fjordene er nasjonale laksefjorder, og er til en viss grad beskyttet mot lakselus.



Figur 2.45. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

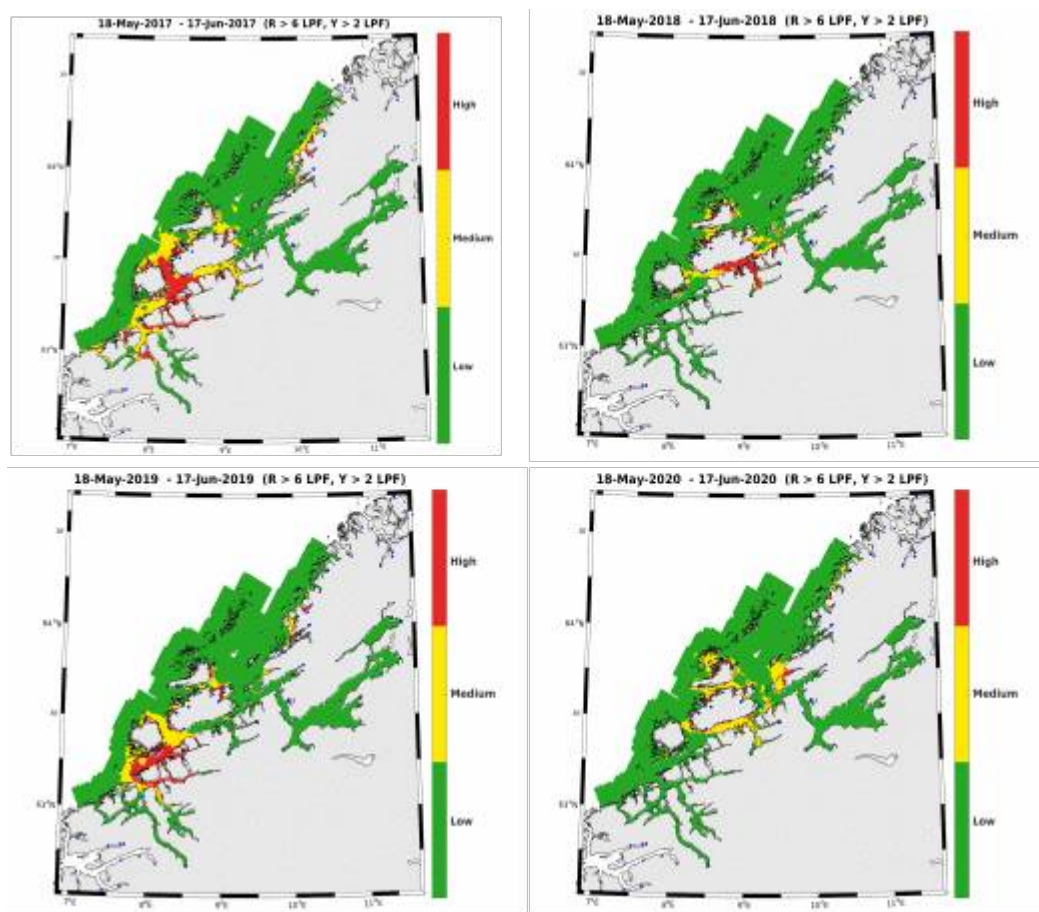
Utslippene av lakselus i PO6 økte fra til 2016, falt til 2018 men har vist en økning de to siste årene (figur 2.46).

Utslippene øker utover sesongen alle årene, størst økning ses i slutten av mai eller i juni. Andel av arealet med forhøyet smittepress i 2020 ligger omtrent som i 2018, er høyere enn i 2019 frem til omtrent midten av juni.



Figur 2.46. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

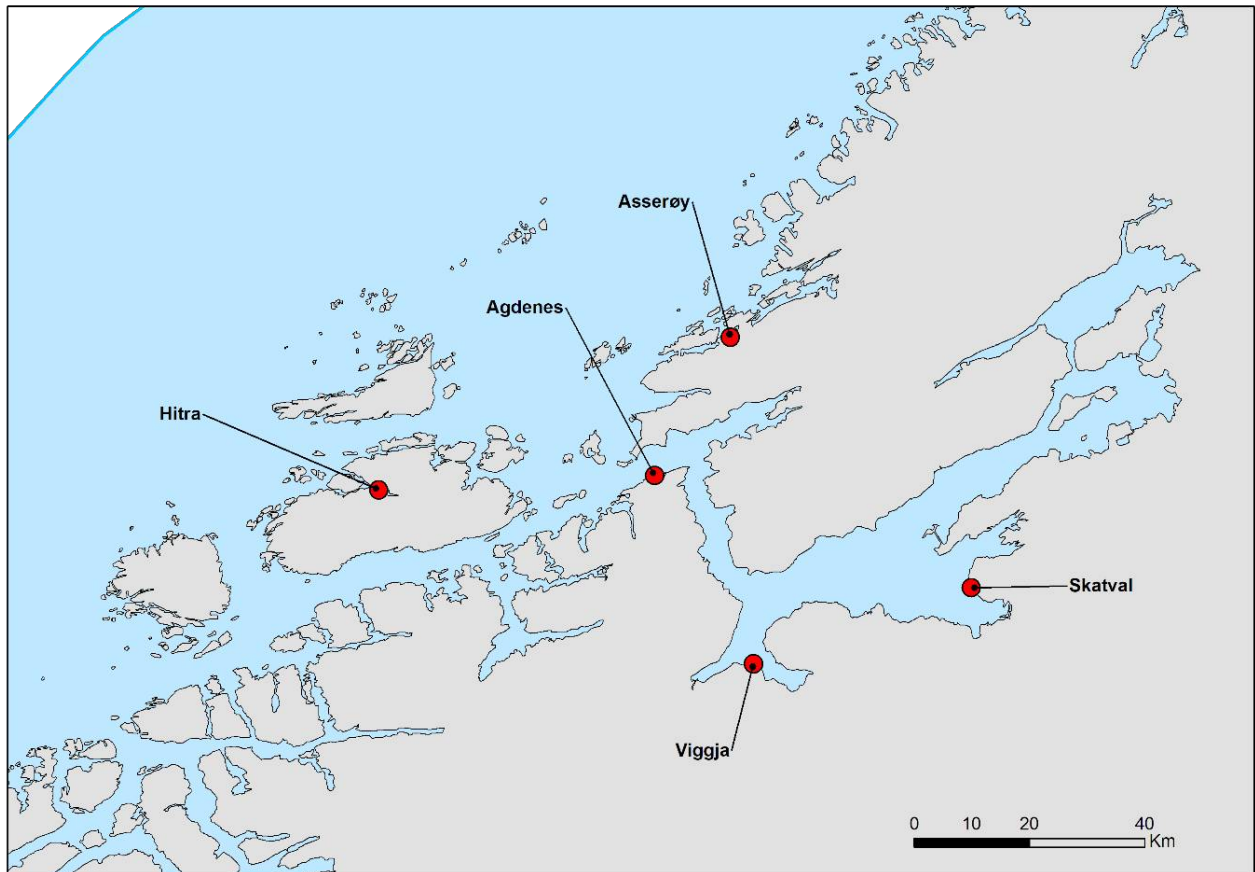
ROC modellen indikerer at det er relativt mye lus under smoltutvandringen i enkelte områder på Nordmøre (Smøla-Hitra) i 2017 og 2019, og lavere i Trondheimsfjorden og i utvandringsruten for fisk herfra (figur 2.47). I 2020 indikerer kartene høyere smittepress i utvandringsruten for laks fra Trondheimsfjorden enn i 2017-2019.



Figur 2.47. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønne områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

I PO6 er det undersøkt stasjonsjoner i Trondheimsfjorden og utenfor (figur 2.48). I stasjonene i Trondheimsfjorden (Skatval og Viggja) er det lite lus i årene undersøkt i begge periodene (figur 2.49). Det er også foretatt undersøkelser på østsiden av Hitra og her var det generelt lave lusetall under smoltutvandringen, men estimatene øker til høye utover sesongen, inkludert i 2020. Nord for Trondheimsfjorden er også Asserøy undersøkt 2016, 2018-2019. Her varierte estimatene, men utover sesongen estimeres det moderat og høy dødelighet.

Ved utløpet av Trondheimsfjorden er Agdenes undersøkt alle årene 2010-2020. I hele tidsperioden er det lav eller moderat estimert dødelighet rundt tiden for smoltutvandringen, og estimatene øker til moderat og høy utover sommeren.

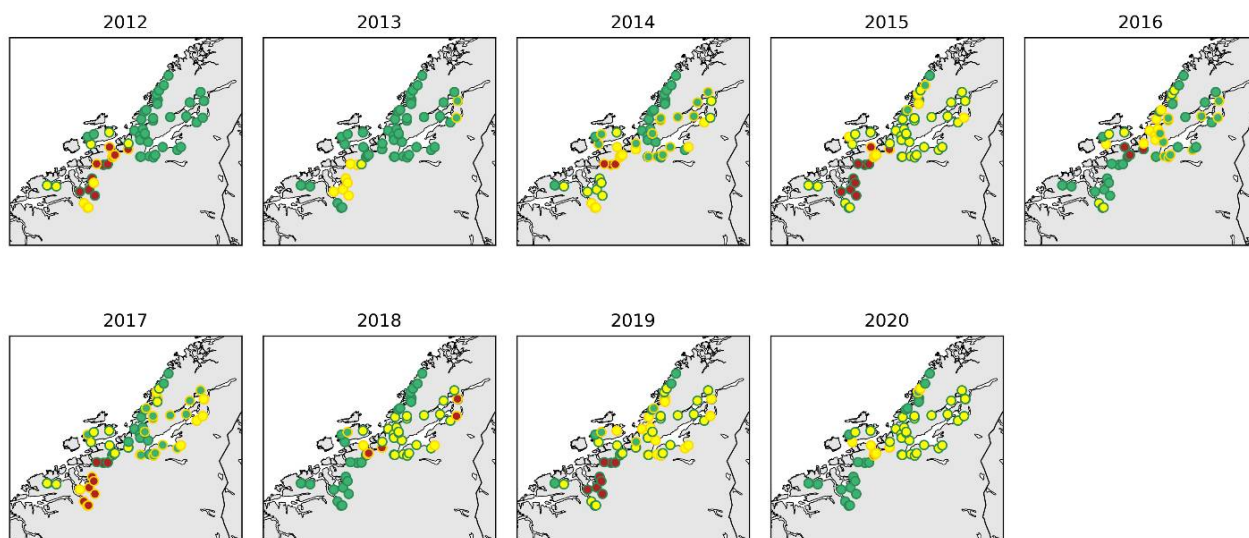


Figur 2.48. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



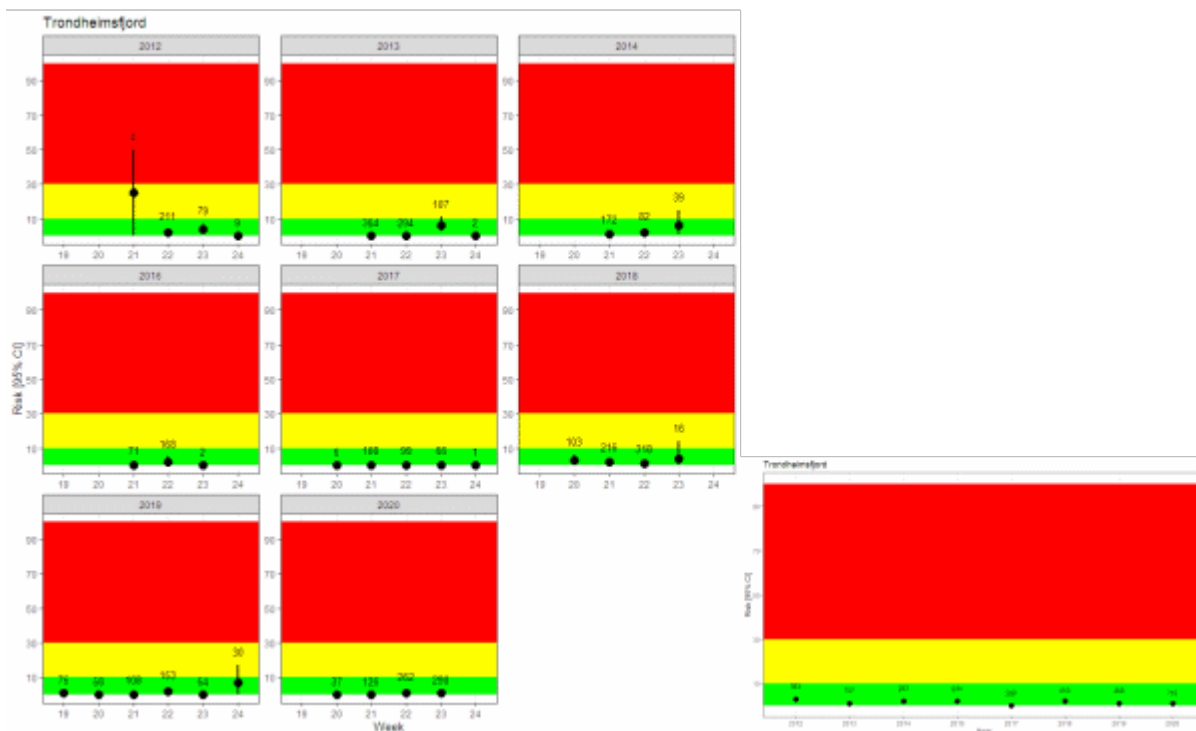
Figur 2.49. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser relativt lave antall lus på fisken (snitt av elvene) i hele tidsrommet (figur 2.50). For de enkelte elvene var det en kraftig økning i estimert dødelighet fra elvene på Nordmøre fra 2018 til 2019, hvor det for flere av elvene estimeres høy dødelighet i 2019, men liten estimert dødelighet i 2020, tilsvarende som i 2016 og 2018. For elvene i Trondheimsfjorden estimeres det moderat dødelighet på postsmolt av laks de fleste årene fra 2014 (figur 2.50).



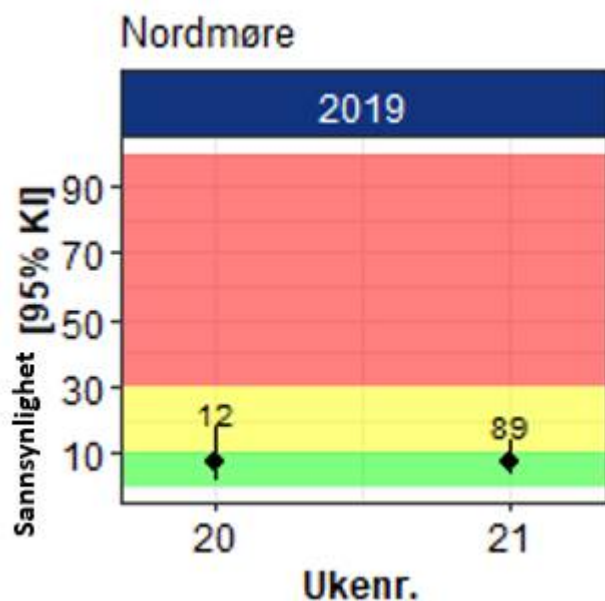
Figur 2.50. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

Tråldata Fra Trondheimsfjorden viser at det oftest er lite lus på den trålfangete fisken alle årene undersøkt 2012-2019 (figur 2.51). Det skal bemerkes at fisket foregår relativt nært land, og om fisken smittes av lus fra Storfosna og utover vil dette ikke fanges opp.



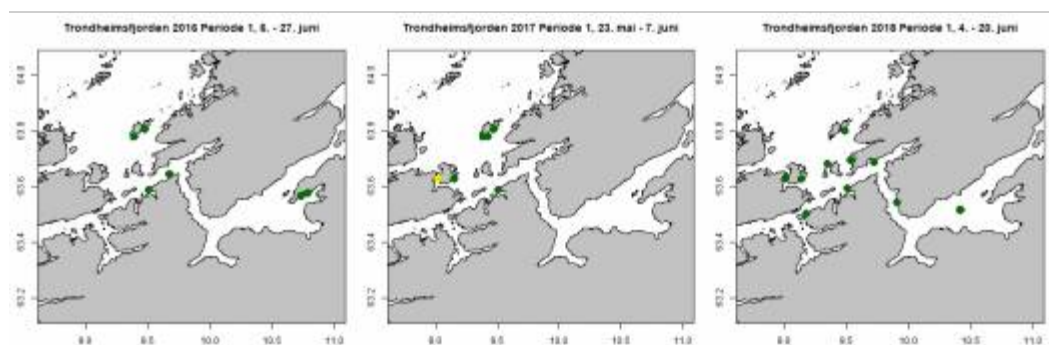
Figur 2.51. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks fra Trondheimsfjorden. Antall hver uke er angitt i figuren.

Estimatene på den trålfangede fisken på Nordmøre i 2019 indikerte liten dødelighet, men høyere estimer enn i Trondheimsfjorden (figur 2.52).



Figur 2.52. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks fra Nordmøre. Antall hver uke er angitt i figuren.

Det er benyttet vaktbur i Trondheimsfjorden årene 2016-2018, ikke i 2019 eller 2020 (figur 2.53). Det er en del lus på fisken i ett av vaktburene på østsiden av Hitra, ellers lite.



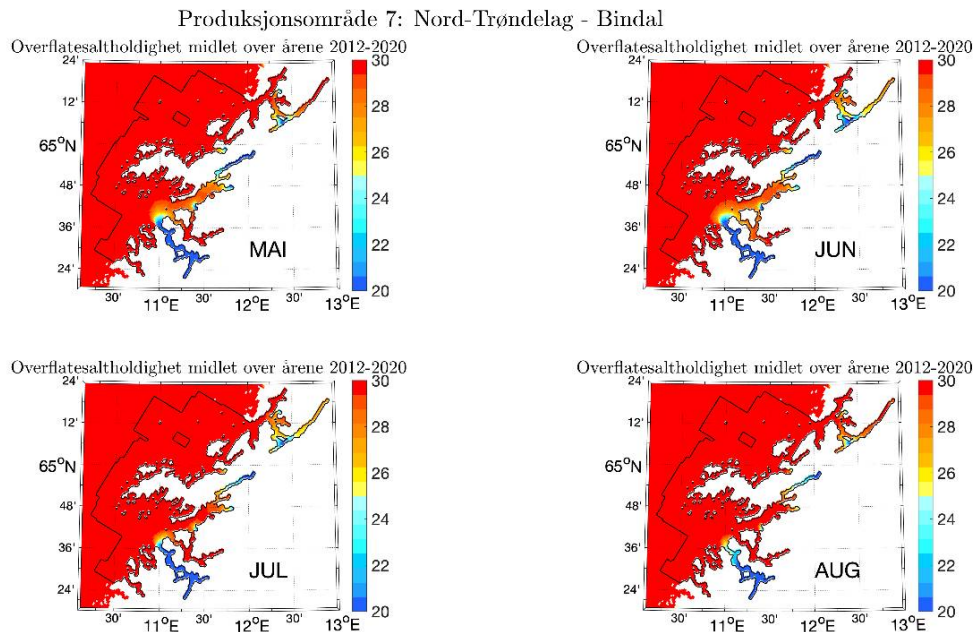
Figur 2.53. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.

2.5.7 - PO 7 Nord-Trøndelag med Bindal

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,5 °C, fra 8,3 til 9,3 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 10 og 15 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørørret.

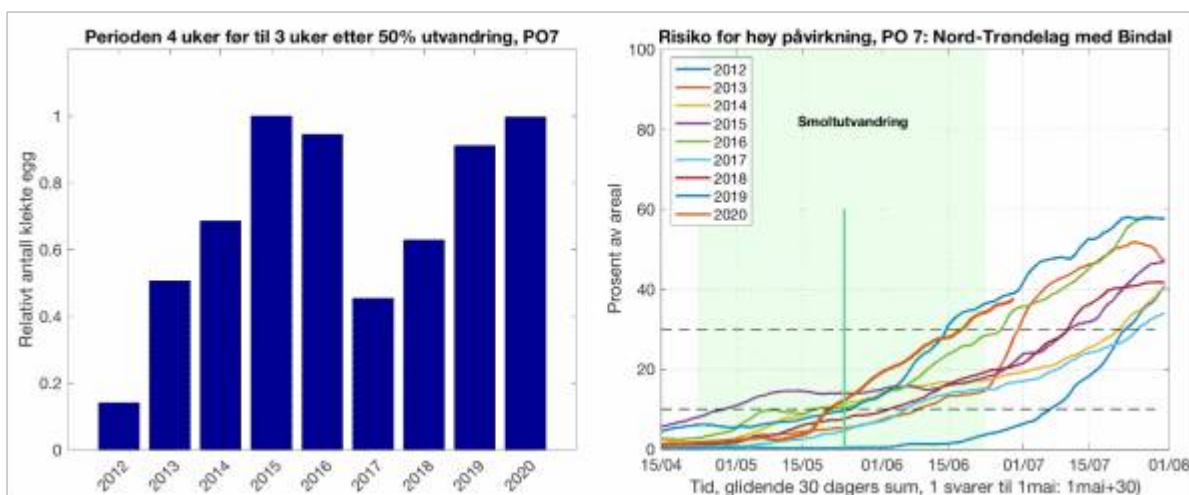
Saltholdigheten i PO4 indikerer at brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) er begrenset til Namsfjorden og Folda (figur 2.54). Det er relativt liten årsviss variasjon i dette mønsteret. De lave verdiene indikerer at beitende sjørørret, og smolt som vandrer ut gjennom Namsenfjord ofte til en viss grad vil være beskyttet. Storparten av

området har saltholdigheter som ikke vil påvirke lakselusen i nevneverdig grad.



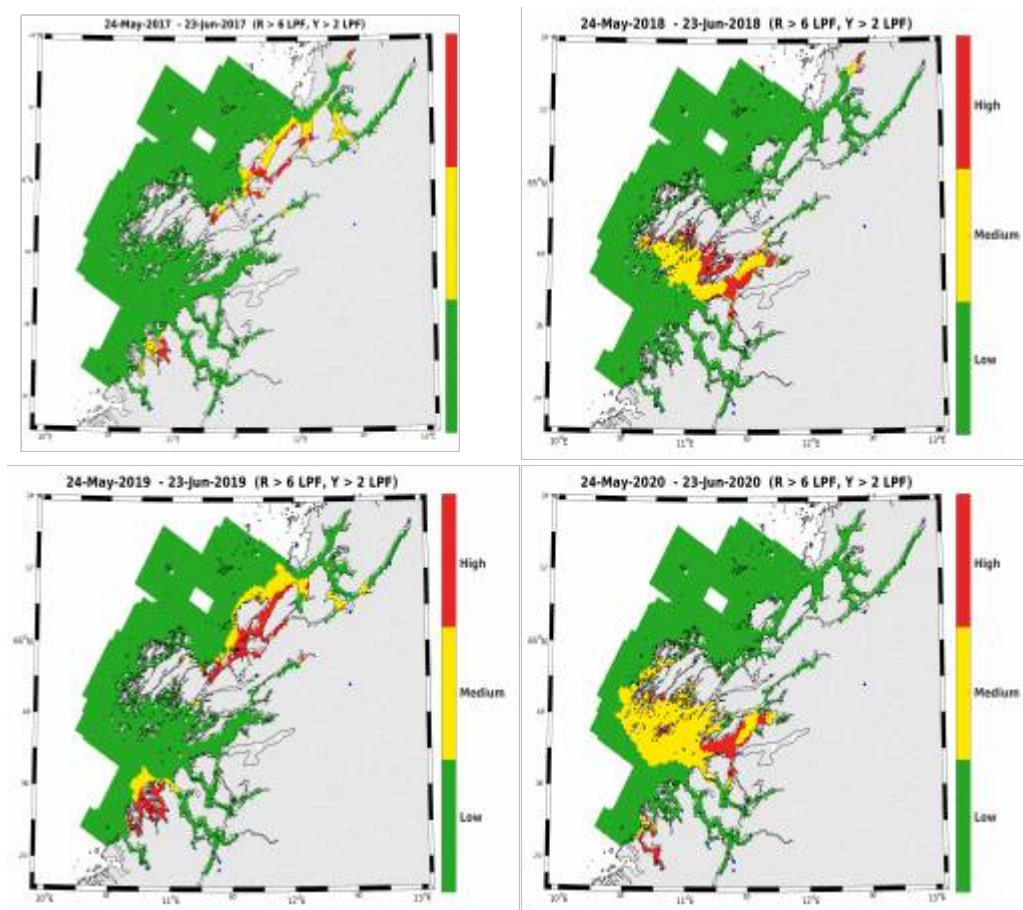
Figur 2.54. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus i PO 7 indikerer en økning frem mot 2015-2016 og noe lavere i 2017-2018, og med en øking i 2019 og 2020 (figur 2.55). Andelen av areal med forhøyet smittepress viser tilsvarende, hvor det er størst påvirket areal i 2014-2016 og 2019 under smoltutvandringen. I 2020 var utslippene relativt lave frem til midten av mai, men økte deretter relativt kraftig. Påvirket areal øker utover sommeren de fleste årene.



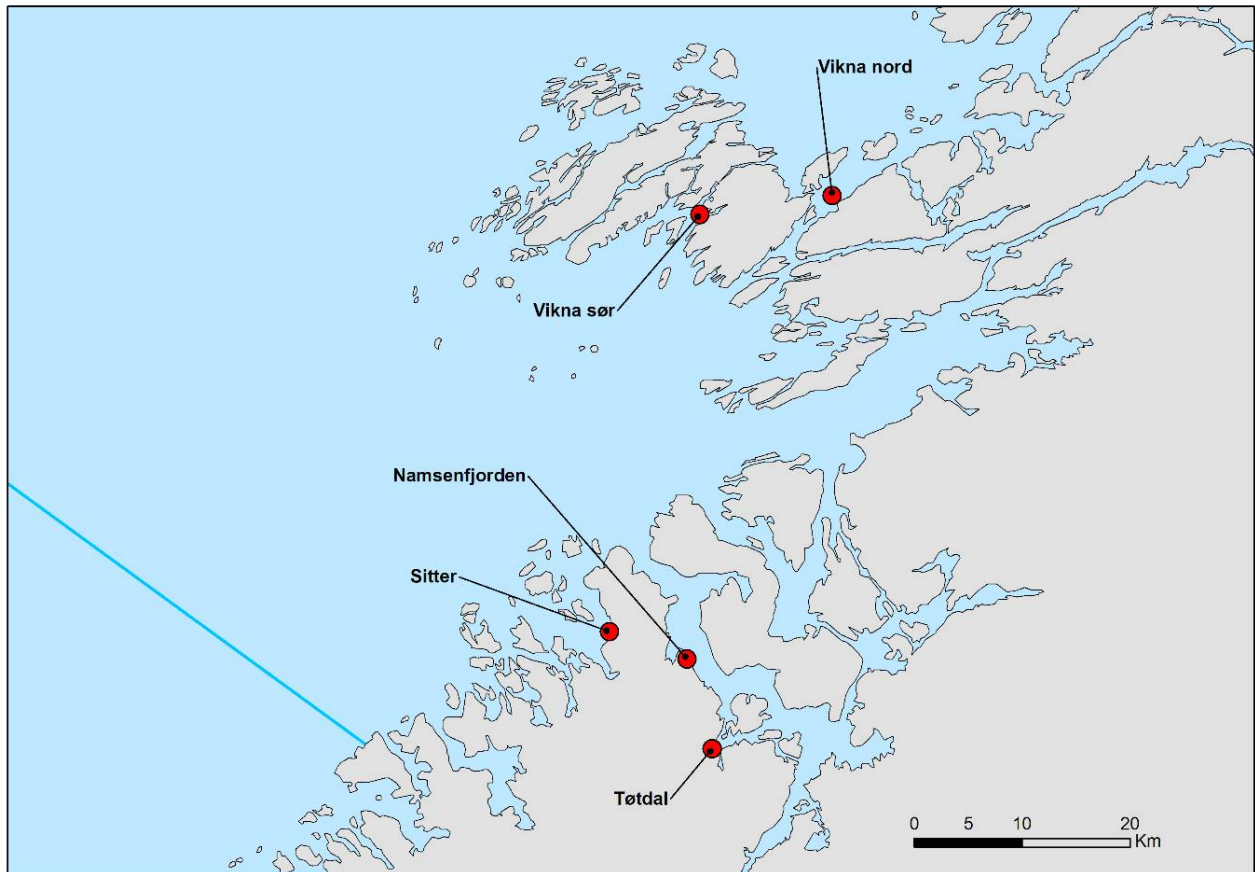
Figur 2.55. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC modellen indikerer at det under smoltutvandringen i 2017 og 2019 er forhøyete tettheter av lakselus på begge sider av Namsfjorden og på nordsiden av Vikna, mens i 2018 og 2020 er høyest tetthet på sørsiden av Vikna (figur 2.56).

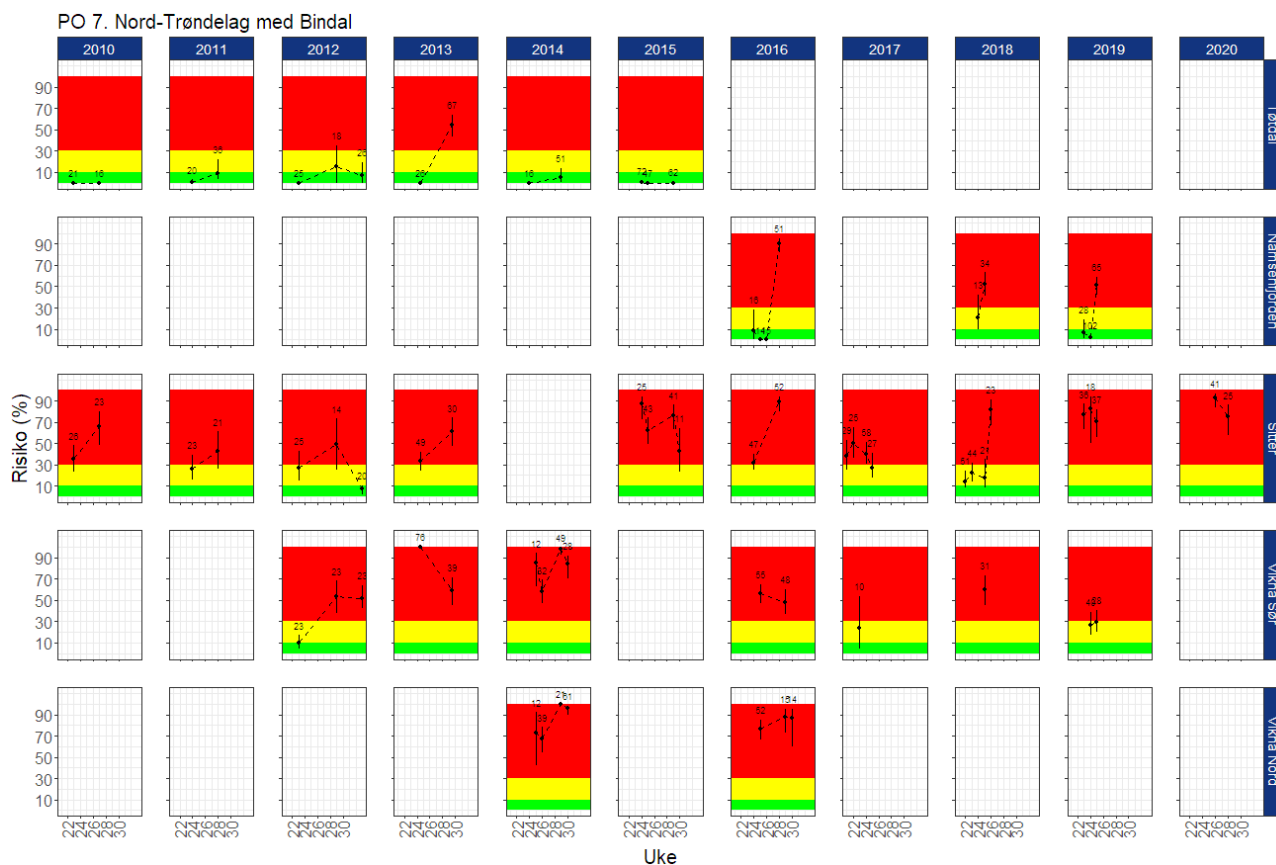


Figur 2.56. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

I PO7 er stasjoner i Namsfjorden, på Sitter og rundt Vikna undersøkt (figur 2.57). I 2010-2015 ble Tøttedal i Namsenfjord undersøkt (figur 2.58). Her estimeres det liten risiko for lakselusrelatert dødelighet under smoltutvandringen, noe høyere utover sommeren i 2011-2013 og liten i 2014-2015. Dette er et område som ofte er sterkt påvirket av ferskvann, stasjonen ble derfor flyttet utover i fjorden i 2016-2018. Her ble det funnet mer lus på fisken, men det estimeres liten risiko under smoltutvandringen i 2016-2017 og 2019 og moderat i 2018. Utover sommeren estimeres høy risiko i 2016 og 2018-2019. På sørsiden av Namsfjorden, ved Sitter i Flatanger, estimeres i hele tidsperioden inkludert i 2020 moderat eller høy risiko, både under smoltutvandringen og utover sommeren. I Vikna er det undersøkt stasjoner både på sør- og nordsiden. På begge stasjonene estimeres det oftest moderat eller høy risiko for lakselusrelatert dødelighet.

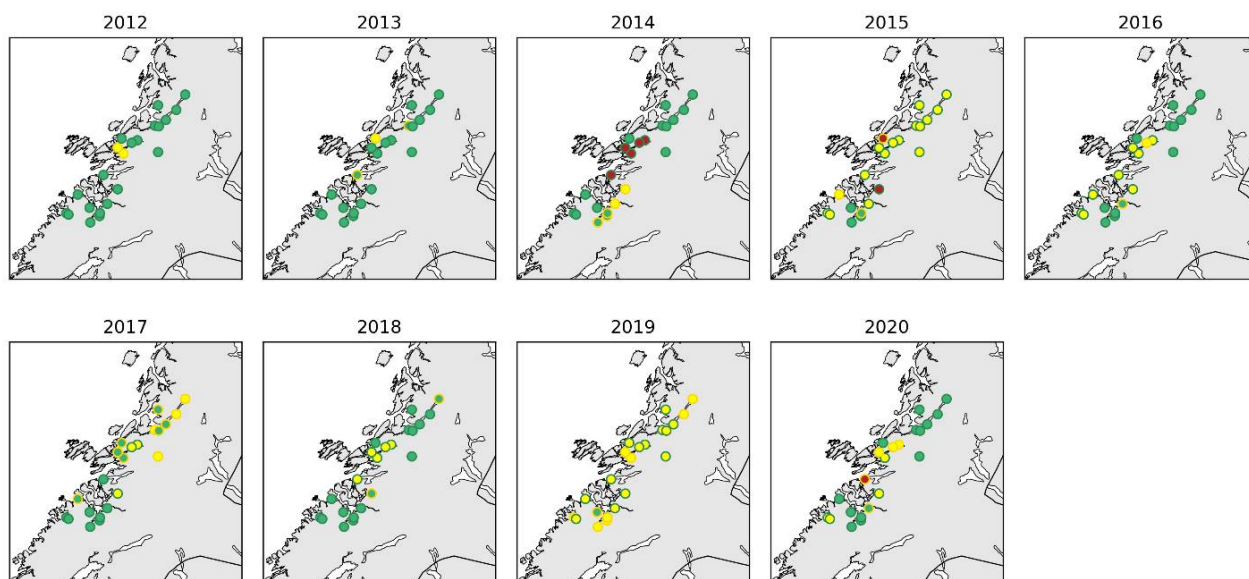


Figur 2.57. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



Figur 2.58. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

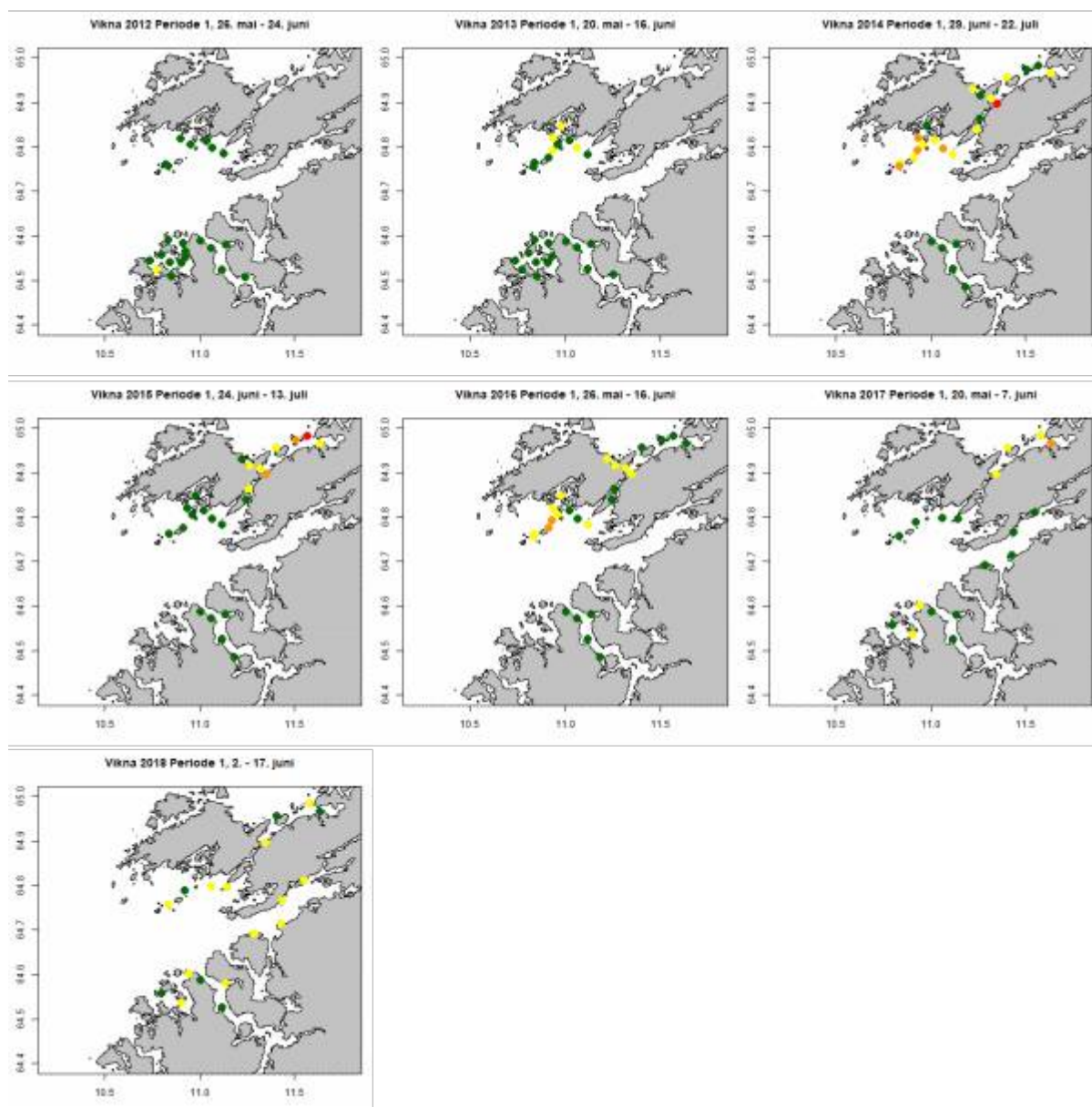
Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lite lus på fisken 2012-2018 (figur 2.59). For de enkelte elvene øker estimatene fra 2018 til 2019, hvor de fleste elvene da estimeres til moderat påvirket, mens estimatene er lavere igjen i 2020, hvor flertallet av elvene estimeres til å ha liten dødelighet, de øvrige stort sett moderat.



Figur 2.59. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

Tråldata fra ett begrenset fiske i uke 23 i Namsfjorden i 2019 viser lite lus på den trålfangete fisken, med estimert risiko på 0% (data ikke vist). Det er ikke trålt i dette området i 2020.

Det er benyttet vaktbur for å kartlegge smittepresset i Namsen – Viknaområdet 2012-2018 (figur 2.60), ikke i 2019 eller 2020. Det er observert lite lus på vaktburene i Namsfjorden, men ofte relativt høye påslag på fisken i vaktburene opp mot Vikna, og på sørsiden av Namsfjorden.

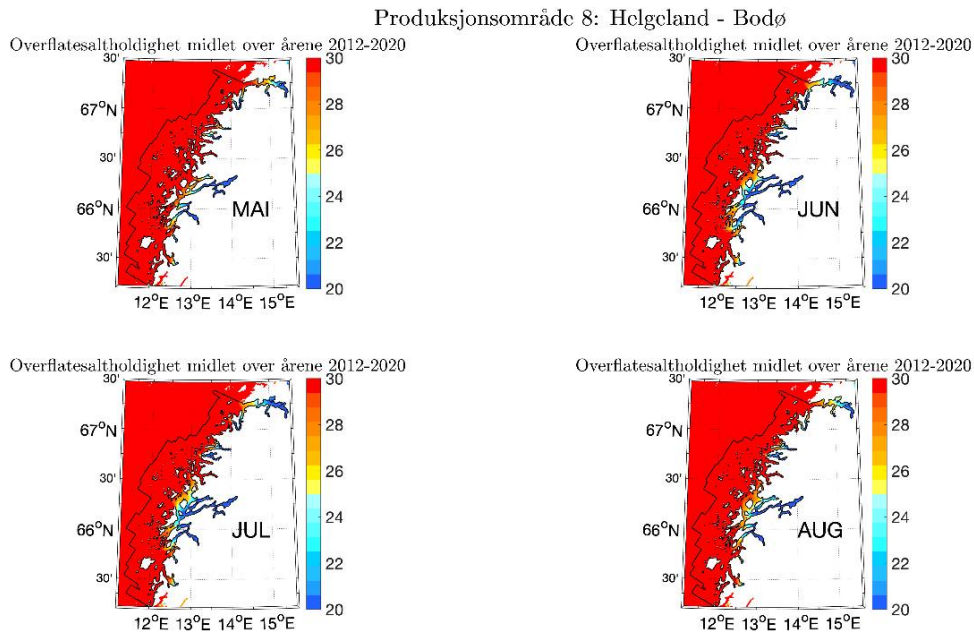


Figur 2.60. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.

2.5.8 - PO 8 Helgeland til Bodø

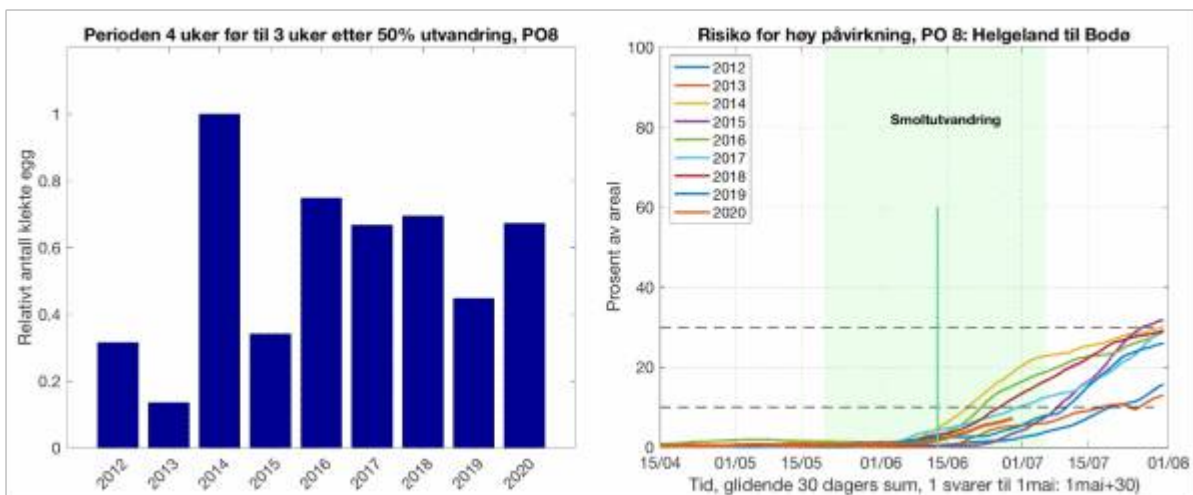
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,2 °C, fra 8,8 til 11,1 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 9 og 14 °C. Temperaturen er derfor moderat gunstig for lakselus under smoltutvandringen og moderat til høy i beiteperioden for sjøørret.

Saltholdigheten i PO8 indikerer at utbredelsen av brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) er mindre i april, og at dette øker mai-juli, før det oftest minker igjen (figur 2.61). Det er relativt liten årsviss variasjon i dette mønsteret. Utbredelsen av dette brakkvannslaget er begrenset til de innerste delene av de fjordene, og da disse er relativt korte vil lav saltholdighet bare unntaksvis ha en beskyttende effekt for utvandrende postsmolt av laks og for beitende sjøørret og sjørøye.



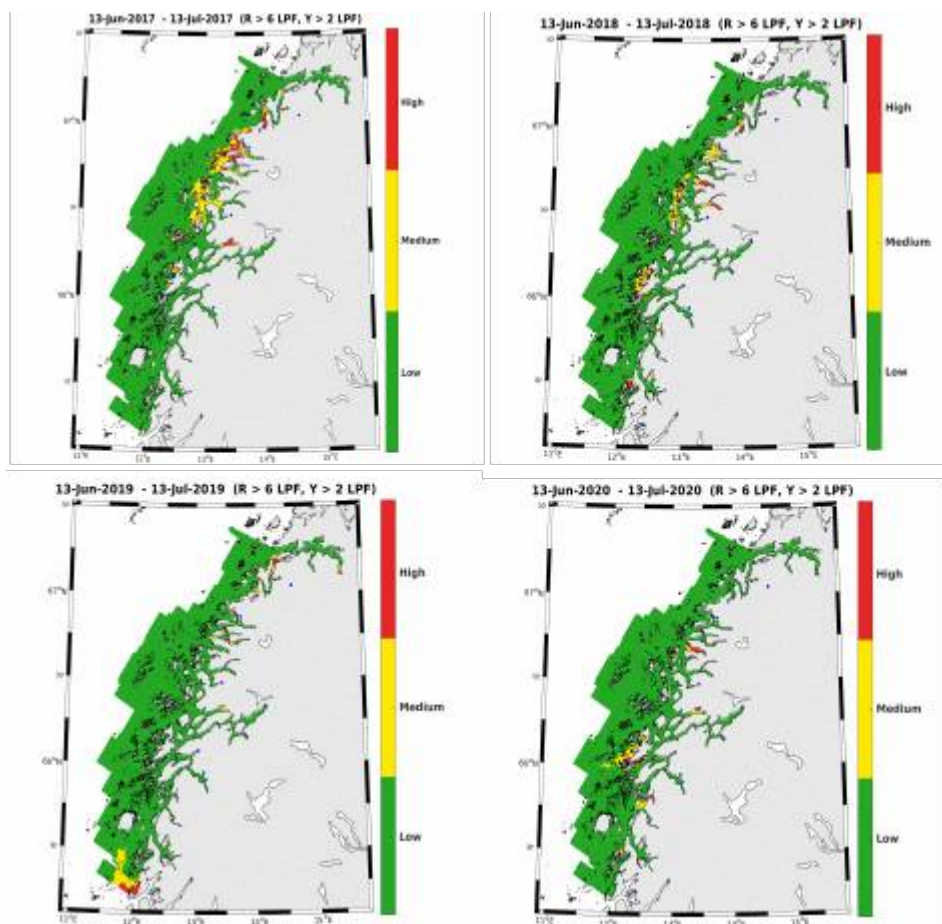
Figur 2.61. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus har i tidsperioden 2014-2020 holdt seg relativt stabilt, med noe lavere utslipp i 2019 (figur 2.62). Andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus kommer etter estimert tid for median smoltutvandring.



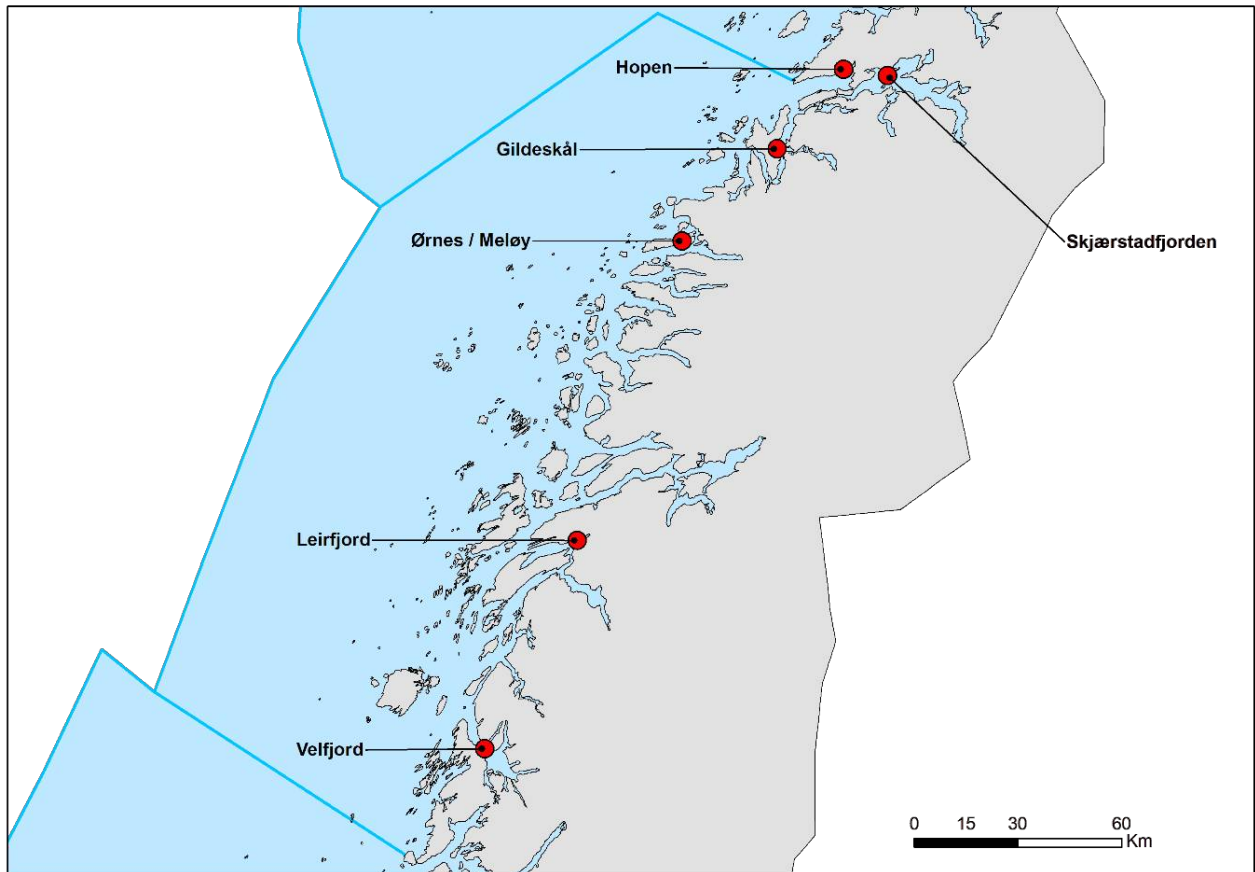
Figur 2.62. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringssperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC modellen indikerer at det er få områder hvor det akkumuleres mye smittsomme lakselus under smoltutvandringen 2017-2020 (figur 2.63).

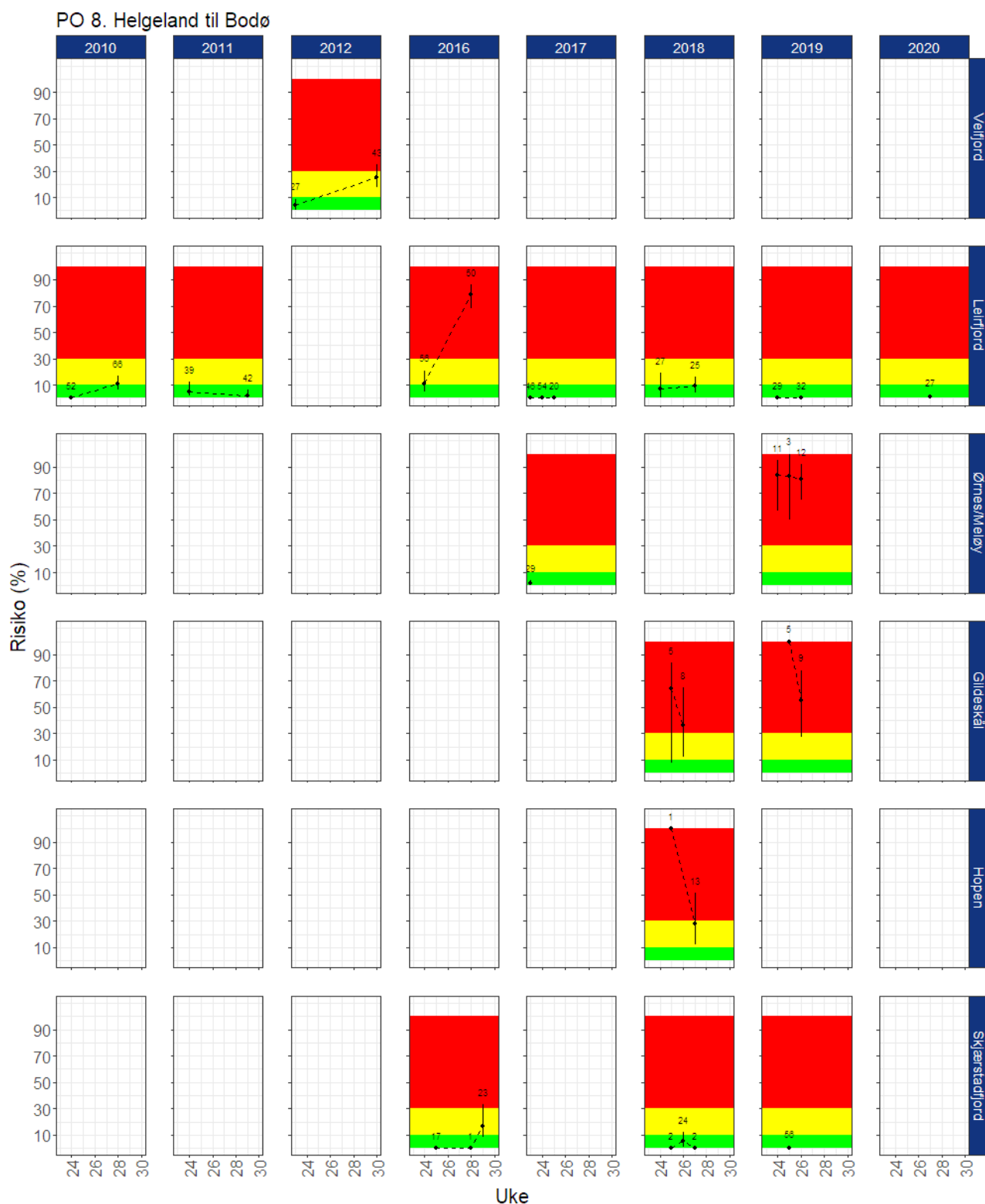


Figur 2.63. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Det er undersøkt stasjoner med garn og rusefiske i PO8 2010-2012, og 2016-2020 (figur 2.64). Sør i produksjonsområdet ble det funnet lite lus på sjørreten fanget i periode 1, og med få unntak er det lave verdier også utover sommeren (figur 2.65). Lengre nord er det mer lus på sjørret og sjørøye fanget i begge periodene, og det estimeres høy dødelighet i Meløy, Gildeskål og Hopen 2017-2019. Det er lite lus inne i Skjærstadvfjorden, og det estimeres liten dødelighet.

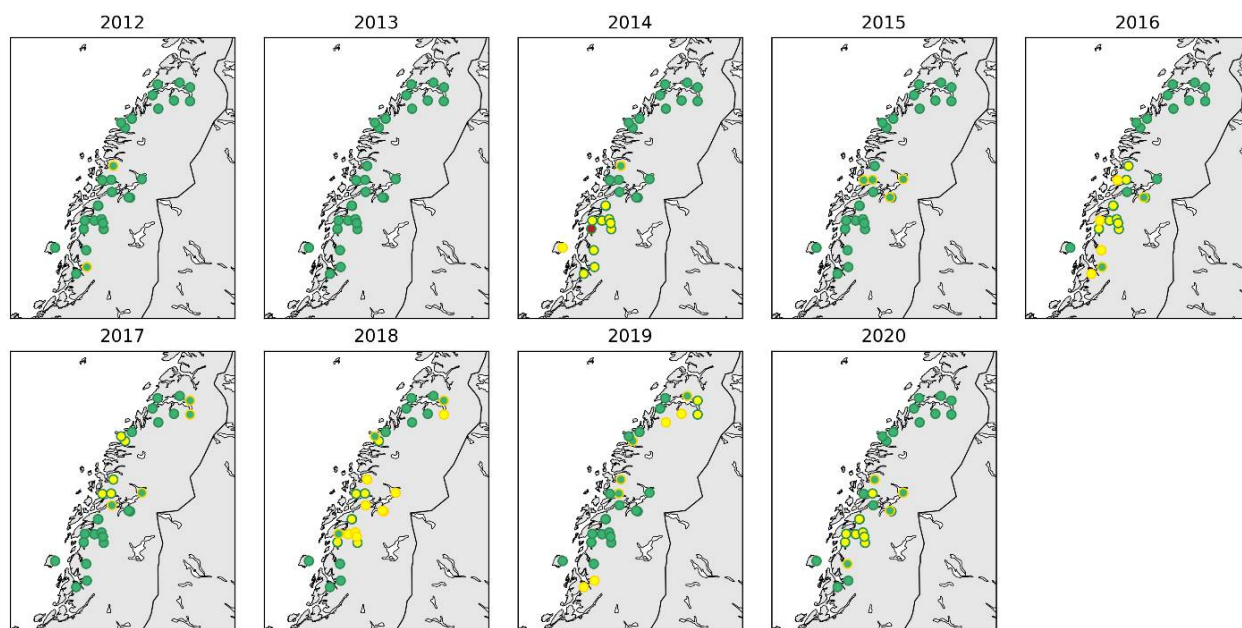


Figur 2.64. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



Figur 2.65. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen indikerer moderat dødelighet på mange av elvene i 2018, mens noe færre elver er påvirket i 2019 og 2020 (figur 2.66). Det ser ut som elvene i Vefsn oftest er negativt påvirket.

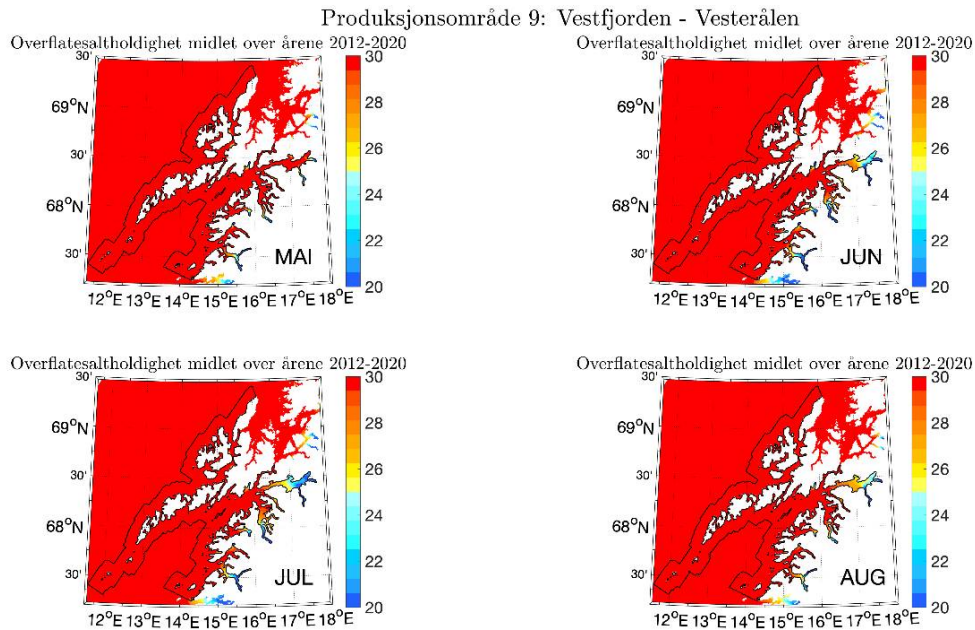


Figur 2.66. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

2.5.9 - PO 9 Vestfjorden og Vesterålen

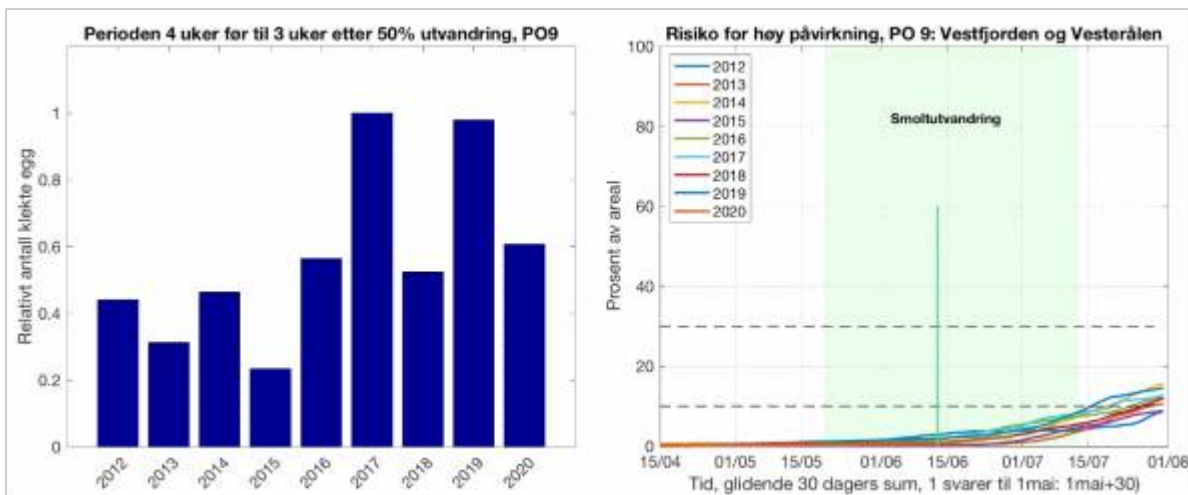
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,8 °C, fra 8,1 til 10,5 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 8 og 14 °C. Temperaturen er derfor moderat gunstig for lakselus under smoltutvandringen og gunstig i beiteperioden for sjørøret.

Utbredelsen av brakkvannslaget i PO9 indikerer at lavest saltholdighet observeres inne i fjordene (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) (figur 2.67). Modellene indikerer at det er små områder med lav saltholdighet, og saltholdighet vil i liten grad ha noen innvirkning på lakselus i dette området.



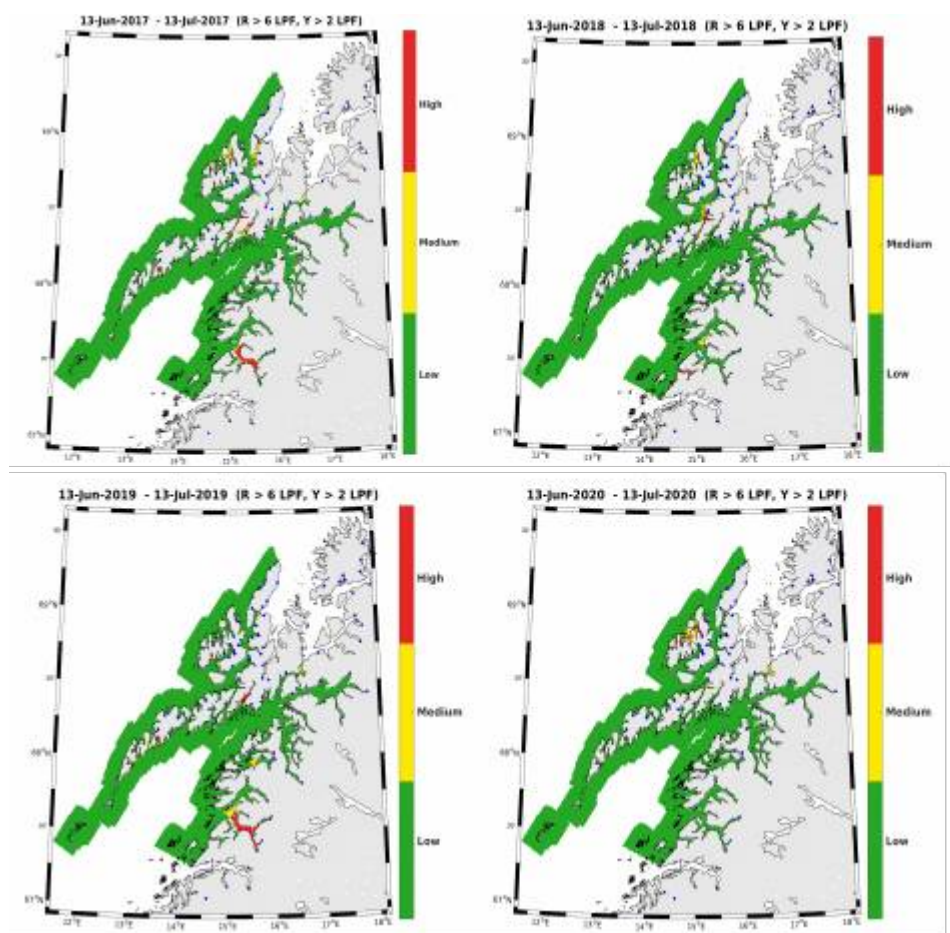
Figur 2.67. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus og andelen av areal med forhøyet smittepress er relativt lave og viser ingen trend i tidsperioden 2012-2020 (figur 2.68). Det skal bemerkes at dette er ett stort område med til dels store lokale variasjoner.



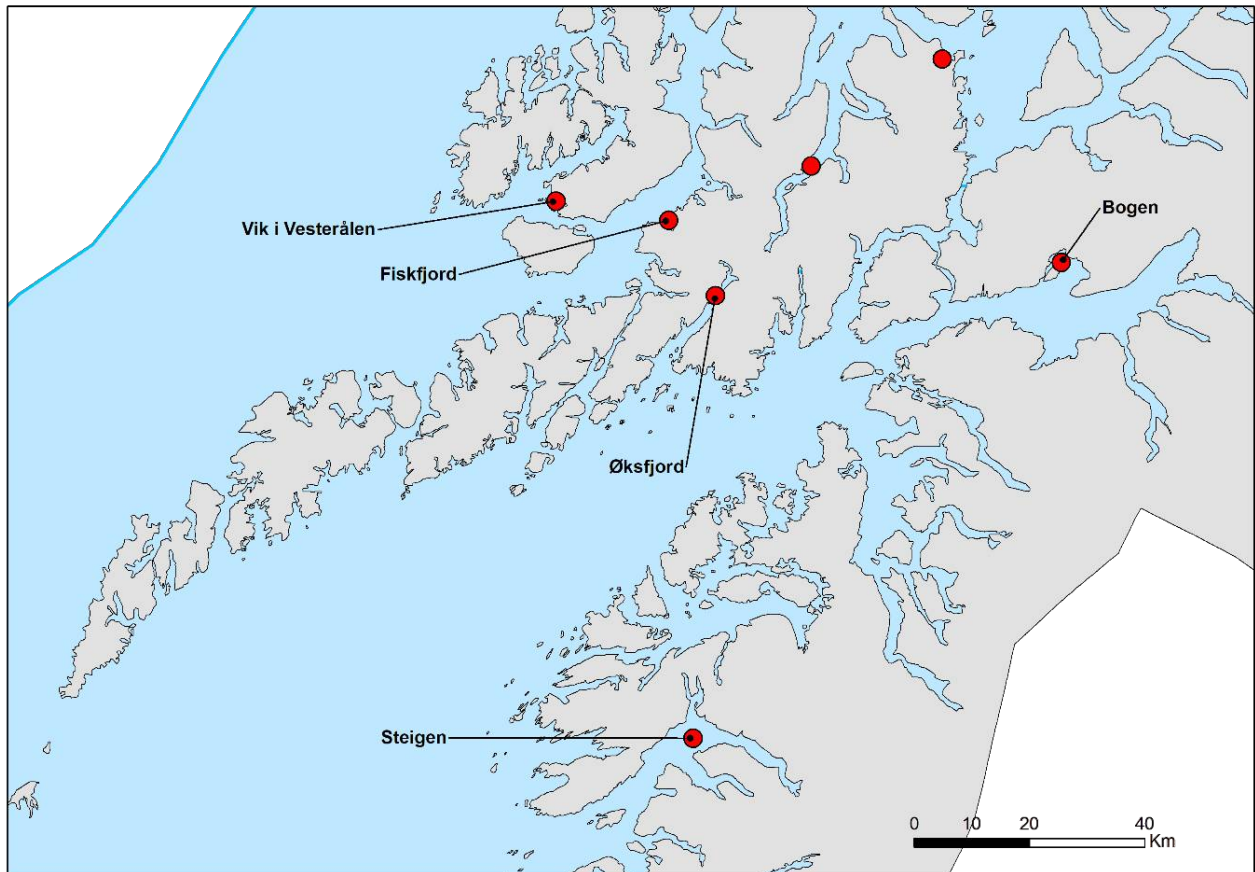
Figur 2.68. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringstiden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC modellen indikerer at det er enkelte avgrensede områder hvor det estimeres forhøyede tettheter av lakselus under smoltutvandringen, spesielt i Nordfolda, og enkelte fjorder i Vesterålen (figur 2.69).



Figur 2.69. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Data fra ruse og garnfanget sjørrett og sjørøye fra de ulike stasjonene undersøkt i dette produksjonsområdet (figur 2.70) indikerer ett relativt stabilt smittepress i tidsperioden undersøkt (Figur 2.71). Både i Steigen og i Vesterålen er estimatene av lakselusrelatert dødelighet oftest liten i periode 1, men øker til moderat eller høy utover sommeren (figur 2.71).

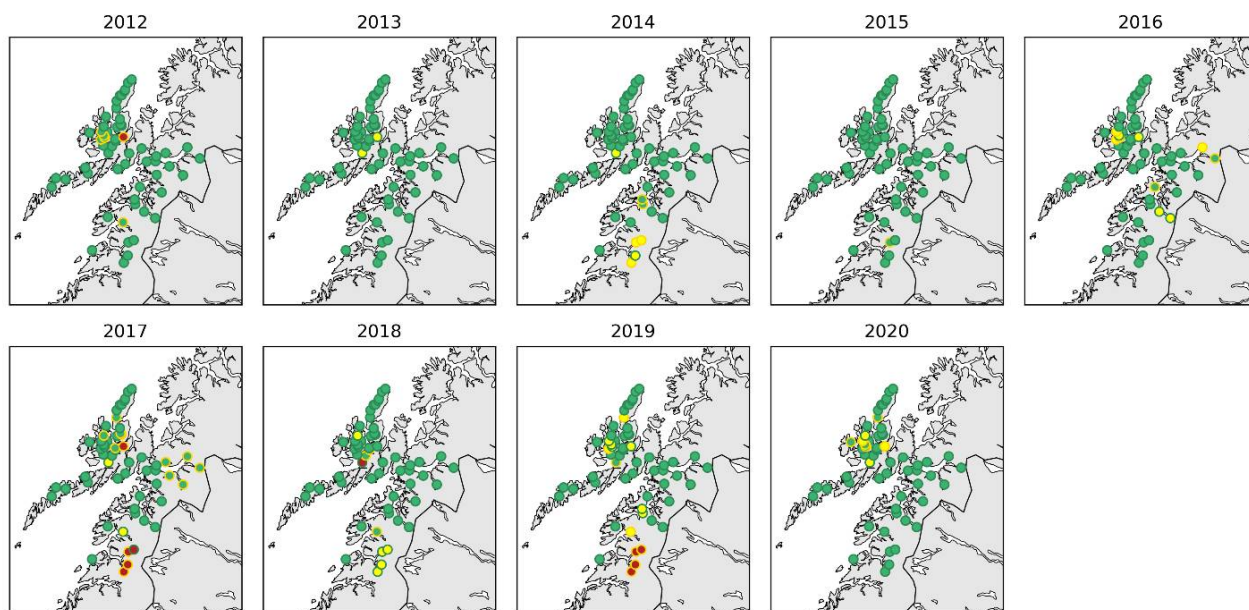


Figur 2.70. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet. Fra tidligere rapporter er Eidsfjord og Vik samt Steigen og Ballkjosen slått sammen.



Figur 2.71. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lite lus på den utvandrende postsmolten av laks i 2012-2020 (figur 2.72). Det er flere påvirkede elver i 2019 enn i 2018, hvor elvene fra Sørfolda har høy estimert dødelighet, mens i 2020 er noe lavere antall påvirkede elver, spesielt i Nordfolda.

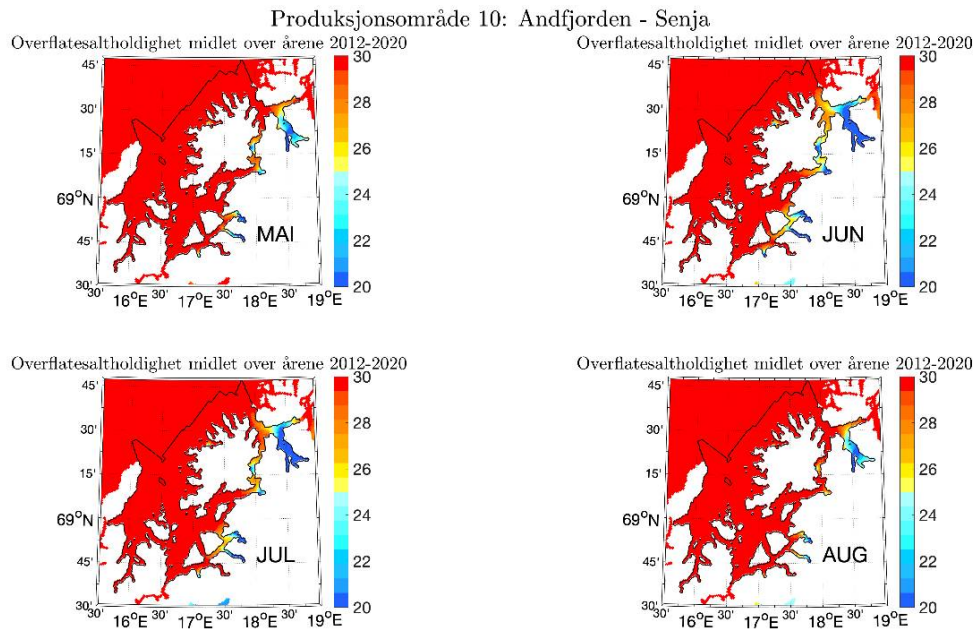


Figur 2.72. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

2.5.10 - PO 10 Andøya til Senja

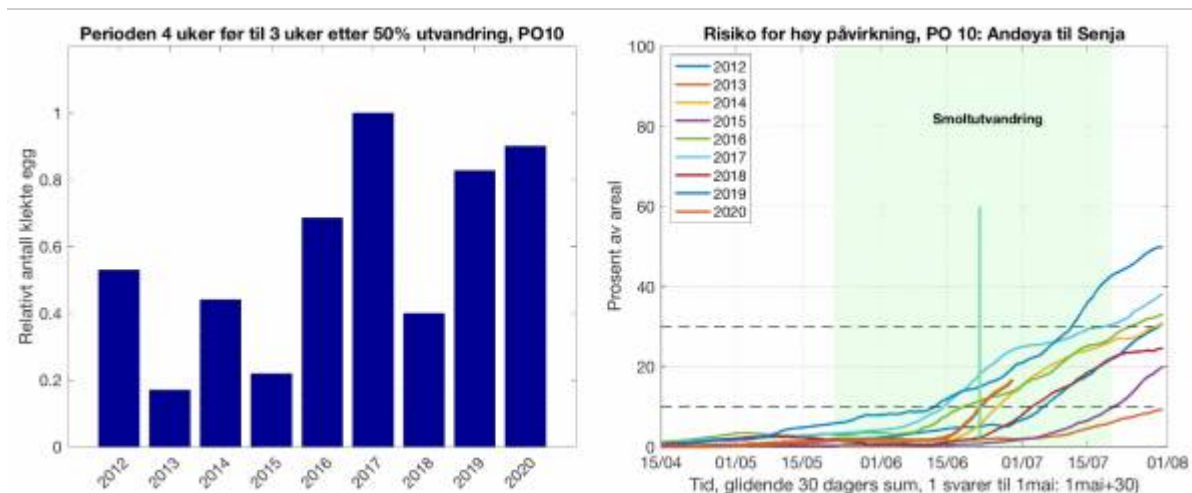
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,3 °C, fra 8,3 til 11,2 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 8 og 14 °C. Temperaturen er derfor moderat gunstig for lakselus under smoltutvandringen og gunstig i beiteperioden for sjørøret.

Saltholdigheten i PO4 indikerer at utbredelsen av brakkvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) stort sett er begrenset til Malangen (figur 2.73), og det anses derfor at ferskvann har relativt liten beskyttende effekt for laksefisk ellers i dette produksjonsområdet.



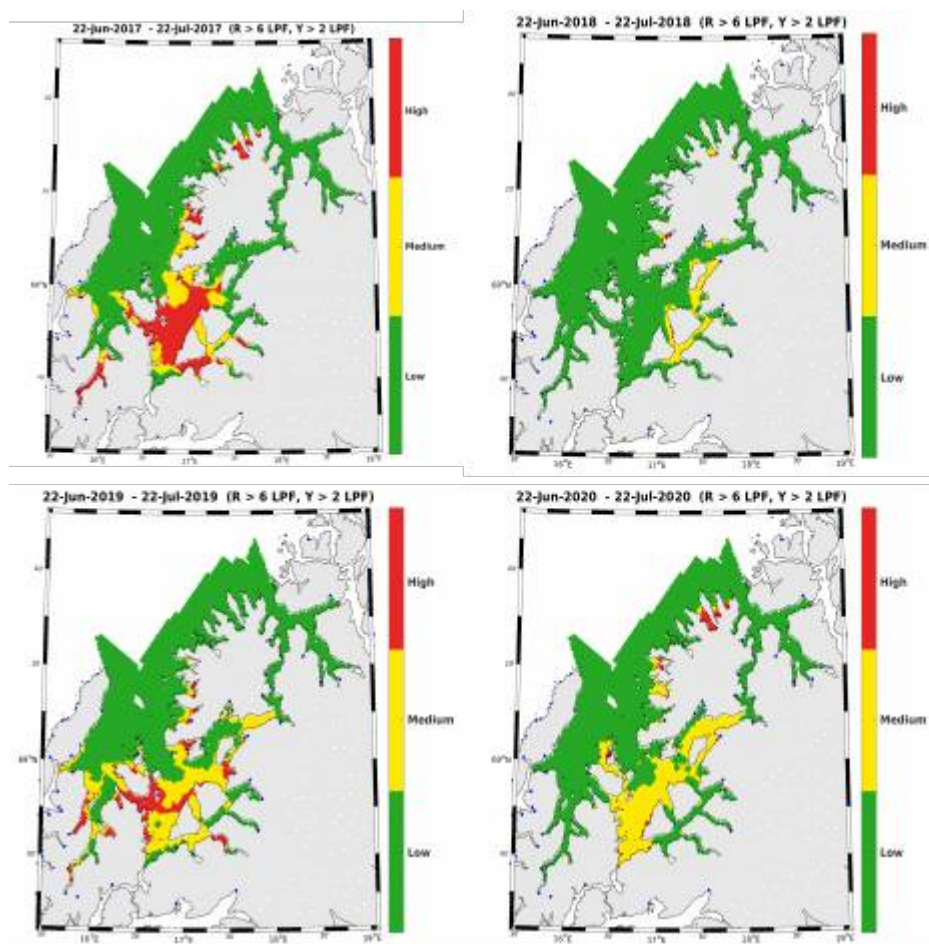
Figur 2.73. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus og andelen av areal med forhøyet smittepress viser ingen trend i tidsperioden 2012-2018, men en større del av arealet er påvirket i 2017 og spesielt i 2019 (figur 2.74). I 2020 er andelen av påvirket areal relativt lavt frem til midten av juni, men deretter estimeres det en kraftig øking i andel av påvirket areal. Det er en økning i utslippene utover sommeren alle årene, og andel av påvirket areal øker utover smoltutvandringen de senere årene.



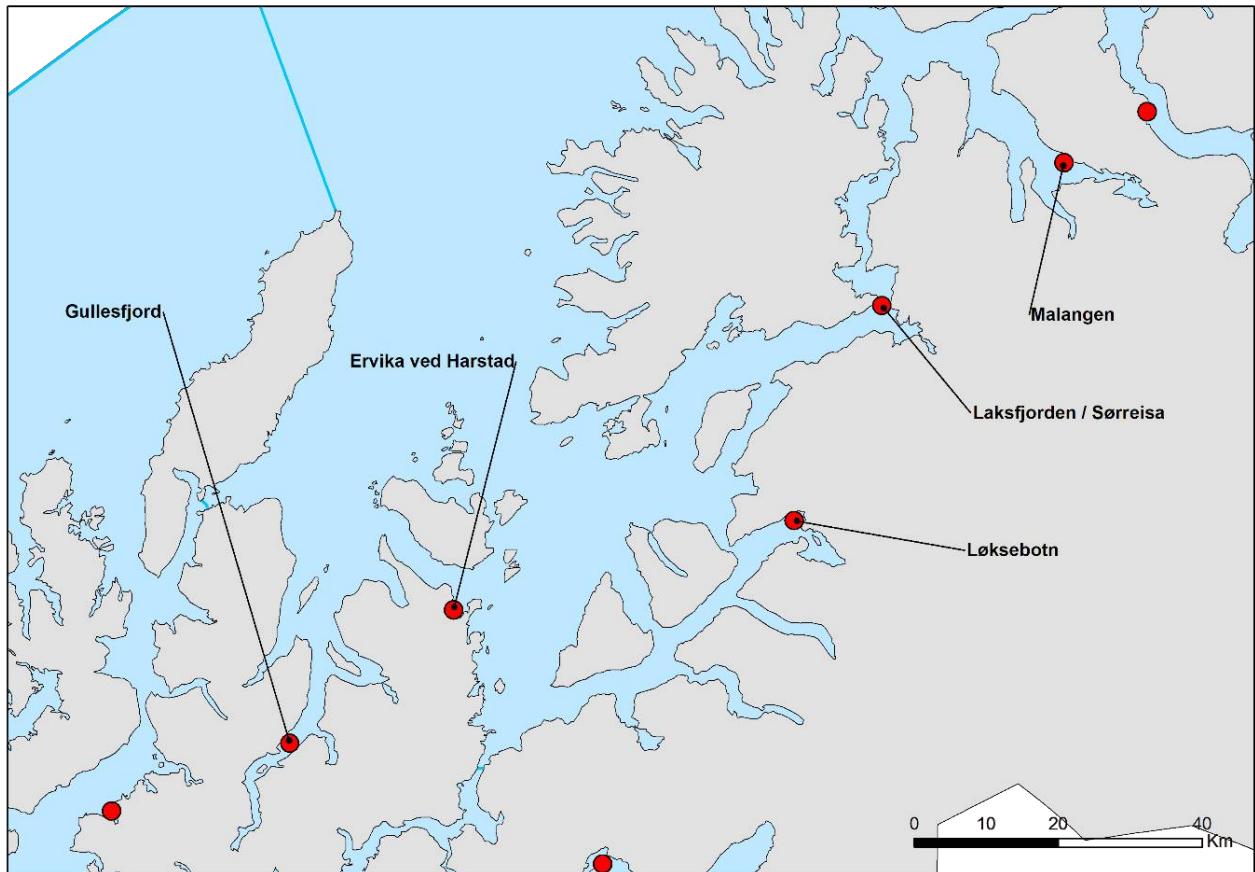
Figur 2.74. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringssperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC modellen indikerer at det oftest bare er området på sørsiden av Senja som er påvirket av mye lakselus under smoltutvandringen (figur 2.75). Høyest tetthet av lakselus ses i 2017 og 2019, og til dels i 2020.

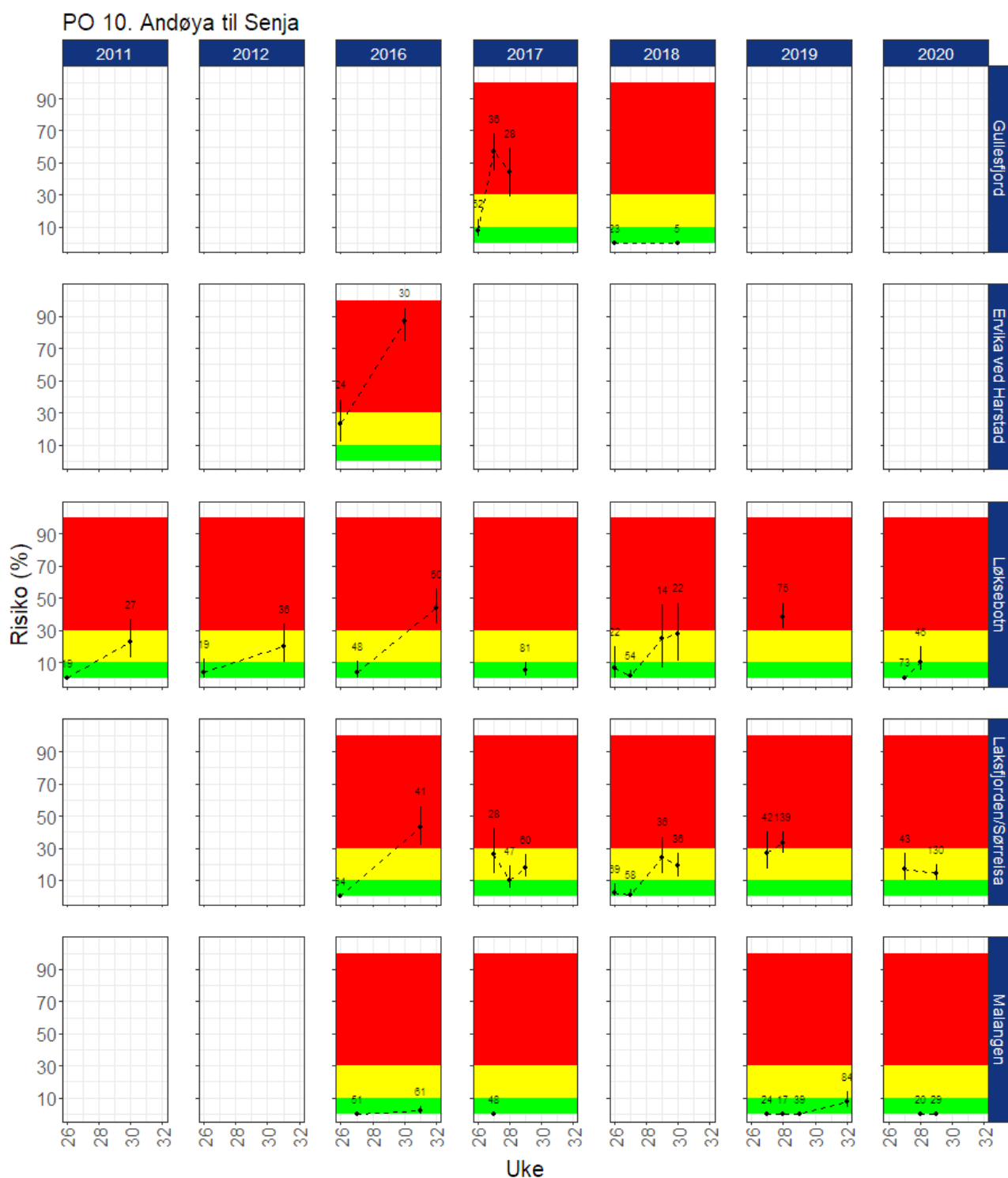


Figur 2.75. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Resultatene fra garn og rusefangst av sjøørret og sjørøye ved de ulike stasjonene (figur 2.76) viser at det estimeres liten eller moderat dødelighet på alle stasjonene i periode 1 2016-2020, med unntak av i 2019 (figur 2.77). I periode 2 estimeres det moderat og høy risiko på de fleste stasjonene undersøkt, med unntak av i den nasjonale laksefjorden Malangen.

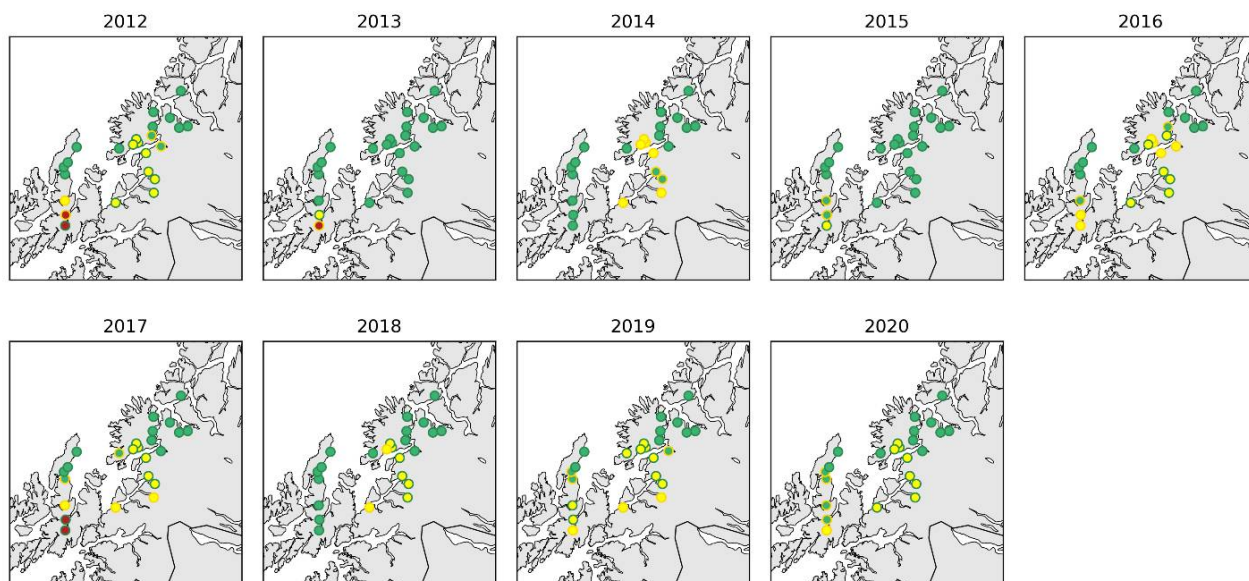


Figur 2.76. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



Figur 2.77. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lite lus på den utvandrende postsmolten av laks 2012-2020 (figur 2.78) indikerer at det oftest er elvene sør for Senja som er moderat påvirket, mens også enkelte elver i Vesterålen er moderat påvirket i enkelte år.



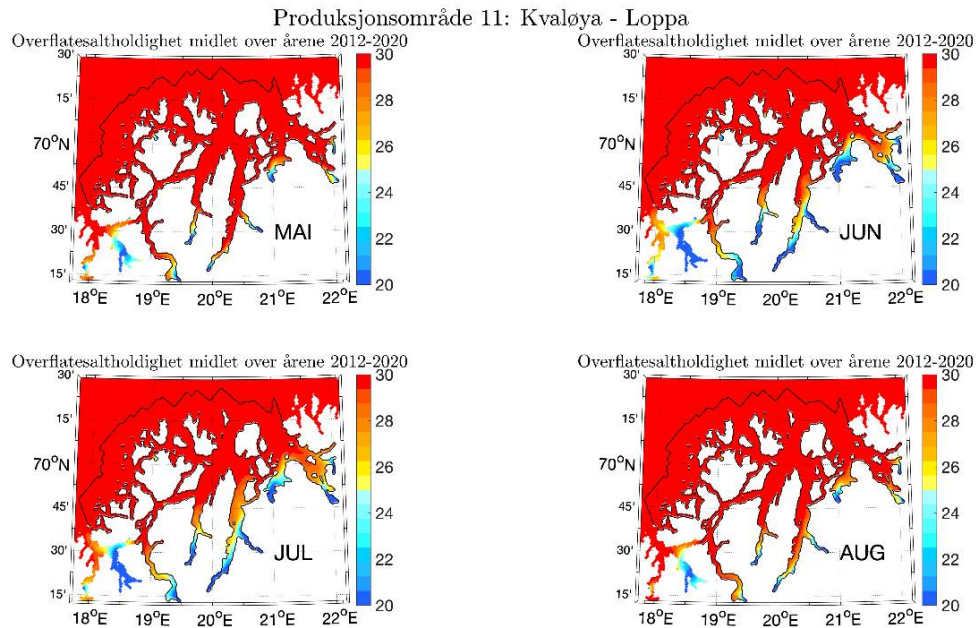
Figur 2.78. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

2.5.11 - PO 11 Kvaløya til Loppa

Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,0 °C, fra 8,2 til 10,4 °C.

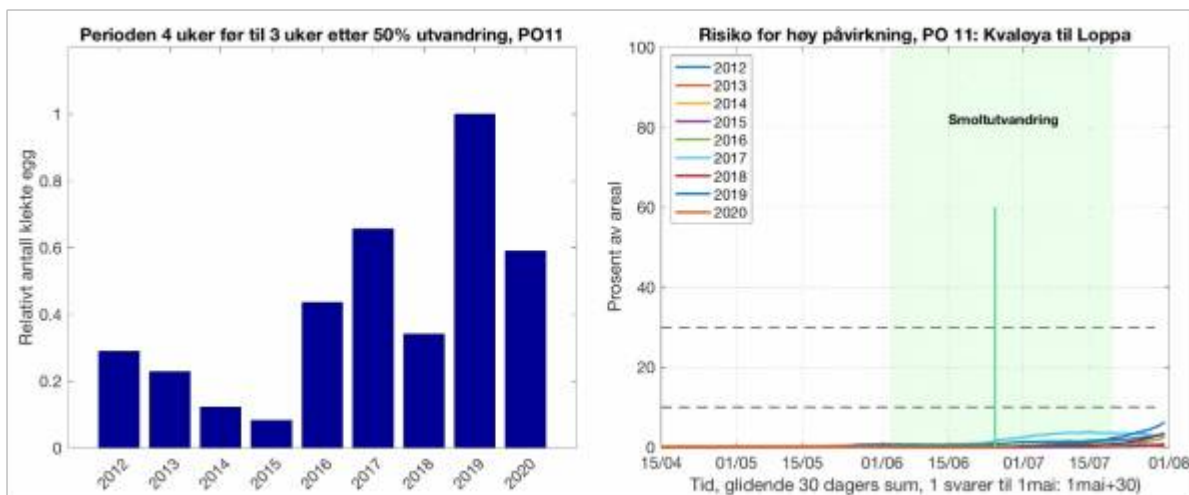
Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 8 og 12 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørøret.

Saltholdigheten i PO11 indikerer at brakvannslaget (areal innenfor grunnlinjen med saltholdighet < 25) er relativt mindre i april, øker mai-juli, før det oftest minker igjen (figur 2.79). Det er relativt liten årsviss variasjon i dette mønsteret. Lavest saltholdighet ses innerst i fjordene, men den begrensede utbredelsen av ferskvannslaget indikerer at utvandrende postsmolt av laks og beitende sjørøret og sjørøye er lite beskyttet mot lakselus av ferskvann.



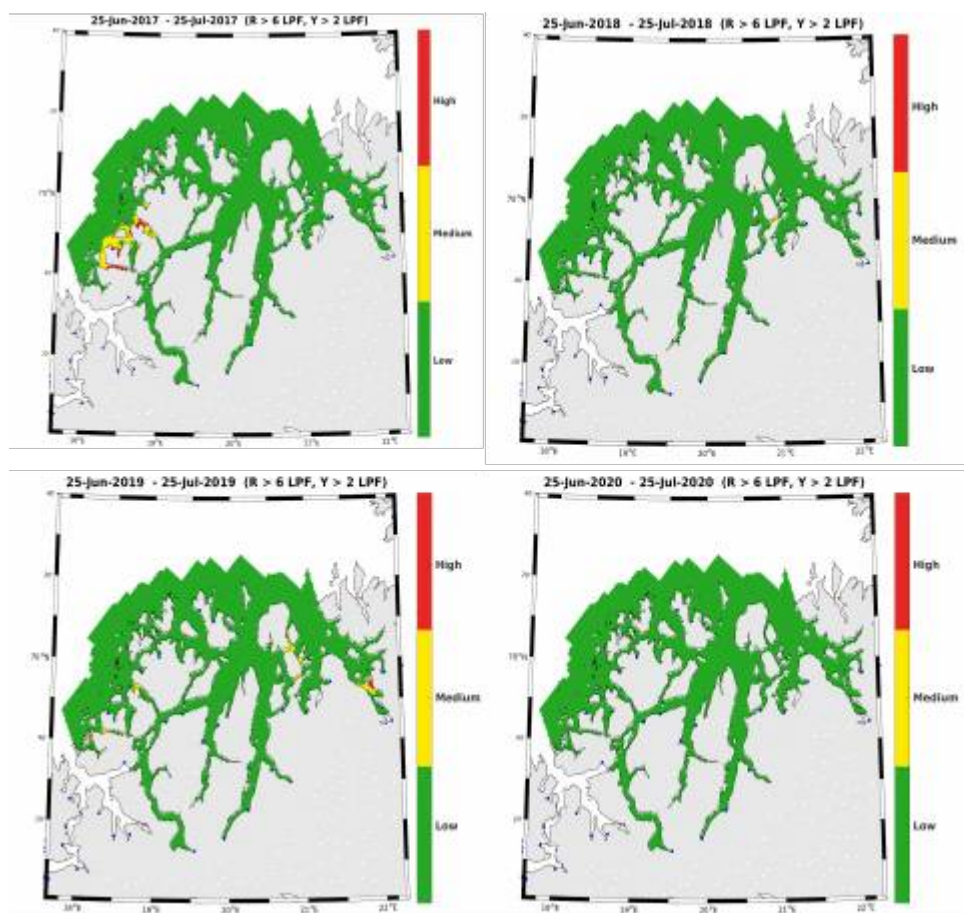
Figur 2.79. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus 2016-2020 er noe høyere enn i 2012-2015, men er generelt lave (figur 2.80), og andelen av areal med forhøyet smittepress er derfor lavt i alle årene 2012-2020 (figur 2.80).



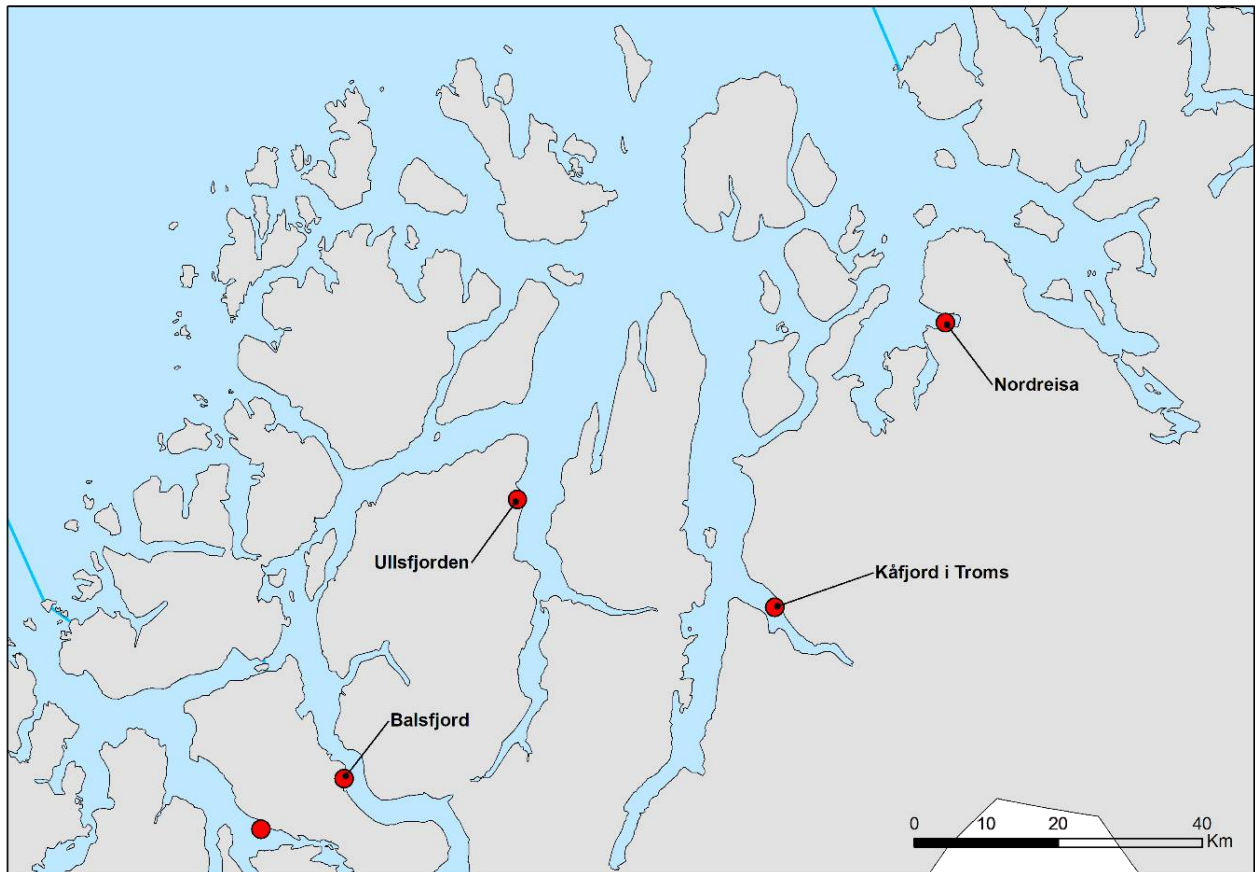
Figur 2.80. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC kartene indikerer at det er svært begrensede områder hvor det akkumuleres høy tetthet av lakselus under smoltutvandringen (figur 2.81).

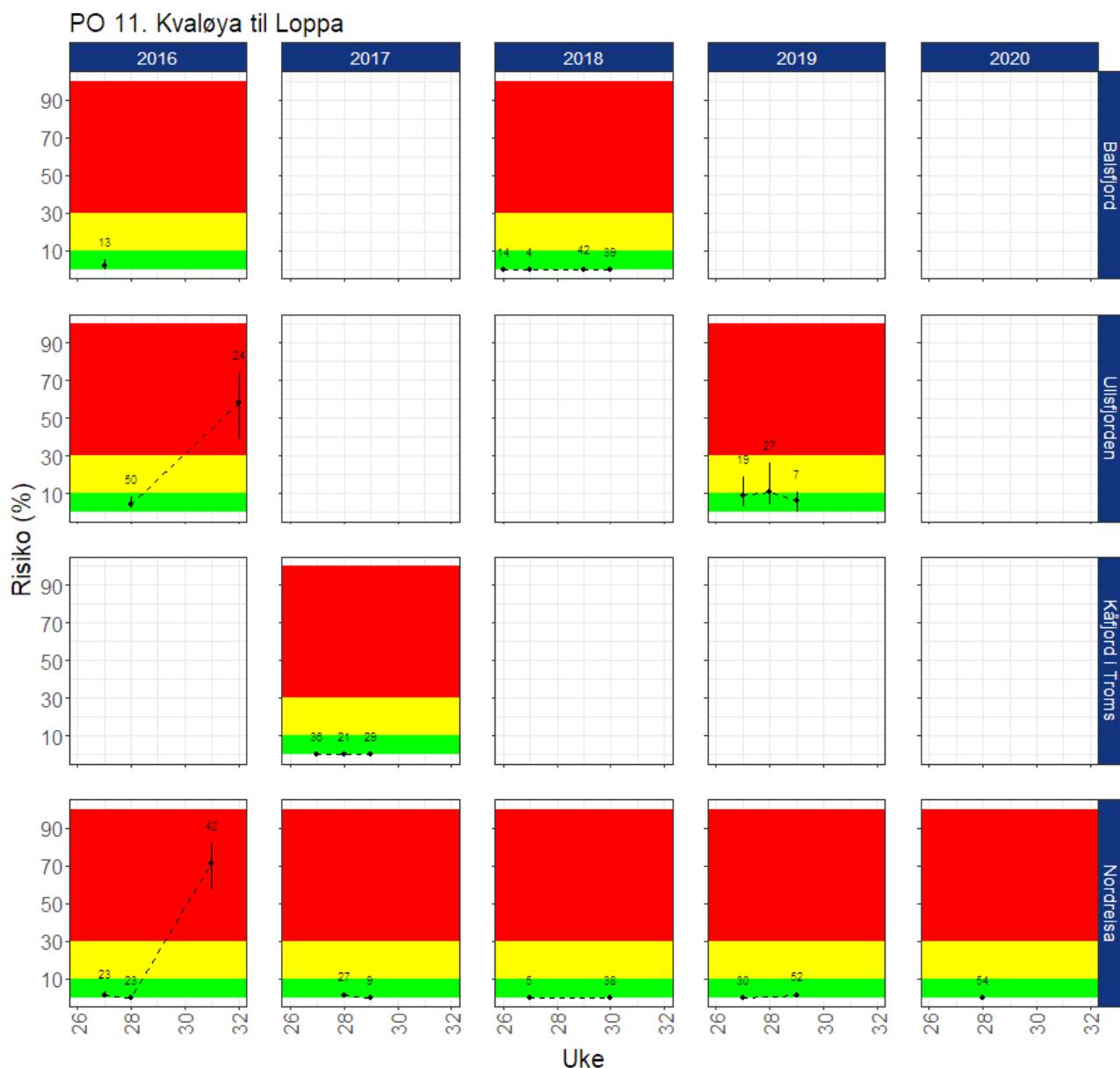


Figur 2.81. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Data fra garn og rusefangst på de ulike stasjonene i produksjonsområde 11 (figur 2.82) har vist gjennomgående at det er lite lus på sjørret og sjørøye på alle stasjonene (figur 2.83), med unntak av i 2016. Merk at Nordreisa ligger inne i en nasjonal laksefjord.

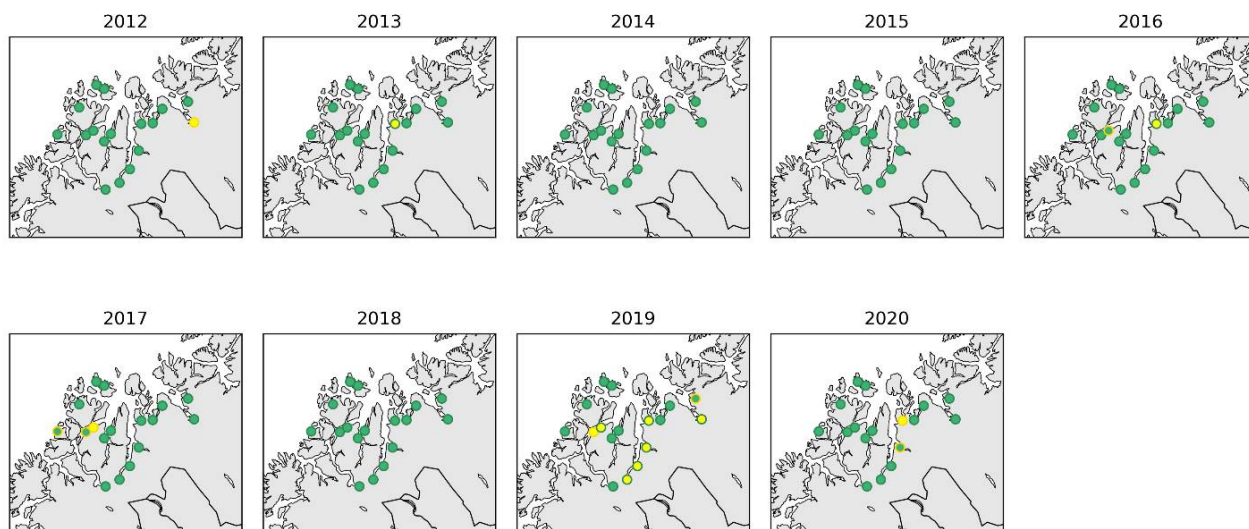


Figur 2.82. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



Figur 2.83. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lite lus på den utvandrende postsmolten av laks 2012-2018, men med en økende trend (figur 2.84). For enkeltelver er det økende antall moderat påvirkede elver i 2019 sammenlignet med 2018, spesielt i Lyngen og Kvænangen, men færre påvirkede elver i 2020.

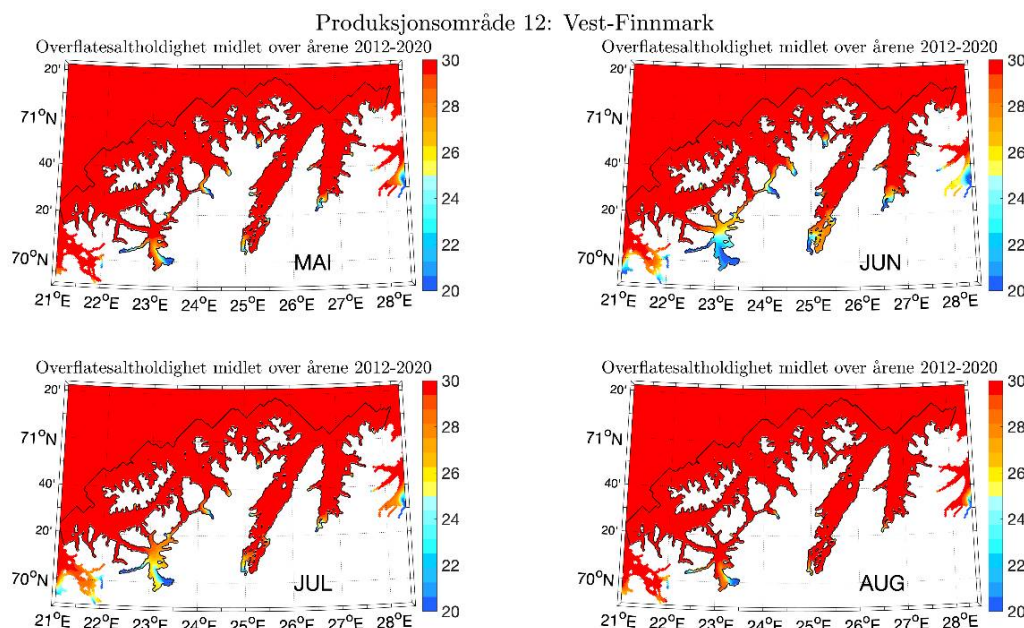


Figur 2.84. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

2.5.12 - PO 12 Vest Finnmark

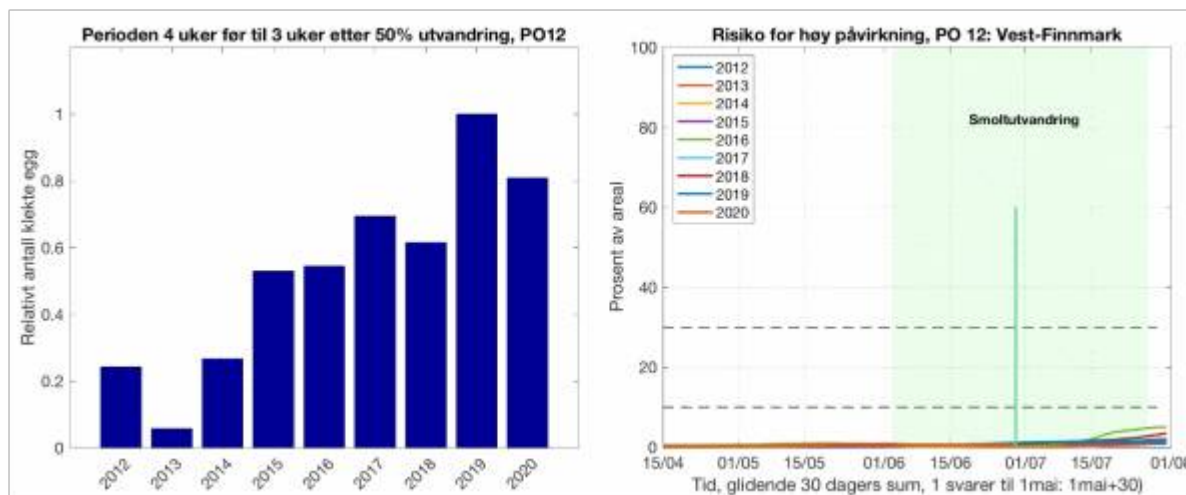
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 8,7 °C, fra 8,2 til 10,3 °C. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juni-september ligger mellom 7 og 12 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørørret.

Saltholdigheten i PO12 indikerer generelt liten utbredelse av brakkvannslaget (saltholdighet < 25) (figur 2.85). Det er relativt liten årsviss variasjon i dette mønsteret. Det anses derfor at utvandrende postsmolt av laks og beitende sjørørret og sjørøye er relativt lite beskyttet mot lakselus av ferskvann.



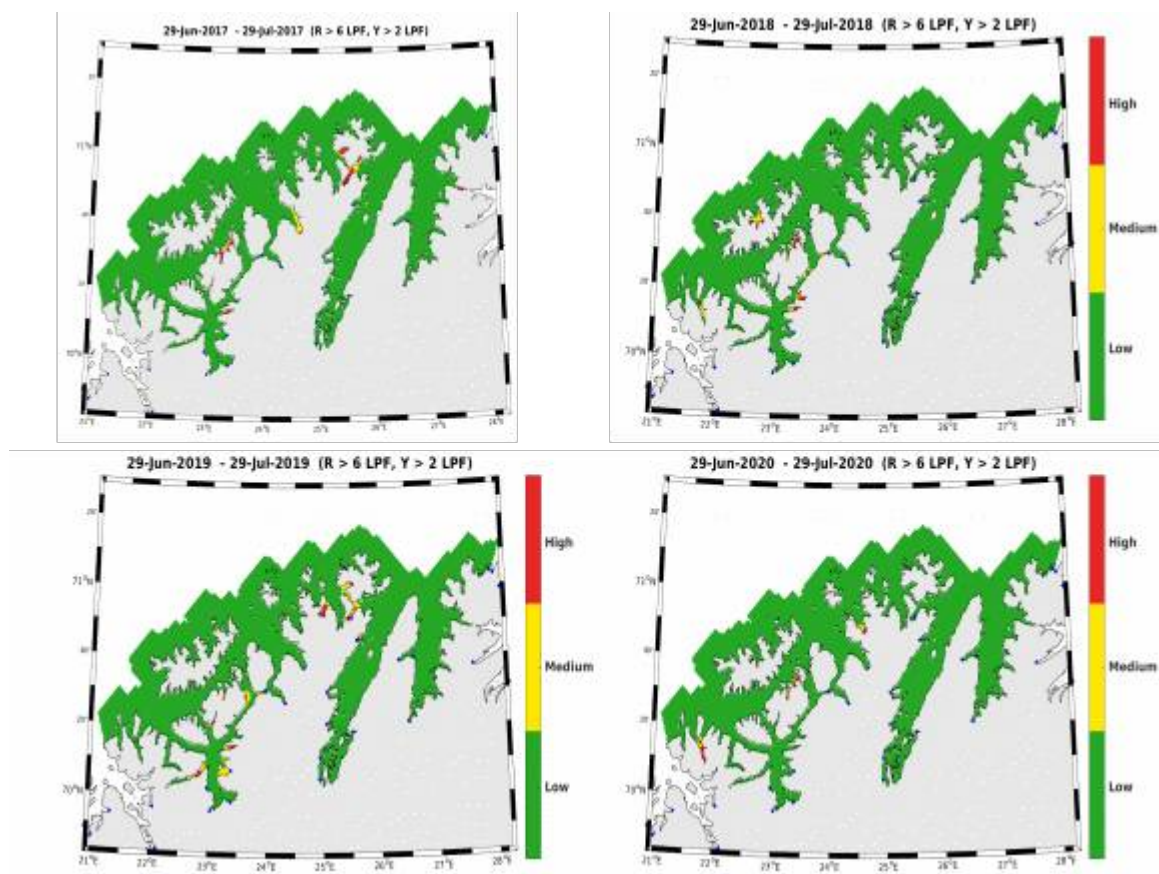
Figur 2.85. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus er lave, selv om det har vært en økende trend 2012-2020 (figur 2.86). Andelen av areal med forhøyet smittepress er lavt i alle årene dette er estimert (figur 2.86).



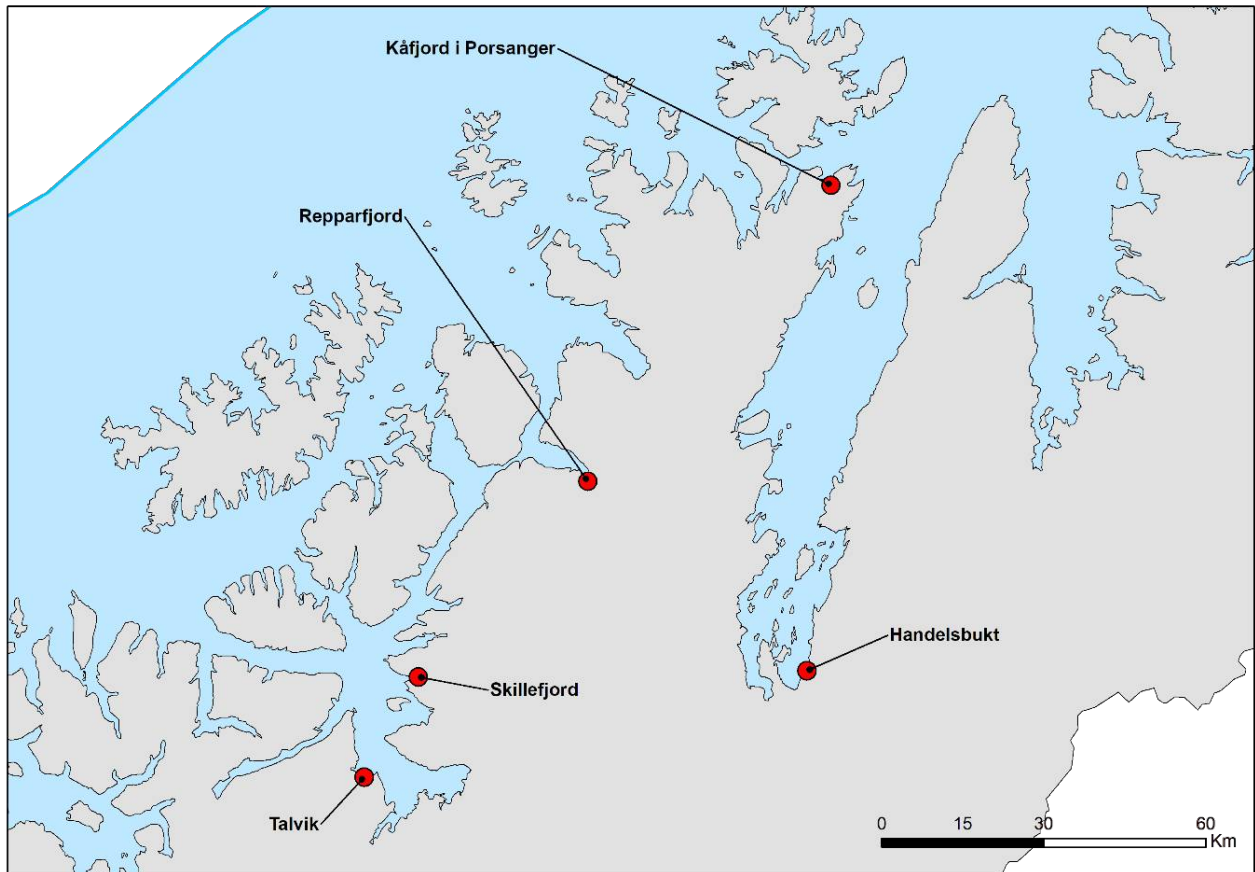
Figur 2.86. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplede linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC kartene indikerer at det er svært begrenset med områder hvor det akkumuleres høy tetthet av lakselus under smoltutvandringen for årene 2017-2020 (figur 2.87).



Figur 2.87. Figurene viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Ruse og garnfangst av sjøørret og røye på de ulike stasjonene undersøkt årene 2010-2020 (figur 2.88) indikerer stort sett liten estimert dødelighet under smoltutvandringen (figur 2.89), men økende til moderat eller høy utover sommeren for stasjonene i den nasjonale laksefjorden Altafjorden (Talvik, Skillefjord) i alle årene 2011-2019. I 2020 var det derimot liten estimert dødelighet på alle stasjonene, inkludert begge i Altafjorden. Det estimeres lavere dødelighet i Handelsbukt, men merk at denne stasjonen ligger i den nasjonale laksefjorden i indre deler av Porsangerfjorden.

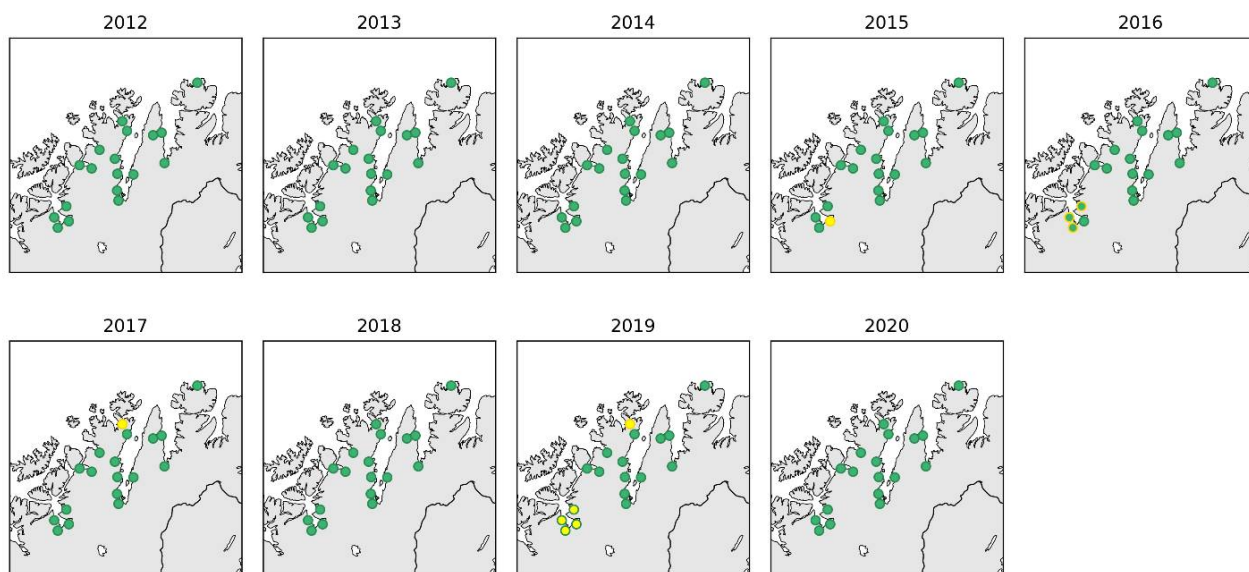


Figur 2.88. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



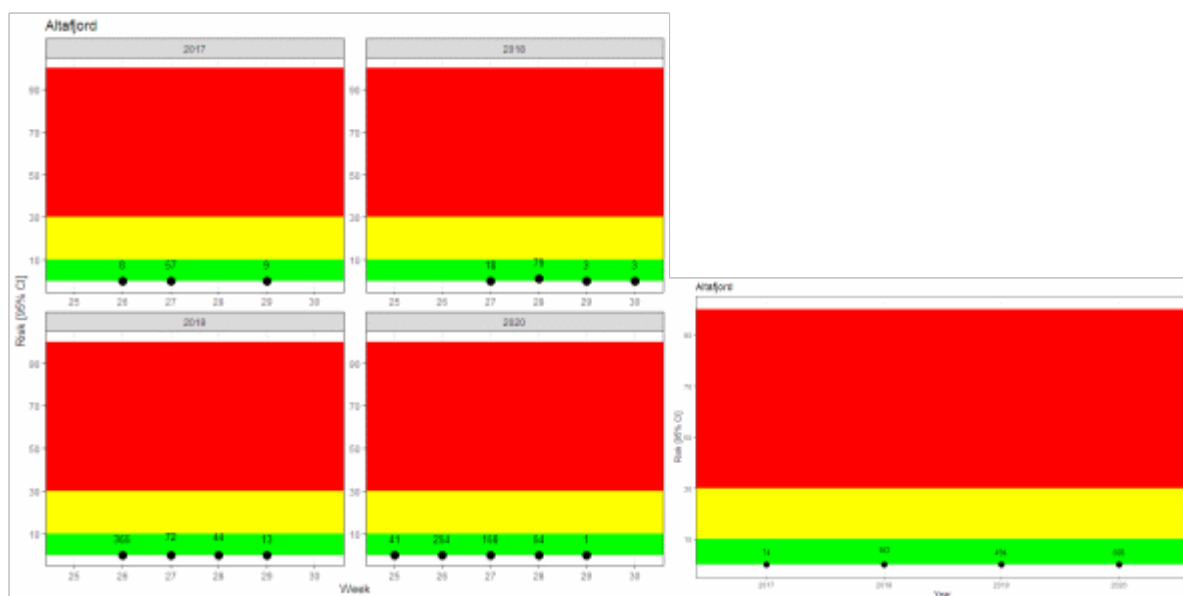
Figur 2.89. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lite lus på den utvandrende postsmolten av laks 2012-2020 (figur 2.90), med unntak av i 2019 hvor det estimeres moderat dødelighet på alle de 4 elvene inne i Altafjorden.



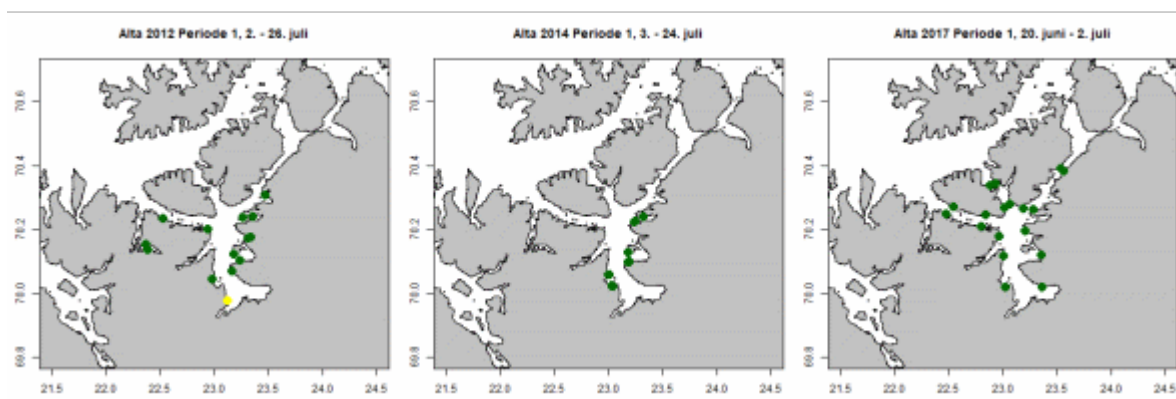
Figur 2.90. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønne ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

Trålingen etter utvandrende postsmolt i Altafjorden 2017-2020 indikerer liten dødelighet for alle årene (figur 2.91). Merk at trålingen stort sett foregår i sundene ved Stjernøya og Seiland, og dekker derfor bare deler av smoltens utvandningsrute til havs.



Figur 2.91. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på trålfanget vill postsmolt av laks. Antall hver uke er angitt i figuren.

Det er benyttet vaktbur for å estimere smittepresset 2012, 2014 og 2017 (figur 2.92). Disse viser stort sett lave påslag i hele Altafjordsområdet.

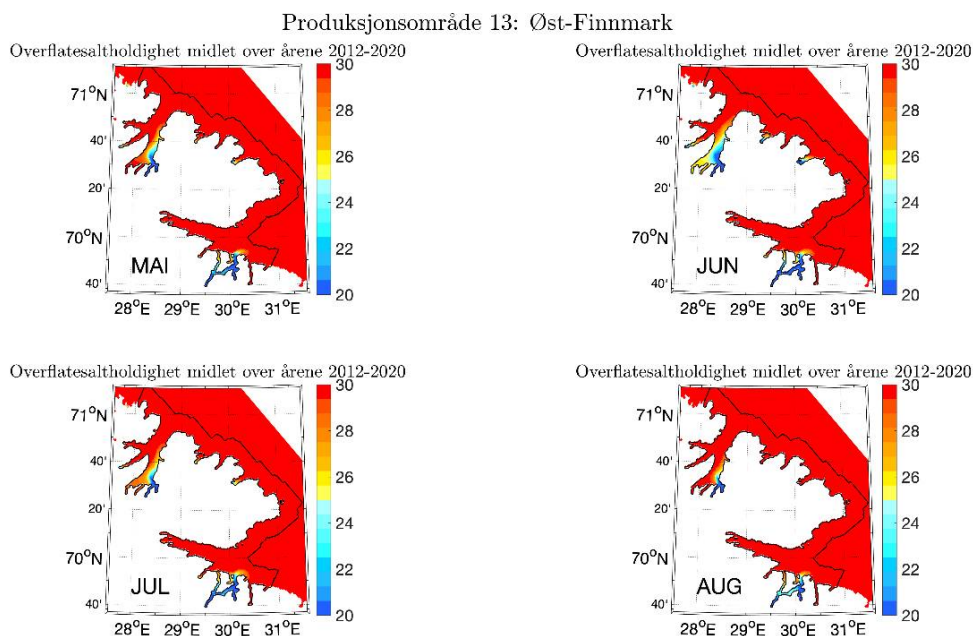


Figur 2.92. Snitt av antall lus/fisk normalisert til 14 dager for hver av vaktburene, fargene angir < 2 (grønne), 2-6 (gule), og > 6 lus/fisk (røde). Tidsperioden i figuren viser tiden burene stod ute.

2.5.13 - PO 13 Øst Finnmark

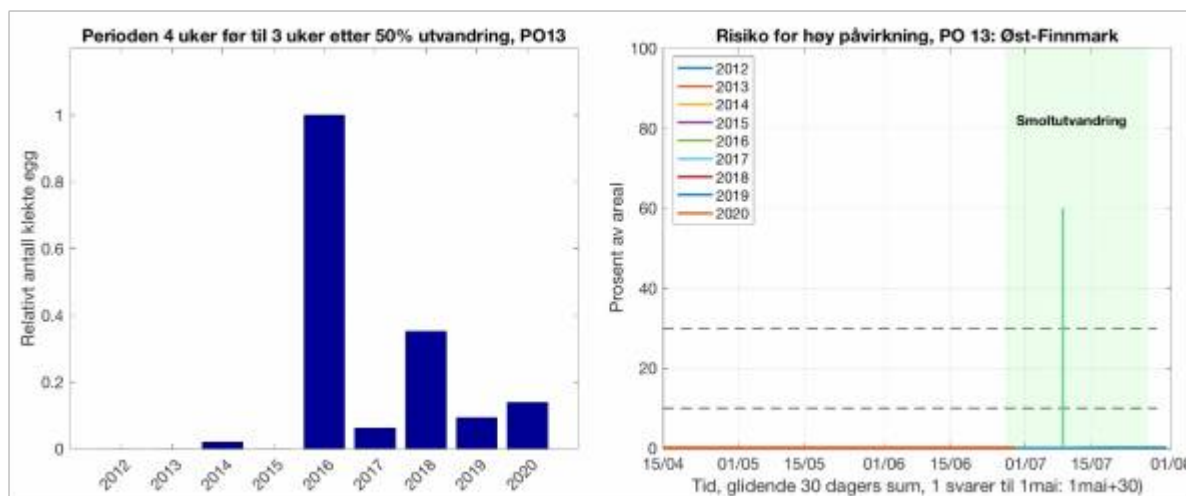
Median temperatur på 0,5 m under smoltutvandringen ligger de siste årene på omtrent 9,3 °C, fra 8,9 til 11,2 °C. Dette er gunstige temperaturer for lakselus. Utover sommeren øker denne, og snittet for månedene juli-september ligger mellom 9 og 12 °C. Temperaturen er derfor gunstig for lakselus både under smoltutvandringen og i beiteperioden for sjørørret.

Saltholdigheten i PO13 indikerer at brakkvannslaget (saltholdighet < 25) er mindre i april, men at dette øker mai-juli, før det oftest minker igjen (figur 2.93). Utbredelsen av ferskvann er svært begrenset. Det anses derfor at utvandrende postsmolt av laks og beitende sjørørret og sjørøye er relativt lite beskyttet mot lakselus av ferskvann.



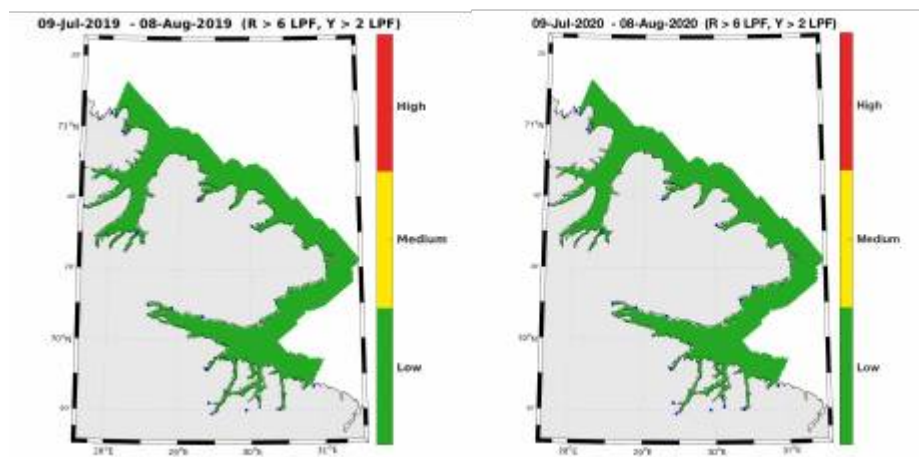
Figur 2.93. Utbredelse av saltholdighet i overflaten midlet for årene 2012-2020 i mai, juni, juli og august. Verdiene er beregnet vha. strømmodellen NorKyst800.

Utslippene av lakselus og andelen av areal med forhøyet smittepress er lave og viser ingen trend i tidsperioden 2012-2019 (figur 2.94).



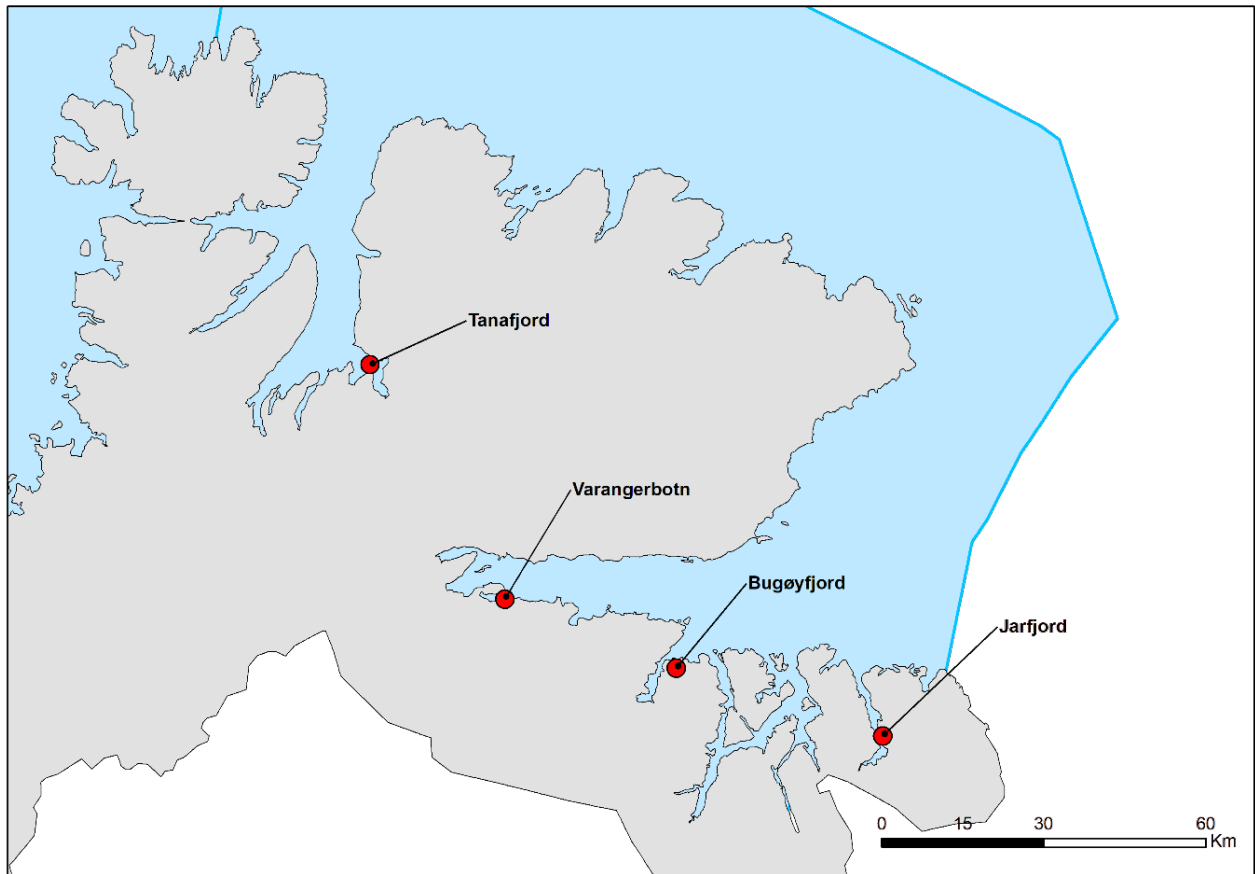
Figur 2.94. Utslipp av lakselus fra alle aktive oppdrettsanlegg i produksjonsområdet summert fra 4 uker før til 3 uker etter median smoltutvandring (venstre) og andel av areal med forhøyet tetthet av lakselus for en fisk som vandrer ut en gitt dato (høyre). Verdien leses slik at dette er andelen av arealet med forhøyet tetthet fra dato fisken vandrer ut og de påfølgende 30 dagene. Heltrukken vertikal linje markerer tid for median utvandring, grønt areal smoltutvandringsperioden brukt i den virtuelle smoltmodellen. Horisontale stiplete linjer markerer 10 og 30% areal.

ROC kartene indikerer at det ikke er områder hvor det akkumuleres høy tetthet av lakselus under smoltutvandringen 2017-2020 (figur 2.95, bare 2019 og 2020 er vist).

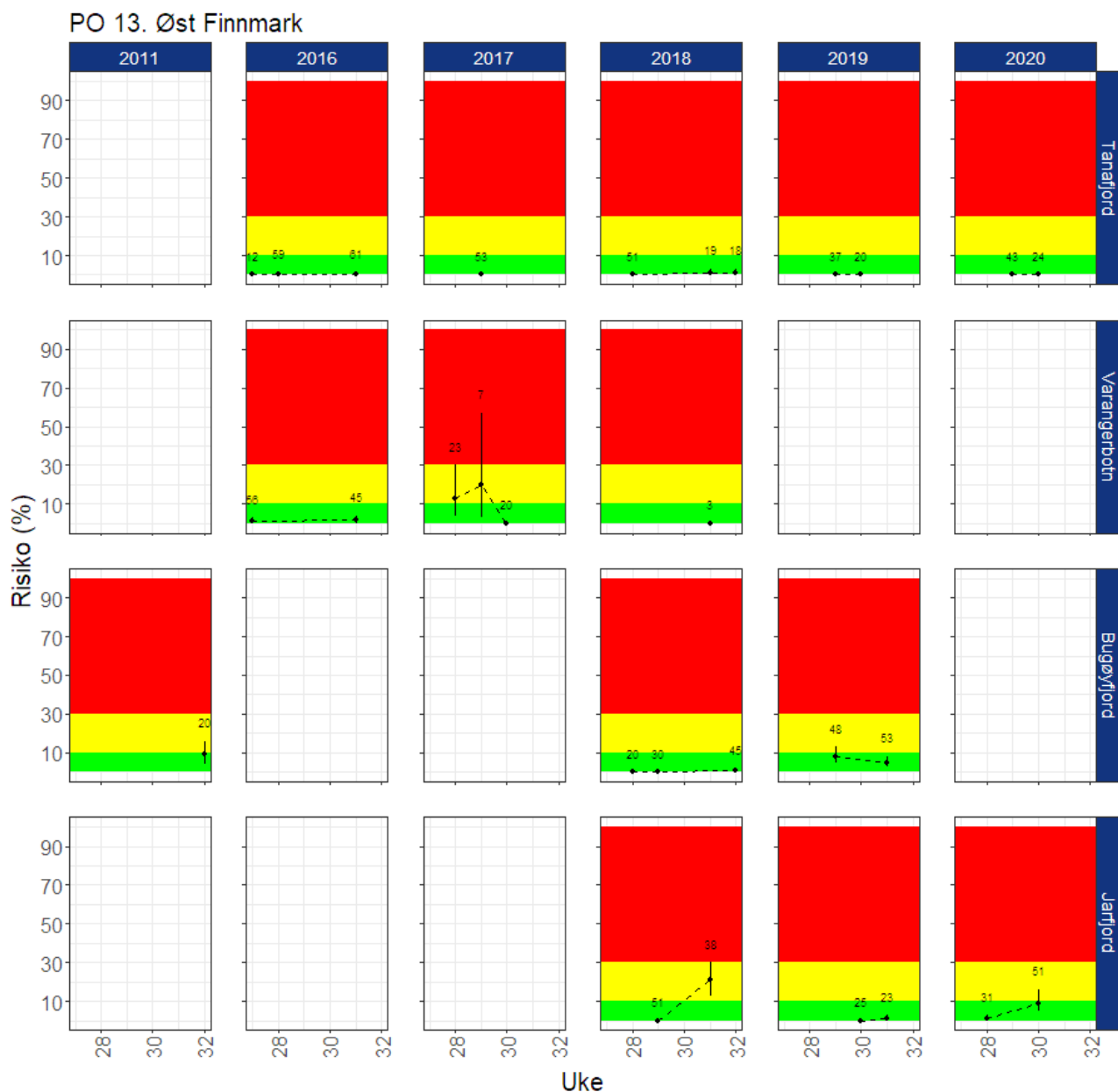


Figur 2.95. Figuren viser områder med forhøyet tetthet av lakselus akkumulert over en mnd. Røde områder indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mer enn 6 lus (dødelig dose for en 20g fisk), gult indikerer at fisk som oppholder seg der sannsynligvis vil smittes med mellom 2 og 6 lus per fisk, mens grønn områder indikerer at fisken sannsynligvis smittes med mindre enn 2 lus per fisk.

Ruse og garnfangst av sjørret og røye på de ulike stasjonene undersøkt 2011, 2016-2019 (figur 2.96) indikerer stort sett liten estimert dødelighet under smoltutvandringen for alle stasjonene (figur 2.97).

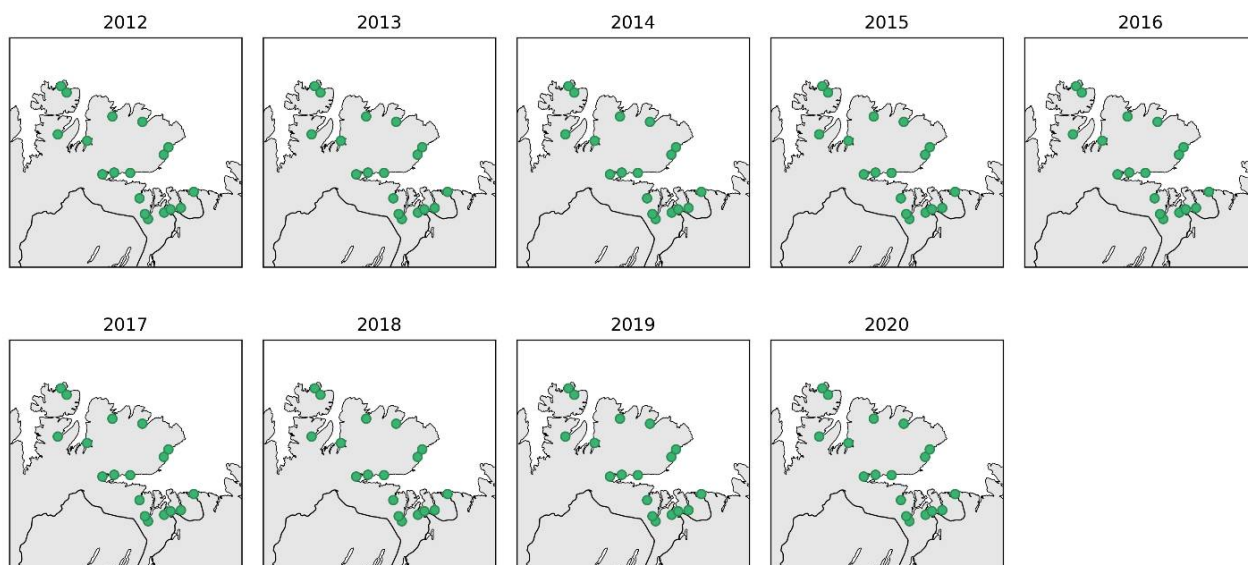


Figur 2.96. Stasjonene undersøkt ett eller flere år fra 2010 i NALO programmet.



Figur 2.97. Sannsynlighet for lakselusrelatert dødelighet (med konfidensintervaller) på alle stasjonene undersøkt. Beregningene inkluderer all fisk fanget.

Estimat fra den virtuelle smoltmodellen viser lite lus på den utvandrende postsmolten av laks 2012-2020, og liten risiko for lakselusrelatert dødelighet for alle elvene (figur 2.98).



Figur 2.98. Estimert dødelighet for laksesmolt fra elvene i 2012-2020 i produksjonsområdet ved antatt utvandringstid (grønn, < 10 %, gul, 10-30% og rød, > 30%). Kantfargen indikerer om 10 dager tidligere eller senere utvandring endrer kategoriseringen, grønn ingen endring, gul en kategori og rød to kategorier.

2.6 - Referanser

Albretsen, J. og Asplin, L. C. (2017a). Fysisk oseanografiske forhold i produksjonsområdene for akvakultur. *Rapport fra Havforskningen*, 11-2017, 20 s.

Albretsen, J. og Asplin, L. C. (2017b). Fysisk oseanografiske forhold i produksjonsområdene for akvakultur. *Rapport fra Havforskningen*, 38-2017, 28 s.

Albretsen, J., Sperrevik, A. K., Staalstrøm, A., Sandvik, A. D., Vikebø, F. og Asplin, L. (2011). NorKyst-800 report no. 1: User manual and technical descriptions. *Fisken og Havet*, 2-2011, 51 s.

Arechavala-Lopez, P., Uglem, I., Berg, M., Bjørn, P. A. og Finstad, B. (2016). Large-scale use of fish traps for monitoring sea trout (*Salmo trutta*) smolts and sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestations: efficiency and reliability. *Marine Biology Research* 12, 76-84.

Asplin, L., Albretsen, J., Johnsen, I. A. og Sandvik, A. D. (2020). The hydrodynamic foundation for salmon lice dispersion modeling along the Norwegian coast. *Ocean Dynamics* 70, 1151-1167.

Asplin, L., Johnsen, I. A., Sandvik, A. D., Albretsen, J., Sundfjord, V., Aure, J. og Boxaspen, K. K. (2014). Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord. *Marine Biology Research* 10, 216-225.

Asplin, L., Salvanes, A. G. V. og Kristoffersen, J. B. (1999). Non-local wind- driven fjord-coast advection and its potential effect on plankton and fish recruitment. *Fisheries Oceanography* 8, 255-263.

Barker, S. E., Bricknell, I. R., Covello, J., Purcell, S., Fast, M. D., Wolters, W. og Bouchard, D. A. (2019). Sea lice, *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer 1837), infected Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) are more susceptible to infectious salmon anemia virus. *PLoS One* 14, e0209178.

Barlaup, B. T., Gabrielsen, S.-E., Løyland, J., Schläppy, M.-L., Wiers, T., Vollset, K. W. og Pulg, U. (2013). Trap design for catching fish unharmed and the implications for estimates of sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) on anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Fisheries Research* 139, 43-46.

- Birkeland, K. (1996). Consequences of premature return by sea trout (*Salmo trutta*) infested with the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer): migration, growth, and mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 2808-2813.
- Birkeland, K. og Jakobsen, P. J. (1997). Salmon lice, *Lepeophtheirus salmonis*, infestation as a causal agent of premature return to rivers and estuaries by sea trout, *Salmo trutta*, juveniles. *Environmental Biology of Fishes* 49, 129-137.
- Bjørn, P. A. og Finstad, B. (1997). The physiological effects of salmon lice infection on sea trout postsmolts. *Nordic Journal of Freshwater Research* 73, 60-72.
- Bjørn, P. A. og Finstad, B. (1998). The development of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) on artificially infected post smolts of sea trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Zoology* 76, 970-977.
- Bjørn, P. A. og 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 Journal of Marine Science* 59, 131-139.
- Bjørn, P. A., Finstad, B., Asplin, L., Skilbrei, O., Nilsen, R., Serra-Llinares, R. M. og Boxaspen, K. K. (2011a). Metodeutvikling for overvåkning og telling av lakselus på villlevende laksefisk. Rapport fra Havforskningen 8-2011, 58 s.
- Bjørn, P. A., Finstad, B. og Kristoffersen, R. (2001). Salmon lice infection of wild sea trout and Arctic charr in marine and freshwater: the effects of salmon farms. *Aquaculture Research* 32, 947-962.
- Bjørn, P. A., Sivertsgård, R., Finstad, B., Nilsen, R., Serra-Llinares, R. M. og Kristoffersen, R. (2011b). Area protection may reduce salmon louse infection risk to wild salmonids. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 233-244.
- Braden, L. M., Monaghan, S. J. og Fast, M. D. (2020). Salmon immunological defence and interplay with the modulatory capabilities of its ectoparasite *Lepeophtheirus salmonis*. *Parasite Immunology* 42, e12731.
- Bui, S., Dempster, T., Remen, M. og Oppedal, F. (2016). Effect of ectoparasite infestation density and life-history stages on the swimming performance of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 387-395.
- Bøhn, T., Gjelland, K. Ø., Serra-Llinares, R. M., Finstad, B., Primicerio, R., Nilsen, R., Karlsen, Ø., Sandvik, A. D., Skilbrei, O. T., Elvik, K. M. S., Skaala, Ø. og Bjørn, P. A. (2020). Timing is everything: Survival of Atlantic salmon *Salmo salar* postsmolts during events of high salmon lice densities. *Journal of Applied Ecology* 57, 1149-1160.
- Crosbie, T., Wright, D. W., Oppedal, F., Johnsen, I. A., Samsing, F. og Dempster, T. (2019). Effects of step salinity gradients on salmon lice larvae behaviour and dispersal. *Aquaculture Environment Interactions* 11, 181-190.
- Eldøy, S. H., Davidsen, J. G., Thorstad, E. B., Whoriskey, F. G., Aarestrup, K., Næsje, T. F., Rønning, L., Sjursen, A. D., Rikardsen, A. H. og Arnekleiv, J. V. (2017). Marine depth use of sea trout *Salmo trutta* in fjord areas of central Norway. *Journal of Fish Biology* 91, 1268-1283.
- Eldøy, S. H., Ryan, D., Roche, W. K., Thorstad, E. B., Næsje, T. F., Sjursen, A. D., Gargan, P. G. og Davidsen, J. G. (2020). Changes in growth and migration patterns of sea trout before and after the introduction of Atlantic salmon farming. *ICES Journal of Marine Science* 77, 2623-2634.
- Euzenat, G., Fournel, F. og Richard, A. (1999). Sea trout (*Salmo trutta* L.) in Normandy and Picardy. In *Biology and ecology of the brown and sea trout* (Baglinière, J.-L. og Maisse, G., red.), s. 175-203. London: Springer.
- Ferguson, A., Reed, T. E., Cross, T. F., McGinnity, P. og Prodöhl, P. A. (2019). Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology* 95, 692-718.

- Finstad, B., Bjørn, P. A., Grimnes, A. og Hvidsten, N. A. (2000). Laboratory and field investigations of salmon lice [*Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer)] infestation on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts. *Aquaculture Research* 31, 795-803.
- Flaten, A. C., Davidsen, J. G., Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Rønning, L., Sjørnsen, A. D., Rikardsen, A. H. og Arnekleiv, J. V. (2016). The first months at sea: marine migration and habitat use of sea trout *Salmo trutta* post-smolts. *Journal of Fish Biology* 89, 1624-1640.
- Gallardi, D., Xue, X., Hamoutene, D., Lush, L. og Rise, M. L. (2019). Impact of origin (wild vs. farmed) and sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestation on expression of immune-relevant genes in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) skin. *Aquaculture* 499, 306-315.
- Gargan, P., Karlsbakk, E., Coyne, J., Davies, C. og Roche, W. (2016). Sea lice (*Lepeophtheirus salmonis* and *Caligus elongatus*) infestation levels on sea trout (*Salmo trutta* L.) around the Irish Sea, an area without salmon aquaculture. *ICES Journal of Marine Science* 73, 2395-2407.
- Glover, K. A., Samuelsen, O. B., Skilbrei, O., Boxaspen, K. K. og Lunestad, B. T. (2010). Pharmacokinetics of emamectin benzoate administered to Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by intra-peritoneal injection. *Journal of Fish Diseases* 33, 183-186.
- Glover, K. A., Skilbrei, O. og 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.
- Godwin, S. C., Dill, L. M., Reynolds, J. D. og 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, H. R. (1996). Studies on the biology and ecology of the free swimming larval stages of *Lepeophtheirus salmonis* (Kroyer, 1838) and *Caligus elongatus* Nordmann, 1832 (Copepoda: Caligidae). In *Institute of Aquaculture*. Stirling: University of Stirling.
- Grimnes, A. og Jakobsen, P. J. (1996). The physiological effects of salmon lice infection on post-smolt of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Fish Biology* 48, 1179-1194.
- Grøn, H. H. (2016). Comparison of gillnet and trap in relation to retention of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*), size selection of sea trout (*Salmo trutta*) and catch efficiency. - Comparing the two most used fishing gear in National Salmon lice monitoring. Masteroppgave, Universitetet i Tromsø.
- Halttunen, E., Gjelland, K. Ø., Hamel, S., Serra-Llinares, R. M., Nilsen, R., Arechavala-Lopez, P., Skarðhamar, J., Johnsen, I. A., Asplin, L., Karlsen, Ø., Bjørn, Pål A. og Finstad, B. (2018). Sea trout adapt their migratory behaviour in response to high salmon lice concentrations. *Journal of Fish Diseases* 41, 953-967.
- Hamre, L. A., Bui, S., Oppedal, F., Skern-Mauritzen, R. og Dalvin, S. (2019). Development of the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* parasitic stages in temperatures ranging from 3 to 24°C. *Aquaculture Environment Interactions* 11, 429-443.
- Handeland, S. O., Järvi, T., Fernø, A. og Stefansson, S. O. (1996). Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 2673-2680.
- Haraldstad, T., Höglund, E., Kroglund, F., Lamberg, A., Olsen, E. M. og Haugen, T. O. (2018). Condition-dependent skipped spawning in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75, 2313-2319.
- Harvey, A., Quintela, M., Glover, K. A., Karlsen, Ø., Nilsen, R., Skaala, Ø., Sægvog, H., Kålås, S., Knutar, S. og Wennevik, V. (2019). Inferring Atlantic salmon post-smolt migration patterns using genetic assignment. *Royal Society*

Open Science 6, 190426.

Harvey, A. C., Glover, K. A., Wennevik, V. og Skaala, Ø. (2020). Atlantic salmon and sea trout display synchronised smolt migration relative to linked environmental cues. *Scientific Reports* 10, 3529.

Heuch, P. A. (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.

Holm, H., Santi, N., Kjølglum, S., Perisic, N., Skugor, S. og Evensen, Ø. (2015). Difference in skin immune responses to infection with salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*) in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of families selected for resistance and susceptibility. *Fish og Shellfish Immunology* 42, 384-394.

Holst, J. C. og McDonald, A. (2000). FISH-LIFT: a device for sampling live fish with trawls. *Fisheries Research* 48, 87-91.

Hvidsten, N. A. og Lund, R. A. (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.

Jensen, Arne J., Finstad, B., Fiske, P., Hvidsten, N. A., Rikardsen, Audun H. og Saksgård, L. (2012). Timing of smolt migration in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69, 711-723.

Jensen, K. W. (1968). Sea trout (*Salmo trutta* L.) of the River Istra, western Norway. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 48, 185-213.

Johnsen, I. A., Harvey, A., Sævik, P. N., Sandvik, A. D., Ugedal, O., Ådlandsvik, B., Wennevik, V., Glover, K. A. og Karlsen, Ø. (2020). Salmon lice-induced mortality of Atlantic salmon during post-smolt migration in Norway. *ICES Journal of Marine Science*.

Karlsen, Ø., Finstad, B., Ugedal, O. og Svåsand, T. (2016). Kunnskapsstatus som grunnlag for kapasitetsjustering innen produksjons-områder basert på lakselus som indikator. Rapport fra Havforskningen, 14-2016, 137 s.

Knutsen, J. A., Knutsen, H., Olsen, E. M. og Jonsson, B. (2004). Marine feeding of anadromous *Salmo trutta* during winter. *Journal of Fish Biology* 64, 89-99.

Lennox, R. J., Salvanes, A. G. V., Barlaup, B. T., Stöger, E., Madhun, A., Helle, T. M. og Vollset, K. W. (2020). Negative impacts of the sea lice prophylactic emamectin benzoate on the survival of hatchery released salmon smolts in rivers. *Aquatic Toxicology* 224, 105519.

Long, A., Garver, K. A. og Jones, S. R. M. (2019). Synergistic osmoregulatory dysfunction during salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) and infectious hematopoietic necrosis virus co-infection in sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) smolts. *Journal of Fish Diseases* 42, 869-882.

Mason, I. B. (2003). Binary events. In *Forecast verification: A practitioner's guide in atmospheric science* (Jolliffe, I. T. og Stephenson, D. B., red.), s. 37-76. John Wiley og Sons, Chichester.

Mohn, A. M., Vollset, K. W. og Karlsbakk, E. (2020). Making the best of lousy circumstances: the impact of salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* on depth preference of sea trout *Salmo trutta*. *Aquaculture Environment Interactions* 12, 215-229.

Moore, I., Dodd, J. A., Newton, M., Bean, C. W., Lindsay, I., Jarosz, P. og Adams, C. E. (2018). The influence of aquaculture unit proximity on the pattern of *Lepeophtheirus salmonis* infection of anadromous *Salmo trutta* populations on the isle of Skye, Scotland. *Journal of Fish Biology* 92, 1849-1865.

Myksvoll, M. S., Sandvik, A. D., Albretsen, J., Asplin, L., Johnsen, I. A., Karlsen, Ø., Kristensen, N. M., Melsom, A.,

- Skardhamar, J. og Ådlandsvik, B. (2018). Evaluation of a national operational salmon lice monitoring system—From physics to fish. *PLoS One* 13, e0201338.
- Nevoux, M., Finstad, B., Davidsen, J. G., Finlay, R., Josset, Q., Poole, R., Höjesjö, J., Aarestrup, K., Persson, L. og Tolvanen, O. (2019). Environmental influences on life history strategies in partially anadromous brown trout (*Salmo trutta*, Salmonidae). *Fish and Fisheries* 20, 1051-1082.
- Nilsen, F., Ellingsen, I., Finstad, B., Jansen, P. A., Karlsen, Ø., Kristoffersen, A. B., Sandvik, A. D., Sægvog, H., Ugedal, O., Vollset, K. W. og Myksvoll, M. S. (2017). Vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet per produksjonsområde i 2016 og 2017. *Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av lusepåvirkning*, 64 s.
- Olsen, E. M., Knutsen, H., Simonsen, J. H., Jonsson, B. og Knutsen, J. A. (2006). Seasonal variation in marine growth of sea trout, *Salmo trutta*, in coastal Skagerrak. *Ecology Of Freshwater Fish* 15, 446-452.
- Peacock, S. J., Krkošek, M., Bateman, A. W. og Lewis, M. A. (2015). Parasitism and food web dynamics of juvenile Pacific salmon. *Ecosphere* 6, 1-16.
- Pemberton, R. (1976). Sea trout in North Argyll sea lochs, population, distribution and movements. *Journal of Fish Biology* 9, 157-179.
- Pert, C. C., Fryer, R. J., Cook, P., Kilburn, R., McBeath, S., McBeath, A., Matejusova, I., Urquhart, K., Weir, S. J., McCarthy, U., Collins, C., Amundrud, T. og Bricknell, I. R. (2014). Using sentinel cages to estimate infestation pressure on salmonids from sea lice in Loch Shiel, Scotland. *Aquaculture Environment Interactions* 5, 49-59.
- Plantalech Manel-La, N., Thorstad, E. B., Davidsen, J. G., Økland, F., Sivertsgård, R., McKinley, R. S. og 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.
- Poole, W. R., Whelan, K. F., Dillane, M. G., Cooke, D. J. og Matthews, M. (1996). The performance of sea trout, *Salmo trutta* L., stocks from the Burrishoole system western Ireland, 1970–1994. *Fisheries Management and Ecology* 3, 73-92.
- Pratten, D. J. og Shearer, W. M. (1983). Sea trout of the North Esk. *Aquaculture Research* 14, 49-65.
- Roff, D. (2002). *Life history evolution*. Sunderland, Massachusetts U.S.A. Sinauer Associates Inc.
- Samsing, F., Oppedal, F., Dalvin, S., Johnsen, I., Vågseth, T. og 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.
- Sandvik, A. D., Asplin, L. C., Albretsen, J., Bjørn, P. A., Johnsen, I. A., Skarðhamar, J., Myksvoll, M. S. og Ådlandsvik, B. (2017a). Hydrodynamisk spredningsmodell for lakselus og konsentrasjon av smittsomme kopepoditter langs Norskekysten 2012-2017 Rapport fra Havforskningen, 12-2017, 22 s.
- Sandvik, A. D., Asplin, L. C., Bjørn, P. A., Johnsen, I. A., Skarðhamar, J., Myksvoll, M. S., Ådlandsvik, B. og Skogen, M. D. (2017b). Smittepress fra lakselus på vill laksefisk – estimert fra luselarvefelt med stor variabilitet. Rapport fra Havforskningen, 40-2017, 36 s.
- Sandvik, A. D., Bjørn, P. A., Ådlandsvik, B., Asplin, L., Skarðhamar, J., Johnsen, I. A., Myksvoll, M. S. og Skogen, M. D. (2016). Toward a model-based prediction system for salmon lice infestation pressure. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 527-542.
- Sandvik, A. D., Johnsen, I. A., Myksvoll, M. S., Sævik, P. N. og Skogen, M. D. (2020). Prediction of the salmon lice infestation pressure in a Norwegian fjord. *ICES Journal of Marine Science* 77, 746-756.

- Serra-Llinares, R. M., Bjørn, Pål A., Finstad, B., Nilsen, R. og 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, R. M., Bjørn, P. A., Finstad, B., Nilsen, R., Harbitz, A., Berg, M. og 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, R. M., Bøhn, T., Karlsen, Ø., Nilsen, R., Freitas, C., Albretsen, J., Haraldstad, T., Thorstad, E. B., Elvik, K. M. S. og Bjørn, P. A. (2020). Impacts of salmon lice on mortality, marine migration distance and premature return in sea trout. *Marine Ecology Progress Series* 635, 151-168.
- Serra-Llinares, R. M., Freitas, C., Nilsen, R., Elvik, K. M. S., Albretsen, J., Bøhn, T., Karlsen, Ø. og Bjørn, P. A. (2018). Towards direct evidence of the effects of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer) on sea trout (*Salmo trutta* L.) in their natural habitat: proof of concept for a new combination of methods. *Environmental Biology of Fishes* 101, 1677-1692.
- Shephard, S. og 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. og Gargan, P. (2016). Aquaculture and environmental drivers of salmon lice infestation and body condition in sea trout. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 597-610.
- Simmons, O., Thorsteinsson, M. og Ólafsdóttir, G. Á. (2019). Trophic dynamics of anadromous brown trout and Arctic charr in NW Iceland and their correlation to salmon lice infection. *Polar Biology* 42, 2119-2130.
- Skilbrei, O. T., Finstad, B., Urdal, K., Bakke, G., Kroglund, F. og 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.
- Solomon, D. J. (2006). Migration as a life-history strategy for the sea trout. *Sea trout: biology, conservation and management*. Blackwell, Oxford, s. 224-233.
- Stearns, S. C. (1992). *The Evolution of Life Histories*: Oxford University Press, Oxford.
- Stien, A., Bjørn, P. A., Heuch, P. A. og Elston, D. A. (2005). Population dynamics of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on Atlantic salmon and sea trout. *Marine Ecology Progress Series* 290, 263-275.
- Stone, J., Sutherland, I. H., Sommerville, C. S., Richards, R. H. og Varma, K. J. (1999). The efficacy of emamectin benzoate as an oral treatment of sea lice, *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer), infestations in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Diseases* 22.
- Strand, J. E. T., Davidsen, J. G., Jørgensen, E. H. og Rikardsen, A. H. (2011). Seaward migrating Atlantic salmon smolts with low levels of gill Na⁺, K⁺ -ATPase activity, is sea entry delayed? *Environmental Biology of Fishes* 90, 317-321.
- Strand, R. og Finstad, B. (2007). Migratory behaviour in relation to smolt development and releasing strategies in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. *Aquaculture* 273, 277-283.
- Susdorf, R., Salama, N. K. G. og Lusseau, D. (2018a). Influence of body condition on the population dynamics of Atlantic salmon with consideration of the potential impact of sea lice. *Journal of Fish Diseases* 41, 941-951.
- Susdorf, R., Salama, N. K. G., Todd, C. D., Hillman, R. J., Elsmere, P. og Lusseau, D. (2018b). Context-dependent reduction in somatic condition of wild Atlantic salmon infested with sea lice. *Marine Ecology Progress Series* 606, 91-104.

- Sætre, R. (2007). *The Norwegian Coastal Current-Oceanography and Climate*. Trondheim: Tapir Academic Press.
- Taranger, G. L., Svåsand, T., Bjørn, P. A., Jansen, P. A., Heuch, P. A., Grøntvedt, R. N., Asplin, L., Skilbrei, O. T., Glover, K. A., Skaala, Ø., Wennevik, V. og Boxaspen, K. K. (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 Rapport fra Havforskningen Nr. 13-2012 / Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7-2012, 40 s.
- Thorstad, E. B., Todd, C. D., Uglem, I., Bjørn, P. A., Gargan, P. G., Vollset, K. W., Halttunen, E., Kålås, S., Berg, M. og Finstad, B. (2016). Marine life of the sea trout. *Marine Biology* 163, 47.
- Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A. H. og 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.
- Torrissen, O., Jones, S., Asche, F., Guttormsen, A., Skilbrei, O. T., Nilsen, F., Horsberg, T. E. og Jackson, D. (2013). Salmon lice – impact on wild salmonids and salmon aquaculture. *Journal of Fish Diseases* 36, 171-194.
- Tully, O., Gargan, P., Poole, W. R. og Whelan, K. F. (1999). Spatial and temporal variation in the infestation of sea trout (*Salmo trutta* L.) by the caligid copepod *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer) in relation to sources of infection in Ireland. *Parasitology* 119, 41-51.
- Tveiten, H., Bjørn, P. A., Johnsen, H. K., Finstad, B. og McKinley, R. S. (2010). Effects of the sea louse *Lepeophtheirus salmonis* on temporal changes in cortisol, sex steroids, growth and reproductive investment in Arctic charr *Salvelinus alpinus*. *Journal of Fish Biology* 76, 2318-2341.
- Urke, H., Kristensen, T., Ulvund, J. B. og Alfredsen, J. A. (2013). Riverine and fjord migration of wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts. *Fisheries Management and Ecology* 20, 544-552.
- Vollset, K. W., Halttunen, E., Finstad, B., Karlsen, Ø., Bjørn, P. A. og Dohoo, I. (2017). Salmon lice infestations on sea trout predicts infestations on migrating salmon post-smolts. *ICES Journal of Marine Science* 74, 2354-2363.
- Vollset, K. W., Krontveit, R. I., Jansen, P. A., Finstad, B., Barlaup, B. T., Skilbrei, O. T., Krkošek, M., Romunstad, P., Aunsmo, A., Jensen, A. J. og Dohoo, I. (2016). Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish and Fisheries* 17, 714-730.
- Vollset, K. W., Nilsen, F., Ellingsen, I. H., Finstad, B., Karlsen, Ø., Myksvoll, M. S., Stige, L. C., Sægrov, H., Ugedal, O., Qviller, L. og Dalvin, S. (2020). Vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet per produksjonsområde i 2020. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av lusepåvirkning , 107 s.
- Vollset, K. W., Skoglund, H., Barlaup, B. T., Pulg, U., Gabrielsen, S.-E., Wiers, T., Skår, B. og Lehmann, G. B. (2014). Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout? *Marine Biology Research* 10, 268-278.
- VRL (2017). Status for norske laksebestander i 2017. Status for norske laksebestander i 2020. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 10, 152 s.
- VRL (2020). Status for norske laksebestander i 2020. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 15, 147 s.
- Wagner, G. N., McKinley, R. S., Bjørn, P. A. og Finstad, B. (2003). Physiological impact of sea lice on swimming performance of Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 62, 1000-1009.
- Wagner, G. N., McKinley, R. S., Bjørn, P. A. og Finstad, B. (2004). Short-term freshwater exposure benefits sea lice-infected Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 64, 1593-1604.

Wells, A., Grierson, C. E., MacKenzie, M., Russon, I., Middlemiss, C., Bjørn, P. A., Finstad, B., Wendelaar Bonga, S. E., Todd, C. D. og 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, C. E., Marshall, L., MacKenzie, M., Russon, I. J., Reinardy, H., Sivertsgård, R., Bjørn, P. A., Finstad, B., Wendelaar Bonga, S. E., Todd, C. D. og 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, D. W., Oppedal, F. og 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, C. M., Janczak, A. M., Kittilsen, S., Johansen, I. B. og Horsberg, T. E. (2014). Ectoparasitic sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) affect behavior and brain serotonergic activity in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): Perspectives on animal welfare. *Physiology og Behavior* 132, 44-50.

3 - Forekomst av sykdom hos villaks som følge av virusmitte fra fiskeoppdrett

Forfatter(e): Bjørn Olav Kvamme, Søren Grove (HI), Egil Karlsbakk (Uib/HI), Craig Morton og Nina Sandlund (HI)



Blodprøvetaking i Matre. Foto: Gøril Sætre.

3.1 - Innledning

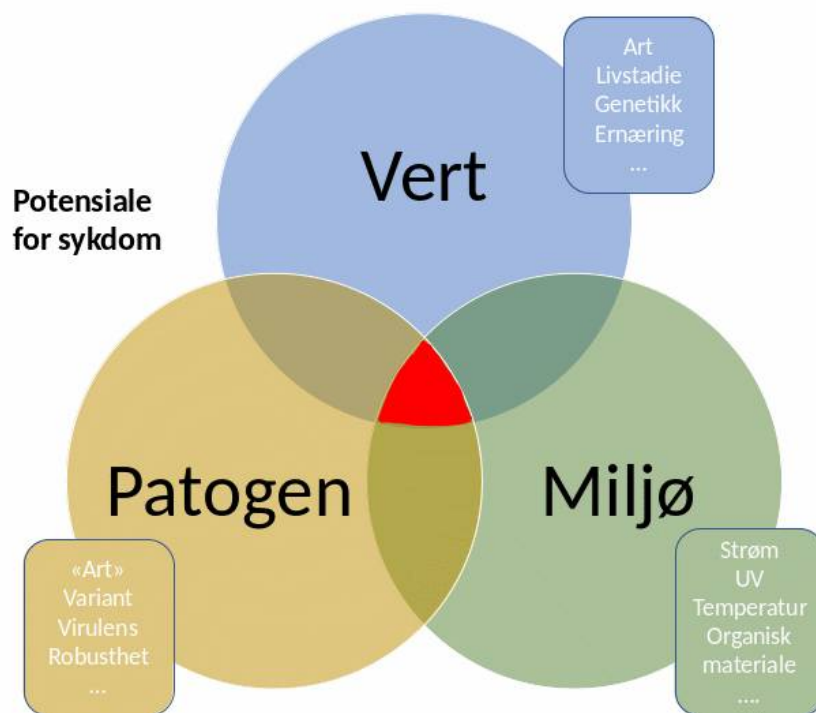
Virussykdommer er et alvorlig problem i oppdrett av fisk i Norge. De vanligst forekommende patogene virusene forårsaker årlig 400 til 500 utbrudd av sykdom langs hele kysten (Grefsrud mfl. 2018, Sommerset mfl. 2020). For næringen utgjør dette årlig store økonomiske tap, og agens fra oppdrett vil kunne påvirke miljøet ved å spres til villfisk og der kunne forårsake sykdom.

Det er sannsynlig at det spres betydelige mengder patogener til miljøet fra smittet og syk fisk i oppdrett. Villfisk i nærheten av anlegget kan komme i kontakt med disse og kunne bli smittet. Konsekvensene av en eventuell smitte vil variere, noen fiskearter er ikke mottakelige, og visse stammer av mottakelige arter kan være mindre mottakelige. Smittede individer kan forbli friske, eller de kan bli syke og svekket. Syk fisk kan ha redusert overlevelse i naturen, da de er et lettere bytte for predatorer. Ytre miljøfaktorer som for eksempel temperatur, fødetilgang og vertstetthet vil kunne påvirke både verten og agenset. Smittespredning og effekter av dette er derfor regulert gjennom et komplisert samspill mellom verter, patogener, predatorer og andre miljøfaktorer (figur 3.1) (Anderson og May 1979, Combes 2001, Botzler og Brown 2014).

I årets risikovurdering vurderes effektene av agensene infeksiøs lakseanemivirus (ILAV) og salmonid alphavirus (SAV), som forårsaker henholdsvis infeksiøs lakseanemi (ILA) og pankreassyke (PD) i fiskeoppdrett i Norge.

Kunnskapsstatusen bidrar med en utvidet diskusjon av samt en oversikt over kunnskapsgrunnlaget som er relevant for de vurderingene som er gjort.

Mange andre agens er også vanlige i norsk oppdrett og kan gi utfordringer i forhold til smittespredning. Disse er ikke inkludert i denne utgaven, men mer informasjon om disse finnes i Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2018 og Fiskehelse rapporten (Grefsrud mfl. 2018, Sommerset mfl. 2020).



Figur 3.1. Potensialet for sykdom ligger i skjæringspunktet mellom vert, patogen og miljø. Verten er den organismen som blir syk (her laks). Patogenet (agenset) er den organismen som kan forårsake sykdom (her ILAV og SAV). Miljøet er den siste komponenten, og utgjør de ytre forholdene som verten og patogenet befinner seg i, og som må ligge til rette for at sykdom skal kunne utvikle seg. Det er en kompleks interaksjon mellom disse tre faktorene.

[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 3 i risikorapporten](#)

3.2 - Sentrale 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, og gir i beste fall en grov samlet oversikt over tilstanden i næringen og er i tillegg 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 oppdrettsfisken, men også for vår evne til å vurdere og gi råd knyttet til effekter av patogener i oppdrett på ville fisk.

For å sikre at informasjon innsamles og blir så fullstendig som mulig bør det pålegges næringen, fiskehelsetjenester og kommersielle laboratorier å rapportere alle fiskehelse relaterte opplysninger til et sentralt register. 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 reduksjon av tap knyttet til dette.

Fortsatt kartlegging og overvåking av patogener i villfisk er viktig for å øke kunnskapen om hvilke patogener som er til stede 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

disse.

Helt sentralt for vurderingene av risiko knyttet til patogener i oppdrett er kunnskap som bidrar til å si noe om sannsynligheten for at fisk smittes i elv eller sjø, og hvilke konsekvenser slik smitte har for fisk i naturen. Sykdom er vanskelig å påvise og studere i naturen. I tillegg til gode data og god overvåking må derfor denne kunnskapen baseres på eksperimentell forskning både i naturen og i laboratoriet. Fortrinnsvis bør det a) utvikles gode utslippsmodeller som kan beskrive utslippene fra oppdrett under ulike miljø- og oppdrettsforhold, b) rettes mer forskningsinnsats mot patogenenes biofysiske egenskaper som robusthet, utskilleleserater og – mengder samt minste infeksjonsdose, c) basert på disse data, utvikle smittepressmodeller, og d) rette en betydelig forskningsinnsats inn mot å beskrive konsekvensene av smitte for relevante arter og agens, inkludert under realistiske forhold med lave tettheter og lavt smittepress.

3.3 - Havforskningsinstituttets overvåking av virus i vill og rømt laks

For å skaffe mer kunnskap om smittespredning og sykdomsinteraksjon mellom oppdrettsfisk og vill laksefisk ble det startet omfattende kartleggingsaktiviteter ved Havforskningsinstituttet i 2012.

Kartleggingen av virus har pågått i snart 10 år, og har for flere av tidsseriene en karakter som gjør at arbeidet nå defineres som overvåking. Prosjektet er derfor blitt en del av Havforskningsinstituttets langsiktige overvåkingsaktivitet, som har som felles overordnet målsetting å etablere det vitenskapelige datagrunnlaget for instituttets forskning og rådgivning (Huse 2020). I tillegg til kartlegging og overvåking er det også gjennomført store felt- og laboratorieforsøk for å kunne bekrefte observasjonene som er gjort i villfisk.

Aktivitetene har hovedsakelig fokusert på å undersøke forekomsten av viktige oppdrettsrelaterte virus i juvenil laks i elv, utvandrende smolt, laks i havet, tilbakevandrende laks i sjø og elv, og rømt laks. Forekomsten av virus i villfisk har blitt gjort i områder med varierende oppdrettsintensitet og sykdomsprofil. Ett viktig formål med overvåkingen er å bli i stand til å påvise kvalitative og kvantitative endringer i forekomst av virus hos villfisk som følge av oppdrettsaktiviteter. Det er de siste årene gjennomført store slippforsøk med PD-vaksinert og uvaksinert laks, samt forsøk med smittet rømt oppdrettsfisk for å undersøke smitteoverføring fra denne til parr. I tillegg bygger prosjektet opp en verdifull biobank som vil være svært viktig når det oppstår nye sykdommer og man skal undersøke forekomst i historisk materiale.

Arbeidet har resultert i en rekke artikler, er årlig rapportert i Mattilsynets OK-program for virus i sjø, og har siden oppstarten av risikovurderingsarbeidet ved Havforskningsinstituttet vært et viktig datagrunnlag for vår vurdering (Biering mfl. 2013, Madhun mfl. 2014, Madhun mfl. 2015, Taranger mfl. 2015, Madhun mfl. 2016, Lundebye mfl. 2017, Madhun mfl. 2017, Grefsrud mfl. 2018, Madhun mfl. 2018, Madhun mfl. 2019, [Les OK-rapportene her](#)). Nye data rapporteres årlig, og en rekke datasett vil bli publisert fremover.

3.4 - Villaks og oppdrettslaks

Vill Atlantisk laks (*Salmo salar*) gyter sent på høsten på gyteplasser i elver. Etter at eggene er gytt ligger de nede i elvegrusen til de klekker utpå våren. De første ukene av sitt liv lever larvene nede i grusen, og får næring fra en plommesekk. Når de er fem-seks uker gamle er plommesekken oppbrukt og de trenger ut av grusen og begynner å ta til seg næring (yngel). Etter hvert som yngelen vokser utvikler de mørke flekker langs sidene (parmerker), og kalles da parr. Parren lever i elva i minst ett år, gjerne flere, før den går gjennomgår den en rekke fysiologiske endringer (smoltifisering) og forvandles til sølvblank smolt. Disse er rundt 10–20 cm lange, og vil vandre ut i havet.

Smolten vandrer ut i sjøen i perioden april-juli, noe senere i nord enn i sør. Etter at den har forlatt elven vandrer smolten raskt ut gjennom fjordene og videre ut i havet. I denne livsfasen kalles laksen postsmolt. Dødeligheten er stor i det første leveåret og mange smolt når aldri ut i det åpne havet. I beiteområdene i Norskehavet sprer de seg over store områder og tilbringer ett til tre-fire år i disse områdene. I perioden laksen er i havet vokser den raskt, og når den er kjønnsmoden vandrer den tilbake til elven den ble født i for å gyte. Når de voksne fiskene har gytt er de utmattet og noen dør etter gytingen. Overlevende fisk (vinterstøinger) blir stående i elven til utpå våren før de vandrer ut i havet

igjen for å beite. Enkelte laks kan returnere til elven flere ganger for å gyte.

Oppdrettslaksen har de samme livsfasene som villaks, men i helt andre miljøer, og med en helt annen veksthastighet. I Norge blir det brukt laks som har gjennomgått omfattende avl siden tidlig på 1970-tallet, og som er godt tilpasset oppdrett med høy overlevelse og svært hurtig vekst. Oppdrettslaksen kan vokse, avhengig av produksjonsmetode, fra larver til 50-100g sjøklar smolt på et halvt år. Etter mindre enn 2 år i sjøen vil den være 4-6kg og klar for slakt.

Hovedforskjellen mellom oppdrettet og vill laks er det miljøet de befinner seg i. Villaks vil oppleve varierende fødetilgang, tettheten av fisk vil være lav, og predasjon vil fjerne svake og sykdomsutsatte individer. Oppdrettsfisk har svært god tilgang på fôr, lever i svært høye tettheter, og er beskyttet mot predasjon. Oppdrettslaksen kan bli utsatt for suboptimale miljøbetingelser siden de har begrenset mulighet til å velge hvor de vil være, og det er andre stressorer knyttet til oppdrettssituasjonen som ikke finnes i naturen (f.eks. håndtering). Den høye overlevelsen og fravær av predasjon, betyr også at det alltid vil være svake individer til stede som lettere kan bli smittet, utvikle sykdom og øke smittespredningen (smittepresset).

3.5 - Patogener i norsk fiskeoppdrett

Patogener i norsk oppdrett inkluderer virus, bakterier og parasitter. I Norge er lakselus, virus, amøber og ulike gjelleagens blant de største utfordringene. Bakterielle sykdommer er under forholdsvis god kontroll, mye takket være gode vaksiner. Veterinærinstituttets årlige fiskehelse rapport gir en oversikt over de ulike agens og sykdommer i oppdrett i Norge (Grefsrud mfl. 2018, Sommerset mfl. 2020).

De viktigste virussykdommene har de senere årene forårsaket 400–500 årlige utbrudd i Norge, og utgjør et stort problem for fiskehelse og -velferd i næringen. I norsk oppdrett av laksefisk er det i dag fem virus som er særlig utfordrende og som har potensial for å påvirke ville bestander av laksefisk på negativ måte. Det dreier seg om henholdsvis Salmonid alphavirus (SAV), Infeksiøs pankreasnekrosevirus (IPNV), Infeksiøs lakseanemivirus (ILAV-HPRdel), Piscint orthoreovirus (PRV) og Piscint myocardittvirus (PMCV). Infeksjoner med disse i oppdrett kan medføre sykdom, eller økt risiko for sykdom eller død.

3.6 - Konsekvenser av smittespredning

Smittespredning mellom og til dyr i naturen kan føre til sykdom. Sykdom i ville dyr er en av flere faktorer som påvirker overlevelses- og formeringsevnen (fitness) til individer og populasjoner over tid (Anderson og May 1979, Wobeser 2005, Botzler og Brown 2014). Dette gjelder også for det marine miljø og fisk. Det er vanskelig å skille ut og dokumentere den spesifikke effekten av sykdom i naturen. Likevel er redusert fitness, lokal og total utryddelse knyttet til parasitter og sykdom (Wobeser 2005, Smith mfl. 2006, Botzler og Brown 2014). En må anta at smitte med hjemmehørende (enzootiske) patogener under gitte miljøforhold også kan gi sykdom, og dermed påvirke vertens overlevelse. Men, dette er vanskelig å påvise, da svekkede individer vanligvis vil forsvinne fort som følge av at de blir spist eller dør.

I fisk kan sykdomsfremkallende virus gi skader på fisken etter at smitte er oppstått. Hvilken skade som skjer, og omfanget, vil være forskjellig for hvert enkelt virus, mellom individer og arter og er påvirket av ytre miljøfaktorer. Kunnskapen vi har i dag om konsekvenser av smitte med relevante patogener i fisk 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, helsestatus, mat eller miljøforhold, er det sannsynlig at kunnskapen er dels relevant og overførbart. Det er likevel et problem at få studier belyser forekomst og konsekvenser av smitte under naturlige betingelser som lave tettheter av patogen eller verter.

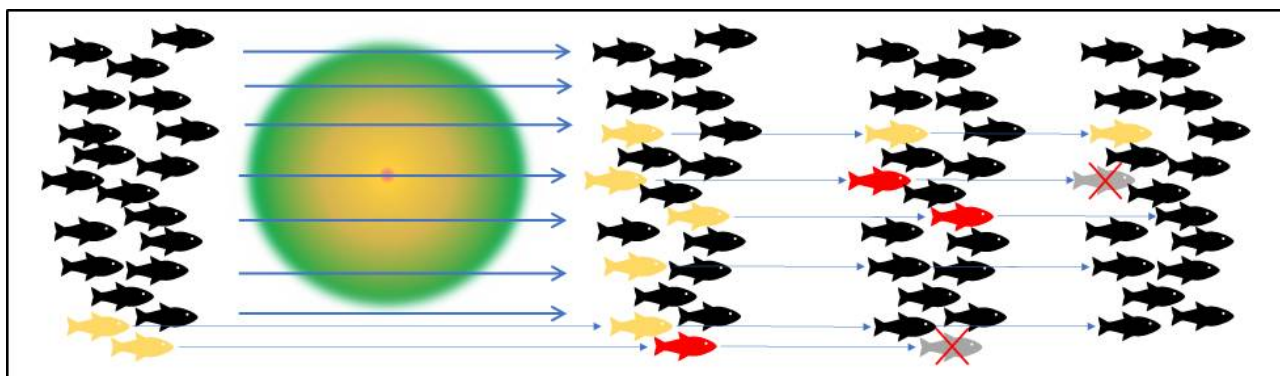
Eksempler på viktige faktorer som påvirker konsekvensene av smitte er fiskenes ernæringsstilstand, størrelse og alder, stress, hormonstatus, genetikk og deres forhistorie i forhold til samme eller andre agens. Virus vil ofte ha mange ulike genetiske varianter der noen er mer skadelige enn andre. Virusvariant, virulens, infeksjons dose og smitteveier er eksempler på virusfaktorer som er med på å bestemme konsekvensene av smitte. Sykdom kan også ha subtile ikke-

dødelige effekter som for eksempel redusert fekunditet, mindre energireserver eller dårligere fysiologisk kapasitet. I tillegg vil miljøfaktorer som tetthet, oksygenmetning, temperatur, saltholdighet, behandling og stress påvirke utfallet av smitte.

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 mottakelige vertspopulasjoner (f.eks. parasitten *Gyrodactylus salaris*) eller spesielle miljøforhold (f.eks. høy temperatur); parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae* som forårsaker prolifervativ nyresyke (PKD) (Bakke og Harris 1998, Sterud mfl. 2007). 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 og Jensen 1994). *Gyrodactylus salaris*, ble introdusert gjennom oppdrettsaktiviteter på 1970-tallet (Johnsen og Jensen 1991, Bakke og Harris 1998), og har hatt svært alvorlige konsekvenser i en rekke lakseelver helt fram til i dag (Sommerset mfl. 2020). Det nyere funnet av SAV2 hos norsk laks representerer også en sannsynlig introduksjon knyttet til brønnbåter og import av smolt (Karlsen mfl. 2014, Hjortaa mfl. 2016).

Konsekvenser av eksponering av laks for smitte vil derfor kunne variere fra ingen infeksjon til utvikling av sykdom som kan svekke verten og i ytterste konsekvens føre til død (figur 3.2). Men, det er også 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 eller smittespredning
- c) sykdom ikke er ensbetydende med død



Figur 3.2. Figuren viser et teoretisk scenario. Utvandrende laksesmolt eller sjørret i fjorden vil passere gjennom områder med smitte fra oppdrett. I et slikt område eksponeringen vil variere mye. Ved eksponering vil noen individer kunne bli smittet (●). Noen smittede individer kan bli syke (●). Noen syke fisk vil kunne dø (●), noen vil bli friske igjen (●), og noen vil kunne bli kronisk smittede (bærere). Noen av villfiskene vil kunne være naturlig smittet uavhengig av oppdrett, og noen av de kan også bli syke og dø. Det er omfanget av disse prosessene som må kartlegges og være med i vurderingene.

3.7 - Smittet rømt oppdrettslaks i elv

Rømt oppdrettsfisk er ansett som en av de største truslene mot norsk villaks. I kunnskapsstatus for risikovurderingen «Ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks» er kunnskapsgrunnlaget for rømt fisk og hva som påvirker mengden rømt oppdrettsfisk i elv oppsummert ([se kapittel 3 i risikorapport](#)).

Når laks rømmer vil både frisk og smittebærende fisk komme ut i naturen. Den smittede fisken vil kunne ta med seg smitte over store områder, og være en kilde til smittespredning fra oppdrett til fisk som befinner seg i elvene. Spredning av smitte fra smittebærende rømt oppdrettsfisk kan for eksempel skje gjennom at fisken slipper ut virus i vannet, ved kontaktsmitte, ved at den smittede fisken blir spist, eller at parr kommer i kontakt med eller spiser infiserte kjønnsprodukter. Smitte til avkom gjennom kjønnsprodukter (vertikal smitte) er også mulig, og for ILAV er dette

sannsynligvis en smittevei (Nylund mfl. 2019).

Det vil oftest ta noe tid før man oppdager sykdom på en lokalitet etter at smitte er etablert. Dette skyldes blant annet at det er vanskelig å observere under vann, at det i starten er få syke fisk og at det tar tid før det er nok fisk med kliniske tegn eller forøkt dødelighet til at dette blir observert. Selv for sykdommer der hovedregelen er hurtig utslakting (f.eks. ILA), vil det derfor stå smittet fisk i sjø over tid. Syke individer vil neppe rømme i samme grad som friske. Smittede oppdrettsfisk uten særlig utviklet sykdom må en derimot anta rømmer i tilsvarende grad som usmittet oppdrettsfisk. Andelen smittet rømt oppdrettsfisk i et område vil derfor i stor grad være relatert til antall lokaliteter med sykdomstilfeller. I tillegg til antallet tilfeller vil andelen smittet fisk på en lokalitet det rømmer fisk fra være bestemmende for andelen smittet rømt fisk. Denne andelen vil blant annet variere ut fra sykdomsdynamikken, hvor i forløpet et utbrudd er, og om fisk blir friske eller kroniske bærere. Det er ingen tilgjengelige data som sier noe om denne fordelingen, men det finnes noe overvåking av smittestatus på rømt fisk i elvene. I tillegg er det vist at elvefanget rømt oppdrettslaks hadde lavere viruskonsentrasjon enn sjøfanget fisk. Dette kan indikere at rømt fisk med mye virus i mindre grad vandrer opp i elvene, muligens fordi den er svekket av infeksjonen eller syk.

Overvåkingsprogrammet har vist at rømt laks kan være smittet med et eller flere virus, og at smittede oppdrettsfisk kan vandre opp i elv (Madhun mfl. 2015, Madhun mfl. 2017, Madhun mfl. 2018). Nesten alle de rømte oppdrettslaksene fra en rømming i Hardanger, viste seg å være smittet med SAV. Rømt fisk ble også gjenfanget oppe i Steinsdalselva, noe som viste at smittet rømt fisk kan vandre opp i elv. Høye virusmengder i flere av disse fiskene tydet i tillegg på en aktiv infeksjon og mulig frigjøring av virus til elvevannet. I Nord-Norge ble det påvist ILAV-HPRO i 5 % av den rømte oppdrettslaksen som ble fanget og undersøkt.

Resultater fra screening av rømt laks (n=515) som ble fanget i laksefellen i Etne i perioden 2014–2017 har vist at den rømte fisken ofte er smittet med ett eller flere virus. Lave til moderate mengder SAV ble funnet i 53 % av fiskene, og ILAV-HPRO ble detektert i 2 individer. I tillegg ble andre virus funnet. Resultatene fra overvåkingen av rømt laks bekrefter at smittestatusen i de rømte fiskene gjenspeiler sykdomsprofilen i opprett i dette området.

3.8 – Spredning og fortykning

Virusspredning fra fisk til fisk skjer oftest som følge av at virus frigjøres til vannet. Viruspartikler i vannet vil så bli spredd med vannmassene. Her vil det også skje en fortykning av viruset.

Både i elv og sjø vil spredningen være høyst variabel siden transporten av det omkringliggende vannet kan endres over kort tid og over små avstander. Bevegelsen til vannet er blant annet avhengig av topografi, nedbør, snøsmelting, vindforhold, tidevann og elveavrenning. I fjorder observerer man i tillegg kraftige episoder med strøm inn og ut av fjorden. Disse episodene oppstår irregulært 1 til 2 ganger i måneden (Asplin mfl. 1999, Asplin mfl. 2014). Som følge av det dynamiske miljøet langs kysten kan viruspartikler flyttes langt fra utslippspunktet, før de mister evnen til å infisere en vertsfisk. Fine partikler vil i hovedsak følge overflatestrømmene, tyngre partikler vil synke. «Oppførselen» til virus i vann er ikke kjent, men spredning vil være avhengig av om viruset blir spredd som uavhengige viruspartikler, i tilknytning til andre partikler i vannet (f.eks. lus eller plankton) eller befinner seg i spesifikke vannlag (f.eks. fettfilm).

I en elv vil spredning og fortykning av viruset være påvirket av vannføring og elvetopografi. Smittespredende oppdrettsfisk vil sannsynligvis stå på ulike steder i elvene. Det er også sannsynlig at de ikke slipper ut virus synkronisert, men til ulike tider. Fortynning vil være avhengig av vannføringen, men vil være høy i de fleste elver og oppholdstiden for et virus være kort under normale forhold. Derimot kan det tenkes at en ved ansamlinger av fisk i f.eks. kulper ved lav vannføring og redusert fortykning kan få høyere konsentrasjoner av virus hvis der er virusfrigjørende fisk til stede.

I sjø vil mange utbrudd på samme tid i et lite geografisk område kunne føre til høyere konsentrasjoner av virus i området. Der det skjer få utbrudd spredt i både tid og rom vil mengden av virus kunne være svært lav. I sjø vil fortykning av et virus i stor grad være avhengig av hvordan det blir transportert i vannet. Strømmen langs norskekysten

og i fjordene vil variere mye i tid og rom. I snitt strømmes vannet i overflaten ut fjordene og nordover langs kysten, men det kan forekomme episoder med motsatt strømrøtning. I løpet av 24 timer vil en kunne oppleve en variasjon i spredning mellom 0 og 50 km, dvs. at det er vanskelig å forutsi nøyaktig spredningsmønster. Fordelingen av viruset i vannet vil være varierende med mulige oppkonsentreringer enkelte steder, men generelt vil mengden avta med transportavstand fra et utslippspunkt på grunn av fortynning. Fortynningen vil ofte være høyere ute på kysten enn inne i fjordene.

Hvert produksjonsområde dekker store arealer med varierende miljøforhold både langs kysten og inne i fjordene. I tillegg kommer de tilstøtende elvene. Spredning og fortynning av virus er ikke godt kjent verken i sjø eller elv. Det er pågående arbeid for å etablere metoder for å påvise de enkelte laksevirusene i miljøprøver. Fram til nå er det ikke kommet gode metoder for dette, og disse virusene er så langt ikke påvist direkte fra vannmassene. Dette tyder på lave konsentrasjoner av virus i vannet, men det kan også være et resultat av prøvemetodikk siden vi vet at planktonisk materiale vil fordele seg flekkvis der f.eks. en av 100 prøver kan ha høye verdier og resten null. Det er også pågående arbeid for å finne de biofysiske egenskapene ved ulike virus som er viktige for å lage gode modellsimuleringer av spredning og fortynning.

3.9 – Virusets robusthet

For å kunne smitte en ny laks må virus (og andre agens) som blir skilt ut i miljøet forbli infektive (smittsomme) lenge nok til at det kan komme i kontakt med en ny vert. For virussykdommer hos vannlevende dyr vil vannbåren smitte være viktigste smittevei (Oidtmann mfl. 2014, Foreman mfl. 2015). I vann kan virus forbli infektive over tid, men det er mange vannparametre som vil påvirke overlevelsen negativt (Oidtmann mfl. 2017, Pinon og Vialette 2018). Virusets struktur (genome, capsid og eventuelt kappe), samt beskyttelsesmekanismer som aggregering, tilknytning til eller opptak i andre partikler, vil være med på å bestemme virusets evne til å forbli infektivt.

Noen virus er mer robuste enn andre på grunn av deres oppbygging. Virus består generelt av arvestoff (DNA eller RNA), en proteinkappe og noen ganger en ytre membran. En ytre membran er mer utsatt for ytre påvirkning, og virus uten en slik vil som regel være mer robuste ovenfor miljøet (Pinon og Vialette, 2018). Et slikt eksempel er Infeksiøs Pankreas Nekrose virus (IPNV), som overlever i mange uker og måneder, og over generasjoner i settefiskanlegg (Munang'andu mfl. 2016). Virus har i tillegg ulike mekanismer for å beskytte seg mot miljøet. Viruspartikler kan samle seg (aggregere) i større komplekser, og disse vil ha høyere motstandsdyktighet enn enkeltpartikler. En annen mekanisme er å feste seg til andre partikler i vannet, eller å bli tatt opp og forbli inne i levende organismer som amøber eller plankton.

Noen av de viktigste miljøparametrene for vannbårne virus er temperatur, partikler og organisk materiale, pH, UV og mikroflora (Oidtmann mfl. 2017, Pinon og Vialette 2018). Saltholdighet vil også kunne ha en effekt (Barja mfl. 1983, Hawley og Garver 2008, Pinon og Vialette 2018), og vil være en viktig egenskap å undersøke siden det er stor variasjon i saltholdighet i norske fjorder. I noen tilfeller kan organiske partikler være med på å inaktivere virus, ikke beskytte dem som beskrevet over. Det er også en meget høy omsetning på mikronivå i vann, og mikroorganismer som lever av mikropartikler i vannet vil kunne redusere mengden virus gjennom opptak og fordøyelse. Temperatur er den mest studerte enkeltparameteren, og det er generelt akseptert at høyere temperatur reduserer overlevelsen til virus, og at temperaturer ned mot frysepunktet kan føre til at virus overlever i vann over lange perioder (Pinon og Vialette 2018). I oversiktsartiklene bemerker både Pinon og Vialette (2018) og Oidtmann mfl. (2017) at det er stor variasjon i resultater, og at det er svært varierende oppsett og målsettinger for ulike studier av overlevelsen til virus i vann. Dette gjør at det kan være vanskelig å si noe eksakt om robustheten til virus i naturen.

3.10 – Fjerning av smittet eller syk oppdrettsfisk.

For noen alvorlige sykdommer vil det være egne lover, forskrifter og tiltak. I forhold til begrensning av smittespredning ved sykdomsutbrudd er det hovedsakelig fjerning av smittet og syk fisk som er effektivt. Fjerning av syk eller smittet fisk så raskt som mulig etter at smitte er oppdaget, vil være svært gunstig for å begrense smittespredning både innad

og mellom oppdrettsanlegg, og til mottakelig villfisk. Uavhengig av tiltak vil det alltid ta noe tid før en sykdom blir oppdaget på en lokalitet. Spesielt vil dette gjelde sykdommer med et kronisk forløp uten spesielt forhøyet dødelighet. Sykdom kan også maskeres av andre diagnoser på lokaliteten.

For ILA er det laget en egen beredskapsplan, og det blir for tiden utviklet [ny plan for håndtering av ILA i Norge](#).

Beredskapsplanen beskriver i detalj hva som skal skjer ved mistanke og påvisning av ILA på en lokalitet. Det vil raskt bli gjennomført tilsyn, begrensninger i flytting av fisk, opprettelse av kontrollområde med krav til overvåking, samt utslaktingsvedtak. Hovedregelen er at lokaliteter med ILA blir slaktet ut raskt. Disse tiltakene gjør at ILAV-smittet fisk kun står i sjøen i kort tid etter en ILAV-diagnose før den blir fjernet, noe som vil begrense smittespredningen.

Det er også [en egen forskrift](#) og [tiltaksplan for PD](#). Tiltaksplanen skal sikre enhetlig håndtering av PD-utbrudd, og vise hvordan utbrudd vil bli behandlet avhengig av hvor i landet utbruddet skjer. For håndtering av PD er det opprettet tre soner i Norge. En som strekker seg fra Jæren til Trøndelag (PD-sonen, PO2-6) der PD regnes som endemisk, og to overvåkingssoner som dekker resten av kysten (PO1 og PO7-13). Det er et krav at alle anleggene i PD-sonen er testet månedlig for SAV-smitte. Til tross for muligheten til å kreve utslakting etter funn av PD, skjer dette bare unntaksvis i PD-sonen, og fisk på lokaliteter med påvist PD får derfor som oftest stå over lang tid i sjø. I de nasjonale overvåkingssonene er hovedregelen at det skal fattes vedtak om rask utslakting av fisken i anlegget for å forhindre videre smittespredning.

3.11 - Sammenfall i tid og rom mellom villaks og smitte

Det er en forutsetning at både laks og agens er til stede samtidig for at smitte skal kunne skje. Laksens ulike livsstadier vil ha forskjellig atferd og oppholde seg på ulike steder og i ulike miljøer. Noen sykdommer vil i tillegg ha varierende forekomst gjennom året, forårsake utslipp av agens i begrensede deler av sykdomsforløpet, eller helst forekomme i visse miljøer. Rømt oppdrettsfisk vil kunne vandre opp i elvene samtidig som villaks, men gjerne litt senere. Umodne fisk kan også gå opp, spesielt i de nederste delene av elvene. De fleste rømte oppdrettslaks vil derfor være i elvene i perioden mai til november.

Villaksens ulike livsstadier vil ha forskjellig atferd og oppholde seg på ulike steder og i ulike miljøer. De ulike livsstadier til laks vil derfor ha ulik grad av overlapp i tid og rom i forhold til smittepress. Yngelen kommer ut av grusen om våren, og blir etter sommeren til parr. Parren kan oppholde seg flere år i elven før de vandrer ut som smolt. Plommeseikkelarver og yngel vil derfor i begrenset grad kunne oppleve smitte fra rømt oppdrettsfisk, mens parr derimot kan oppleve oppgang av rømt fisk over flere år. Smolt vandrer ut av elvene på våren (april-juni), og svømmer relativt raskt fra elvene og ut gjennom kystsonen. De oppholder seg derfor i relativt kort tid i fjord og kystsonen og utsettes i begrenset tid for eventuell smitte fra oppdrettsanlegg. Smitte til beitende villaks i havet (voksne laks) fra smittet rømt oppdrettslaks kan ikke utelukkes, men antas å være sjelden. Tilbakevandrende laks kan fra tidlig sommer oppholde seg i kystnære farvann der den kan være utsatt for smitte fra syk oppdrettsfisk. Det kan gå flere måneder før den vandrer opp i elvene, hvilket øker sannsynligheten for eksponering. Gytefisk av laks befinner seg oppe i elvene i et tidsrom der rømt fisk oftere kan være til stede, og vil derfor kunne være mer utsatt for smitte fra disse. Basert på dette vil villaks kunne eksponeres for smitte gjennom flere faser av livssyklusen, dersom det er sykdomsutbrudd i sjøanlegg, og hvis smittet fisk rømmer.

3.12 - Infeksiøst lakseanemivirus og Salmonid alphavirus

Både ILA og PD er alvorlige sykdommer som forekommer i oppdrett av laksefisk i Norge og mange andre lakseproduserende land. Sykdommene utgjør en stor utfordring for næringen, både med hensyn til kostnader og dyrevelferd, og det har blitt gjennomført mange studier av sykdommene og virusene siden deres oppdagelse.

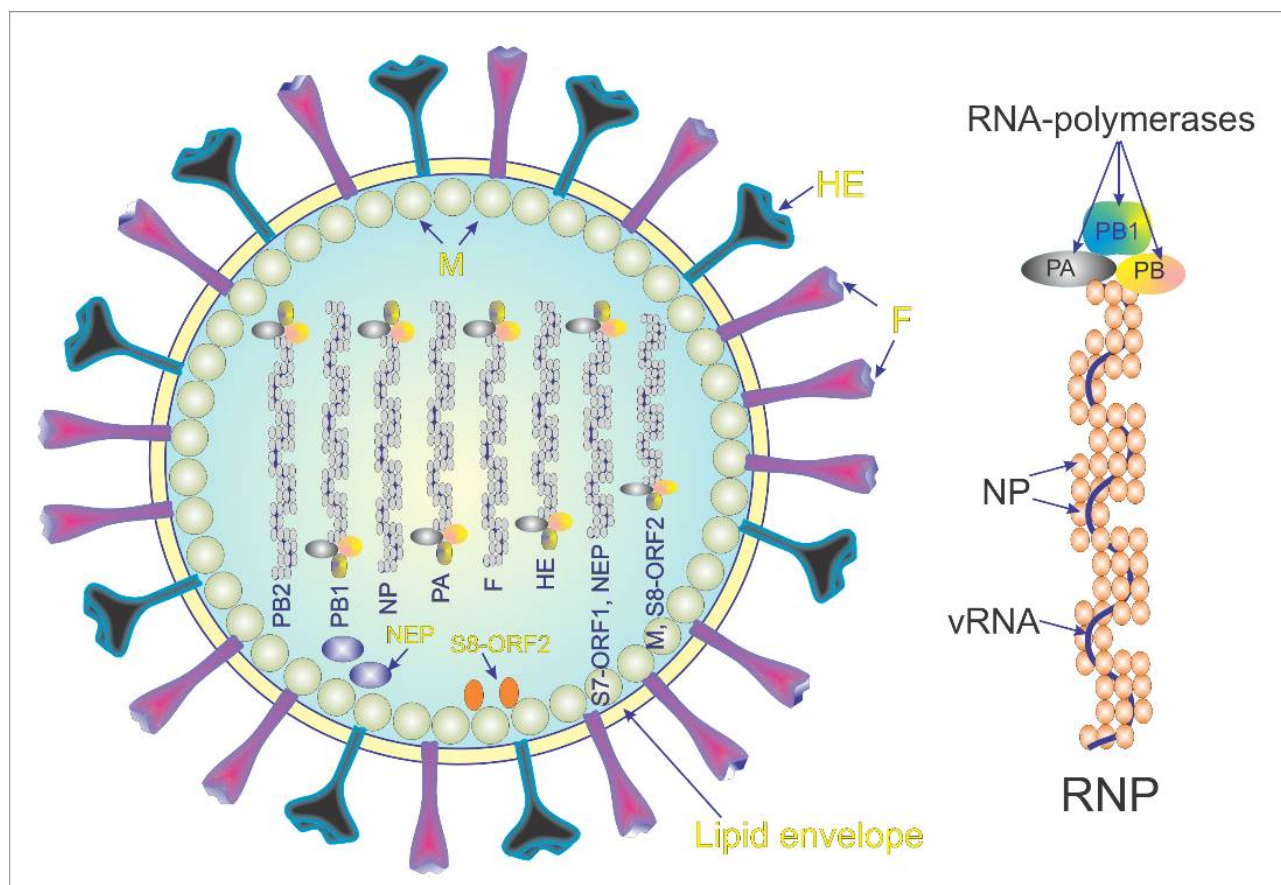
3.12.1 - Infeksiøst lakseanemivirus (ILAV)

3.12.1.1 - Agens

Infeksiøst lakseanemivirus (ILAV) forårsaker Infeksiøs lakseanemi (ILA). Viruset er et kappekledd RNA-virus som tilhører familien *Orthomyxoviridae* (genus *Isavirus*) (figur 3.3). Genomet til ILAV består av åtte segmenter av lineært, enkelttrådet negativ RNA (Cottet mfl. 2011). På basis av sekvenser og geografisk utbredelse kan viruset deles i to hovedgenotyper, europeisk (EU) og nordamerikansk (NA). På overflaten har viruspartiklene et hemagglutinin-esterase (HE) protein som består av reseptorbindende hemagglutinin og et reseptorødeleggende enzym, esterase (Kibenge og Kibenge 2016). ILAV forekommer i avirulente (ikke sykdomsfremkallende) og ulike virulente (sykdomsfremkallende) varianter. Disse har ulik sekvens i HE genet. Det såkalte hypervariable området (HPR – highly polymorphic region) i HE spiller en viktig rolle i virulensen (Mjaaland mfl. 2002, Nylund mfl. 2003, sammenfattet av Rimstad og Markussen 2020). Avirulent virus kalles HPR0, mens de virulente variantene kalles HPRdel (Nylund mfl. 2003, EFSA 2012). Det er sterke indikasjoner på at virus med HPR0 kan mutere til virulente HPRdel-varianter, og faktorene som forårsaker slike genetiske endringer (HE-delesjoner) i viruset er ikke godt forstått (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011, Plarre mfl. 2012, Christiansen mfl. 2017, Rimstad og Markussen 2020). Men, prosesser som rekombinasjon, mutasjoner, og «reassortment» antas å ha en viktig rolle i utvikling fra avirulent HPR0 til virulent HPR-del (Rimstad og Markussen 2020). I dag kan HPR0 ikke dyrkes i cellekultur, og det finnes ingen infeksjonsmodeller for fisk. For å kunne studere avirulente HPR0-varianter kan gi opphav til virulent HPRdel varianter må slike metoder etableres.

Kunnskap om robustheten til ILAV er begrenset til noen få studier. Disse varierer i metode med ulike temperaturer og vanntyper, og spriker noe i konklusjonene. Infeksjonseksperimenter viste at vevspreparater fra ILA-syk fisk forblir smittsomme i minst 20 timer i sjøvann og 4 dager i blod og nyrevev ved 6°C (Nylund mfl. 1994). Et annet studie viste at infektiviteten til ILAV i vevspreparater ble beholdt i minst 48 timer ved 0°C, 24 timer ved 10°C og 12 timer ved 15°C (Torgersen 1998). Inkubering av virussupernatant viste ikke signifikant tap i virustiter etter 14 dager ved 4°C eller 10 dager ved 15°C (Falk mfl. 1997). Rimstad og Mjaaland (2002) viste en 3-log₁₀ reduksjon i titer av ISAV etter 4 måneder i sjøvann ved 4°C. I kontrast til dette viste Vike mfl. (2014) at viruset mistet infektiviteten etter 3 timer i ikke-sterilt sjøvann og etter mindre enn 24 timer i sterilt sjøvann ved 10°C.

Studiene variere både i metoder og hvilke materier som ble undersøkt, og det er stor variasjon i hvor lenge ILAV blir funnet å forbli smittsomt. I tillegg er det vanskelig å estimere nøyaktig hvor lenge viruset kan forbli smittsomt i et naturlig miljø på grunn av mange andre påvirkende faktorer, for eksempel tilstedeværelsen av partikler og biota som kan både stabilisere og inaktivere virus. Samlet indikerer studiene at ILAV overlever i normalt miljø i relativt kort tid, og ILAV regnes derfor som et relativt lite robust virus.



Figur 3.3. Illustrasjonen viser et skjematisk ILA-virusets partikkel og struktur av RNP-kompleks.

3.12.1.2 - Utbredelse

ILA ble første gang påvist i Norge i 1984, og var et betydelig problem i norsk lakseoppdrett fram til 1990, da en rekke smitteforebyggende tiltak ble iverksatt. ILA-tilfeller og ILAV-infeksjoner forekommer fra Rogaland til Finnmark. ILAV-HPR0 er hyppig forekommende i oppdrettsfisk, mens ILAV-HPRdel og ILA forekommer sporadisk. ILAV er også påvist på Færøyene, Island, Skottland, Irland og østkysten av USA og Canada. Viruset er også blitt introdusert til Chile.

3.12.1.3 - Vertsregister

Det antas at laksefisk er naturlige verter for ILAV (HPR0). Smitteforsøk med ILAV virulent for laks på ørret (*Salmo trutta*) og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) har vist at viruset kan infisere disse artene uten å forårsake sykdom, og at disse vertene kan skille ut virus og fungere som smittebærere (Nylund og Jakobsen 1995, Nylund mfl. 1997, Snow mfl. 2001, Nylund mfl. 2019, Alarcon mfl. 2020). Smitteforsøk med kohabitantssmitte av røye (*Salvelinus alpinus*) med virulent ILAV viste at røye er mottakelig, men at få fisk blir smittet, og disse ikke utviklet sykdom (Thoresen 2020, Grove upublisert). I et smitteforsøk med injeksjon av ILAV ble det induisert sykdom og dødelighet i "ayu" og rød laks ("sockeye" - laks) i Japan, men i mindre grad enn hos atlantisk laks (Ito mfl. 2015). Stillehavslaks synes relativt resistent mot viruset i injeksjonstester (Rolland og Winton 2003).

3.12.1.4 - Smitteoverføring

Infiserte fisk kan smitte andre fisk i inntil fire uker før det oppstår tegn på sykdom. Sykdommen kan i en tidlig fase med lav dødelighet lett bli oversett, og det kan gå flere måneder før sykdomsutbrudd blir oppdaget i oppdrettsanleggene. Et slikt forløp øker sannsynligheten for at smitte spres fra lokaliteten. Viruset er til stede i blant annet skinn, slim, fekalier og urin fra laks med ILA (Totland mfl. 1996). I tillegg forekommer det i blod, som kan frigjøres ved blødninger. I et feltforsøk med ILAV-infisert stamfisk ble det vist at rogn og yngel klekt fra eggene var positiv for ILA-virus RNA. Det finnes også andre sterke indikasjoner på at vertikal smitte kan skje (Vike mfl. 2009, Marshall mfl. 2014, Nylund mfl. 2019). Smitteforsøk har vist at lakseunger i ferskvannsfasen er like mottakelig for ILAV som fisk i sjøvannsfasen.

Modellering av sykdomsutbrudd i Troms viste at smitterisiko minket med økende avstand mellom oppdrettslokaliteter, og at horisontalsmitte forklarte 50 % av utbruddene (Aldrin mfl. 2011).

Eksperimentelt er det vist at lus kan overføre infeksjonen fra fisk til fisk ved å fungere som en mekanisk vektor (Nylund mfl. 1993, Oelckers mfl. 2014). Betydning av lus for spredning av ILAV i naturen er ikke kjent. I et nylig forsøk, har det også blitt vist at laks infisert med lus er mer utsatt for ILAV under eksperimentelle forhold (Barker mfl. 2019). Fra Færøyene og Norge er det kjent at HPR0-ILAV ofte isoleres fra oppdrettslaks 2–3 måneder etter sjøsetting. Infeksjonene er forbigående, og de fleste oppdrettslokaliteter blir smittet i løpet av produksjonssyklusen (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011). Til tross for at dette tyder på horisontalsmitte av ILAV-HPR0, er det ikke etablert smitte modeller for denne ILAV-varianten.

3.12.1.5 - Sykdom – konsekvenser av smitte

ILA er i hovedsak et sykdomsproblem hos oppdrettslaks i sjøvannsfasen og er en alvorlig sykdom som kan gi høy dødelighet i oppdrett (Rimstad og Markussen 2020). Det er kun virulente ILAV-varianter, ILAV-HPRdel, som gir sykdom. ILAV-HPRdel smitter blodceller og blodkarsvev og kan gi blødning i indre organer som utvikler seg til anemi med variabel grad av dødelighet. Eksperimentelle smitteforsøk har vist at både yngel og settefisk/smolt i ferskvannsfasen er minst like mottakelig for ILAV som fisk i sjøvannsfasen.

Dødeligheten pga. ILA kan variere mellom forskjellige merd i et oppdrettsanlegg så vel som mellom forskjellige oppdrettsanlegg, og den akkumulerte dødeligheten i et anlegg kan variere fra 10 % til 90 %. Eksperimentelle smitteforsøk har vist at både yngel, parr og smolt i ferskvannsfasen er minst like mottakelig for ILAV som fisk i sjøvannsfasen. Virusmitte i ung fisk kan føre til høy dødelighet (opp mot 100 %) og dødeligheten er ofte knyttet til virusstamme og dens virulens.

3.12.1.6 - ILA i oppdretts- og rømt oppdrettsfisk

Avirulent ILAV, ILAV-HPR0, forårsaker forbigående infeksjon i oppdrettsfisk, men fører ikke til utvikling av sykdom (ILA). De fleste oppdrettslokaliteter blir smittet med denne ILAV-varianten i løpet av produksjonssyklusen (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011). Virulent ILAV, ILAV- HPRdel, var et betydelig problem i norsk lakseoppdrett fram til 1990. Flere andre land har også hatt store utfordringer med ILA. Blant annet hadde ILA-epidemien i Chile i perioden 2007–2009 dramatiske konsekvenser med nesten fullstendig kollaps i næringen.

I Norge har det vært 10–15 årlig ILA-tilfeller de siste årene (2015-2019), og i 2020 er det rapportert en økning til 23 bekreftet og fem mistenkte ILA-tilfeller. Det ble rapportert 10 påvisninger og 2 mistenkte ILA-tilfeller i PO12, mens resten av tilfellene (8) er fordelt på 6 produksjonsområder (tabell 3.1).

Tabell 3.1. Antall bekreftet ILA-tilfeller registrert i 2020 (per 1. desember).

Produksjonsområde	PO2	PO3	PO5	PO8	PO10	PO11	PO12	Sum
Antall ILA tilfeller	2	2	3	1	4	1	10	23

Sykdommen kan i en kronisk fase med lav dødelighet lett bli oversett, og det kan gå flere måneder før sykdomsutbrudd blir oppdaget i oppdrettsanleggene. Et slikt forløp øker sannsynligheten for at smitte spres fra lokaliteten. ILA er en meldepliktig sykdom og ved påvisning av ILA blir det raskt satt i gang omfattende tiltak for å avgrense virusspredning til nabolokaliteter. I de fleste tilfeller vil syk fisk bli slaktet ut eller destruert raskt. Men, det kan ta noe tid å få bekreftet smitte etter mistanke, og det kan være logistiske utfordringer knyttet til for eksempel brønnbåtkapasitet og slakterikapasitet som gjør at tømning av lokalitet kan ta noen uker. I tillegg innføres alltid ytterligere tiltak med bekjempelses- og overvåkingssoner som ytterligere vil begrense smittespredning i rom og tid til både oppdrettslaks og villaks i området.

Rømt laks fra lokaliteter med ILA kan være smittet med ILAV. I Havforskningsinstituttets overvåkningsprogram er det samlet inn rømt laks flere steder i landet, over flere år. I et materiale av innsamlet tilbakevandrende laks fra Nord-Norge var omtrent 10 % av fiskene rømt oppdrettsfisk. I 5 % av disse ble det påvist ILAV (HPR0). Det ble ikke funnet virulent

ILAV (HPRdel) i noen av disse fiskene. Screening av 515 rømt laks fanget i laksefellen i Etne i perioden 2014–2017 resulterte i påvisning av ILAV-HPR0 i kun to individer. Dette er i tråd med at det er få ILAV-HPRdel tilfeller, og at ILAV-HPR0 infeksjonene er forbigående.

3.12.1.7 - Observasjoner av infeksjon i vill laksefisk

ILAV i oppdrett har sitt opphav i ville laksefiskpopulasjoner som også kan representere naturlig reservoar. Sekvensstudier viser at virusgenotyper som finnes i oppdrett kan skyldes flere introduksjoner fra villaks (Nylund mfl. 2003). Hypotesen er derfor at avirulent ILAV i oppdrettsfisk stammer fra vill laksefisk (Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011, Nylund mfl. 2003). ILAV er påvist hos vill laksefisk i Skottland (Raynard mfl. 2007) og i Norge (Plarre mfl. 2005, Plarre mfl. 2012, Madhun mfl. 2019, Nylund mfl. 2019), men det er ikke registrert sykdom (ILA) hos disse fiskene. De nyere påvisningene er HPR0-varianten, mens Raynard's mfl. (2001) skotske påvisninger ikke ble HPR-typet. En pilotstudie gjort i et ILA-område i Norge fant ingen villaks med virulent ILAV (Kileng mfl. 2011).

I overvåkingsprogrammet har Havforskningsinstituttet har samlet inn flere tusen laks over flere år og undersøkt disse for forekomst av blant annet ILAV (Tabell 3.1) (Madhun mfl. 2018, Madhun mfl. 2019). Parr fra en rekke elver på Vestlandet og i Nord-Norge er undersøkt for ILAV-smitte. Her ble det kun funnet lave mengder ILAV (ukjent HPR) i to parr fra Vestre Jakobselva i PO13. I 2020 ble utvandrende smolt fra fire ulike fjordsystemer er testet for ILAV. Her ble ILAV (ukjent HPR0) påvist i lave konsentrasjoner i én smolt fra Altafjorden (PO12). Tilbakevandrende laks fanget i sjølaksefisket i Nord-Norge (PO9-12) er også testet for ILAV (Madhun mfl. 2019). I disse laksene ble det ikke funnet ILAV-HPRdel, men ILAV-HPR0 ble påvist i 7 % av fiskene. Andelen fisk med av ILAV-HPR0 var høyest i områdene med lavest oppdrettsintensitet (PO12-13). I tillegg er laks fanget i Norskehavet, tilbakevandrende laks fra Vosso og Daleelva, Etneelva og stamlaks fra Daleelva og Etne undersøkt uten noen funn av ILAV. Observasjonene så langt tyder derfor på at ILAV, uavhengig av variant, har veldig lav forekomst i villaks uansett livsstadium.

3.12.1.8 - Smitteoverføring mellom vill og oppdrettet laksefisk

ILAV i oppdrett har sitt opphav i ville laksefiskpopulasjoner som også kan representere naturlig reservoar, og man tror at avirulent ILAV i oppdrettsfisk stammer fra vill laksefisk (Nylund mfl. 2003, Christiansen mfl. 2011, Lyngstad mfl. 2011, Nylund mfl. 2003). Det er indikasjoner på overføringer både fra oppdrett til villfisk og motsatt, men at dette ikke skjer spesielt hyppig (Nylund mfl. 2019, Madhun mfl. 2019).

Det er ikke påvist virulent ILAV (HPRdel) i villfisk. ILAV-HPR0 er påvist i villaks og oppdrettslaks fra Norge, Færøyene, Scotland og øst Canada (Cunningham mfl. 2002, Lyngstad mfl. 2012, Plarre 2012, Plarre mfl. 2012, Gagne og LeBlanc 2017, Madhun mfl. 2019). Det er foreslått at ILAV som er påvist i vill laksefisk i ferskvannsfasen enkelte steder stammer fra sykdomsutbrudd fra marine lakseoppdrettslokaliteter i nærheten, men genotyping støttet ikke dette (Raynard mfl. 2001). ILAV-HPR0 med identisk sekvens ble påvist i både villaks og rømt laks i Nord-Norge, men det var ingen sammenheng mellom prevalensen av ILAV (HPR0) og oppdrettsintensiteten (Madhun mfl. 2019). I 2020 var det moderat antall ILA-tilfeller i PO12. Ved undersøkelse av 100 utvandrende smolt fra dette området ble det funnet en laks med ILAV (ukjent HPR0).

Tabell 3.2. Resultater fra kartlegging av virusinfeksjoner i vill og rømt laks, basert på sanntids RT-PCR analyser.

Juvenil laksefisk (parr)	PO	Antall fisk	Antall positive fisk (%)	
			SAV	ILAV
<i>Vestre Jakobselv (2016)</i>	13	208	0	0
<i>Vestre Jakobselv (2019)</i>	13	47	0	2 ^a
<i>Kongsfjordelva (2019)</i>	13	26	0	0
<i>Komagelva (2019)</i>	13	40	0	0
<i>Grense-Jakobselv (2019)</i>	13	48	0	0
<i>Oselva (2014)</i>	3	109	0	0
<i>Oselva (2015)</i>	3	224	0	0
<i>Oselva (2017)</i>	3	176	0	0
<i>Etneelva (2014)</i>	3	85	0	0
<i>Eidfjordvassdraget (2014)</i>	3	176	0	0
<i>Uskedalselva (2017)</i>	3	91	0	0
<i>Uskedalselva (2018)</i>	3	83	0	0
<i>Rosendalselva (2018)</i>	3	42	0	0
<i>Omvikdalselva (2018)</i>	3	67	0	0
Utvandrende smolt				
<i>Altafjorden (2019)</i>	12	103	0	0
<i>Altafjorden (2020)</i>	12	100	0	1 ^a
<i>Trondheimsfjorden (2016)</i>	6	200	0	0
<i>Romsdalen 2020</i>	5	100	0	0
<i>Sognefjorden (2013)</i>	4	66	0	–
<i>Sognefjorden (2014)</i>	4	82	0	–
<i>Sognefjorden (2019)</i>	4	110	1	0
<i>Osterfjorden (2013)</i>	4	219	0	–
<i>Osterfjorden (2014)</i>	4	176	0	–
<i>Hardangerfjorden (2013)</i>	3	102	0	0
<i>Hardangerfjorden (2014)</i>	3	27	0	–
<i>Hardangerfjorden (2015)</i>	3	19	0	0
<i>Hardangerfjorden (2017)</i>	3	81	0	0
<i>Hardangerfjorden (2019)</i>	3	110	0	0
<i>Hardangerfjorden (2020)</i>	3	100	1	0
<i>Boknafjorden 2017</i>	2	81	0	0
<i>Boknafjorden 2019</i>	2	132	0	0
<i>Boknafjorden 2020</i>	2	52	0	0
Laks fra Norskehavet				
<i>Norskehavet (2017)</i>		32	0	0
<i>Norskehavet (2018)</i>		71	0	0
<i>Norskehavet (2019)</i>		47	0	0

Tilbakevandrende laks				
<i>Bugøynes (2012)</i>	13	165	0	16 (10) ^b
<i>Nordkapp (2012)</i>	12	25	0	5 (20) ^b
<i>Alta (2012)</i>	12	60	0	3 (5) ^b
<i>Månes (2012)</i>	10	85	0	3 (3) ^b
<i>Andøya (2012)</i>	10	25	0	0
<i>Stamnes (2012)</i>	9	17	0	0
<i>Osterfjorden (2012)</i>	4	155	0	0
<i>Osterfjorden (2013)</i>	4	306	0	0
<i>Osterfjorden (2014)</i>	4	221	0	0
<i>Etneelva (2015)</i>	3	234	0	0
<i>Etneelva (2016)</i>	3	130	0	0
Stam-/gytelaks				
<i>Daleelva (2012)</i>	4	47	0	0
<i>Daleelva (2017)</i>	4	48	0	0
<i>Daleelva (2018)</i>	4	59	1	0
<i>Daleelva (2019)</i>	4	38	2	0
<i>Etneelva (2017)</i>	3	24	0	0
<i>Etneelva (2018)</i>	3	37	0	0
Rømt laks				
<i>Nord-Norge (2010)</i>	9–13	42	0	5 (2) ^b
<i>Hardangerfjorden (2012)</i>	3	58	57 (98)	–
<i>Etneelva (2014)</i>	3	133	16 (12)	1 (<1) ^b
<i>Etneelva (2015)</i>	3	170	92 (54)	1 (<1) ^b
<i>Etneelva (2016)</i>	3	132	78 (59)	0
<i>Etneelva (2017)</i>	3	80	33 (41)	0

^a: Ukjent HPR, -: ikke testet, ^b: HPR0

3.12.2 - Salmonid alfavirus (SAV)

3.12.2.1 - Agens

Pankreassyke (Pancreas disease, PD) hos atlantisk laks og regnbueaure forårsakes av Salmonid alphavirus (SAV) (Hodneland mfl. 2005, Weston mfl. 2005). SAV er et kappekledd, positivttrådet RNA-virus i familien *Togaviridae*, slekten *Alphavirus*. Basert på analyser av nukleinsyrer som koder for virusproteinene E2 og nsP3 er SAV inndelt i 6 subtyper, referert til som SAV1–SAV6. Blant disse er SAV2 foreslått ytterligere delt i henholdsvis ferskvanns-SAV2 og marin SAV2 (Jansen mfl. 2017). På proteinnivå er de seks subtypene så like at monoklonale (dvs. monospesifikke) antistoffer laget mot en av subtypene ofte vil gjenkjenne og binde til de andre subtypene (Jewhurst mfl. 2004). Også antistoffer som laksen lager som immunsvær mot en bestemt subtype har tendens til å kryss reagere på denne måten (Graham mfl. 2014). I Norge forekommer kun de to SAV-subtypene marin SAV2 og SAV3.

SAV smitter horisontalt og virusets overlevelse i miljøet, dvs. utenfor fisken, har derfor stor betydning for dets evne til å spre seg. Det er vist at SAV som utskilles fra infisert fisk kan overleve relativt lenge i vann, men også at overlevelsestiden avhenger av temperatur og andre miljøfaktorer. Et irsk SAV1-isolat ble vist å ha en halveringstid på 4,3 dager ved 4°C og 1 dag ved 10°C, begge tilfeller i ikke-sterilt sjøvann (Graham mfl. 2007). En annen studie viste at et norsk SAV3 isolat fortsatt var smittsomt etter 3–4 uker i sjøvann ved 6°C (Jarungsiapisit mfl. 2020). Overlevelsen til

SAV1 ved ulike pH har blitt sammenlignet, og vist å være redusert ved pH 4,0 og 5,0 sammenlignet med pH 6,0 og 7,2. Til sammenligning er sjøvanns gjennomsnittlige pH ca. 8,1 (Marion mfl. 2011). Relativt beskjedne endringer i pH kan påvirke overlevelsen til virus ved å endre overflateladningene til proteinene i kappen (og ev. membranen) og derved påvirke aggregeringen av viruset (Wang mfl. 2020). Saltholdighet og tilstedeværelse av organisk materiale er også vist å påvirke overlevelsen til SAV. SAV1 overlever således betydelig kortere i sjøvann ved tilstedeværelse av organisk materiale, mens denne reduksjon er vesentlig i ferskvann (Graham mfl. 2007). Adsorpsjonen av virus til partikler i vannet kan forlenge overlevelsestiden betydelig, men mikrober kan ha motsatt effekt gjennom å inaktivere virus ved å produsere skadelige metabolitter, eller bruke virusets proteinkappe og (en eventuell) membran som kilde til næringsstoffer (Wang mfl. 2020). Samlet synes disse studiene å indikere, at SAV overlever i normalt miljø i dager til uker.

3.12.2.2 - Utbredelse

SAV-infeksjoner i oppdrett forekommer hyppigst fra Rogaland til Trøndelag, det vil si i produksjonsområdene 2 til 6, og noe mindre i PO7. Sporadiske enkelttilfeller er registrert i Nord-Norge. I områdene sør for Hustadvika er det stort sett SAV3 som er påvist (Hjortaas mfl. 2016, Sommerset mfl. 2020), mens det i Midt-Norge nord for Hustadvika opp til produksjonsområde 7 hovedsakelig er påvist SAV2. Flytting av fisk er sannsynligvis årsaken til de enkeltstående tilfellene i Nord-Norge (Hjortaas mfl. 2016). I Norge påviste man lenge kun én subtype, SAV3, som rammet både regnbueaure og laks på Vestlandet. Påvisninger i 2010 i Romsdalsområdet ble senere typet som SAV2, en subtype ikke tidligere påvist i Norge. De påfølgende årene så man en spredning av SAV2 nordover i Trøndelag (Hjortaas mfl. 2013, Bornø og Lie Linaker 2015, Hjortaas mfl. 2016). Denne SAV2-varianten ligner en variant påvist hos laks i sjøoppdrett i Skottland, og representerer en sannsynlig introduksjon (Karlsen mfl. 2014). I 2014 og 2015 ble SAV2 påvist i Sogn og Fjordane (Nordfjord), hvilket antyder spredning sørover (Hjeltnes mfl. 2016). Det er ikke påvist / bekreftet nye SAV2-tilfeller i Nordfjord etter at "Forskrift om bekjempelse av SAV2 i Nordfjord, Sogn og Fjordane" trådte i kraft. [I 2019 og 2020 ble det påvist SAV2 i Suldal i Rogaland og det ble opprettet et kontrollområde.](#)

3.12.2.3 - Vertsregister

SAV3 påvirker både laks og regnbueørret i sjøoppdrett. SAV2 var de første årene kun kjent fra laks, men ble i 2014 også rapportert fra regnbueørret (Bornø og Lie Linaker 2015). I brunørret injisert med SAV ble det påvist begrenset og forbigående pankreas patologi, men fisken utviklet ikke PD (Boucher mfl. 1995, McLoughlin og Graham 2007). Nye data viser at brunørret kan infiseres med både bad- og kohabitasjonssmitte og at liten yngel kan utvikle en begrenset dødelighet (Grove upubliserte resultater fra HI). Laks, regnbueørret og brunørret er mottakelige i både ferskvann og sjøvann. Det er også rapportert om SAV2-infeksjon i oppdrettsrøye i Østerrike (Lewisch mfl. 2018). SAV-subtypene (1 og 5) har blitt påvist i flere marine fiskearter i Irland og Skottland (Snow mfl. 2010, Bruno mfl. 2014, McCleary mfl. 2014, Simons mfl. 2016), men det er bare sandflyndre (*Limanda limanda*) som oppfyller [kravene](#) for å kunne regnes som mottakelig.

Disse funnene antyder at andre ville fiskearter kan være naturlige bærere av SAV. Nylig ble SAV6 funnet i villfanget berggylt (*Labrus berggylta*) i Irland (Ruane mfl. 2018). Dette er interessant siden tidligere smitteforsøk utført i Norge har antydnet at berggylt ikke er mottakelig for SAV2 eller SAV3 (Rosaeg mfl. 2017b).

3.12.2.4 - Smitteoverføring

Data tilsier at SAV smitter horisontalt. Dette støttes av fylogenetiske studier, vellykket overføring blant fisk ved kohabitasjonsstudier, påvist overføring mellom oppdrettsanlegg, samt studier av overlevelse av SAV i sjøvann og hvordan SAV spres via strømmer i havet (Nelson mfl. 1995, McLoughlin mfl. 1996, Graham mfl. 2007, Kristoffersen mfl. 2009, Viljugrein mfl. 2009, Jansen mfl. 2010, Graham mfl. 2011, Jarungsiapisit mfl. 2020). Vertikal smitte er foreslått (Castric mfl. 2005, Bratland og Nylund 2009), men hypotesen har liten støtte (Jansen mfl. 2010, Kongtorp mfl. 2010, Snow mfl. 2010).

Smitte via vann og vannmasser synes å forklare mye av smittespredningen i oppdrett, herunder regionale PD-utbrudd (Stene mfl. 2014), men flytting av smittebærende fisk er en sentral risikofaktor for spredning av smitte over lange

avstander. Modellering har vist at nærhet til anlegg med utbrudd øker risikoen for sykdomsutbrudd (Kristoffersen mfl. 2009). I tillegg er felles bruk av brønnbåter en mulig smittevei innad i regioner (Lyngstad mfl. 2015). Brønnbåter brukt både på Nordvestlandet og på Shetland kan også være ansvarlige for introduksjonen av SAV2 til Norge (Hjortaas mfl. 2016).

Resultater fra smitteforsøk tyder på at SAV kan skilles ut fra infisert fisk gjennom avføring og slim (Graham mfl. 2011), og viruset kan påvises i vann hvor det er SAV-smittet fisk. Perioden der SAV skilles ut til miljøet vil variere fra noen dager til flere uker etter smitte på bakgrunn av blant annet smittevei, vert, agens og miljøfaktorer (McLoughlin mfl. 2006, Andersen mfl. 2010, Jarungsiapisit mfl. 2016a). For en oversikt se Jarungsiapisit (2016). Ved badsmitte ble virusutskillelse observert fra 7 til 21 dager etter smitte, og man fant også at tiden fra smitte til viremi varierer med infeksjonsdose (Jarungsiapisit mfl. 2016b). Overlevende laks er blitt antatt å kunne bli livstidsbærere av viruset, men kun 6 måneder er dokumentert (Andersen mfl. 2007). SAV er også blitt påvist i overflatefilm som dannes av fettfraksjonen som lekker ut av syk fisk. Siden strømhastigheten ofte er høyest i overflaten, kan slike overflatefilmer trolig bli transportert over relativt store avstander (Stene mfl. 2016).

En kjenner ikke med sikkerhet inngangsportalen til viruset, men antar at gjeller (Graham mfl. 2010, Graham mfl. 2011, Mitchell og Rodger 2011) eller tarm er sannsynlige inngangsportaler.

SAV3 er også påvist med PCR og sekvensering i lakselus (Karlsen mfl. 2006, Petterson mfl. 2009), men det er ikke blitt demonstrert at viruset kan replikere i lusen eller at lus kan overføre SAV til fisken. SAV har hittil ikke blitt påvist i villfanget eller oppdrettet rensefisk som brukes for kontroll av lakselus (Johansen mfl. 2016).

3.12.2.5 - Sykdom – konsekvenser av smitte

I eksperimentelle forsøk er det påvist at laks i alle aldre er mottakelige for SAV3. Dødeligheten er høy hos yngel, lav til moderat hos parr og sjelden hos post-smolt og større fisk (upubliserte resultater fra HI). Fisk med PD viser nedsatt appetitt og vekst, og får ofte dårlig kondisjon. Histologisk ses særlig skader i pankreas, hjerte og skjelettmuskulatur, men andre vev og organer kan også påvirkes (Ferguson mfl. 1986a, Ferguson mfl. 1986b, Murphy mfl. 1992, McLoughlin mfl. 1996, McLoughlin mfl. 2002, McLoughlin mfl. 2006, Christie mfl. 2007, Taksdal mfl. 2007, Andersen 2012). Det er ikke godt kjent hvilke målceller viruset har i laksen, men viruset er påvist i pankreasceller, i somatiske røde muskelfibre, og i muskelsatellittceller i regnbueaure (Villoing mfl. 2000, Moriette mfl. 2005, Taksdal mfl. 2007, Biacchesi mfl. 2016). Eksperimentelle smitteforsøk tyder på at laks nylig smittet med PRV er midlertidig beskyttet mot en påfølgende SAV-infeksjon og videre utvikling av sykdom (Lund mfl. 2016, Rosaeg mfl. 2017a).

Dødeligheten i oppdrett er variabel, fra akutte utbrudd med høy dødelighet (Crockford mfl. 1999, Taksdal mfl. 2007) til et gradvis forløp med lav dødelighet som resulterer i et høyt innslag av varige bærere (Graham mfl. 2006). Data fra 2016 viser en dødelighet under praktiske oppdrettsforhold i Norge på mellom 5 og 60 % (Bang-Jensen mfl. 2016). Ved utbrudd forårsaket av SAV2 ser en generelt lavere dødelighet enn med SAV3 (Bornø og Lie Linaker 2015, Jansen mfl. 2015). Patologien er lik, men ofte mindre omfattende i feltutbrudd med SAV2 (Bornø og Lie Linaker 2015, Jansen mfl. 2015). Virus kan påvises over lang tid i en oppdrettspopulasjon og det kan tolkes som at bare deler av populasjonen smittes tidlig og at nye fisk smittes kontinuerlig. Eksperimentelle data viser imidlertid at SAV3 smitter relativt synkront ved kohabitasjonssmitte (Graham mfl. 2011). Fra villfisk finnes det ingen data for dødelighet under naturlige forhold.

Faktorer som utløser et utbrudd er ikke godt kjent, men konstant smittepress, smitte i nærliggende oppdrettsanlegg og stress ved avlusning har vært formidlet av driftsledere, fiskehelsetjenester og mattilsynet som viktige for å trigge utbrudd av PD (Bang-Jensen mfl. 2016, Jansen mfl. 2017). Stigende temperaturer over tid i sjøen kan også være en viktig faktor, som blant annet gir redusert inkubasjonstid (Stene 2013). Andre risikofaktorer for utbrudd inkluderer høyt fôropptak, mye lus, bruk av høstsmolt og tidligere IPN-utbrudd (Rodger og Mitchell 2007, Kristoffersen mfl. 2009, Bang Jensen mfl. 2012).

I 2018 og 2019 ble det gjennomført smoltutsettingsforsøk i både Etneelva og Daleelva for å studere effekten av SAV-smitte på sjøoverlevelse hos smolt. I forsøket ble totalt 52 000 klekkeriproduserte smolt PIT-merket og delt i 2 grupper: en gruppe smolt vaksinert mot PD og en ubehandlet kontrollgruppe. Foreløpig resultat fra forsøket tyder på at det ikke

var signifikant forskjell i tilbakevandring mellom vaksinegruppen og kontrollgruppen. Resultatene kan indikere at PD-tilfeller i oppdrett hadde lite betydning på overlevelse av utvandrende smolt i de områdene.

3.12.2.6 - SAV i oppdretts- og rømt oppdrettsfisk

Det var 152 PD-tilfeller i 2019, og antall tilfeller har vært relativt stabilt de siste årene (Sommerset mfl. 2020). Av disse forårsaket SAV2 56 tilfeller i 2019 (Sommerset mfl. 2020). Det er forskjeller mellom SAV-regionene med tanke på når SAV-tilfellene opptrer. Sør for Hustadvika er det flest tilfeller om sommeren (mai–august), mens det nord for Hustadvika er flest sent på høsten (Bornø og Lie Linaker 2015, Sommerset mfl. 2020). Nylig rømt laksefisk i områder med PD er ofte SAV-infisert (Madhun mfl. 2015, Nylund mfl. 2015, Svåsand mfl. 2015, Madhun mfl. 2017). Madhun mfl. (2015) fant at rømt laks i Hardanger vandret opp i en nærliggende elv kort tid etter rømming. Nesten alle disse var infisert med SAV, dels med store virusmengder. Resultater fra screening av rømt laks som ble fanget i laksefellen i Etne i perioden 2014–2017 har vist at 53 % av den rømte laksen var smittet med lave til moderate mengder SAV.

SAV-subtypene vi finner i Norge forårsaker pankreassyke (PD) hos laks og regnbueørret oppdrettet i sjø. Utbrudd av PD kommer ofte på fisk innen ett år etter sjøutsett, men i noen tilfeller av SAV2, også på smoltgrupper som ble syke kort tid etter sjøsetting. Laks er mer mottakelig for SAV3 i perioden kort tid etter sjøutsett (Jarungsiapisit mfl. 2016a). Utbrudd av PD kan forekomme lenge etter sjøutsett, og gir derfor lite informasjon om når fisken ble infisert. Det er ikke påvist kliniske utbrudd i ferskvann, men dette kan induseres eksperimentelt.

Infeksjonsstudier på yngel og postsmolt viste at arvelig QTL kunne forklare moderat til høy PD resistens (Gonen mfl. 2015). Bruk av slik PD-resistent smolt kan bidra til en positiv utvikling både med hensyn til å redusere PD-utbrudd og spredning til villfisk og til andre lokaliteter. Det er funnet redusert utskillelse av virus etter vaksinerings mot SAV (Skjold mfl. 2016), noe som kan redusere utslipp av virus til omgivelsene.

3.12.2.7 - Observasjoner av infeksjon i villfisk

SAV1- og SAV5-infeksjoner er påvist i marine flatfisk (Snow mfl. 2010, McCleary mfl. 2014) i Skottland og Irland. På basis av fylogeografiske analyser, foreslo Karlsen mfl. (2014) at SAV har opphav i vill marin fisk i Nordsjøområdet. Påvisninger av SAV i flatfisk kan tyde på at disse representerer et miljøreservoar for SAV, men det kan ikke utelukkes at flatfisk også kan smittes av SAV fra oppdrett. Bortsett fra få påvisningstilfeller, har SAV-infeksjoner ikke blitt påvist i flere omfattende undersøkelser av vill laksefisk tatt i sjø eller elv i Norge (se tabell 3.2, under kapittel 3.12.1) (Biering mfl. 2013, Madhun mfl. 2014, Nielsen mfl. 2014, Plarre og Nylund 2014, Garseth mfl. 2015, Svåsand mfl. 2015, Hjeltnes mfl. 2017), selv om et stort antall laks er blitt undersøkt. Det skal foreligge en påvisning (upublisert) av SAV3 i brunørret og sjørørret tatt i elv på Vestlandet (Nylund og Graham 2007a).

3.12.2.8 - Smitteoverføring mellom vill og oppdrettet fisk

SAV3 er trolig hjemmehørende i Norge, men et naturlig reservoar er ikke med sikkerhet fastslått. Til tross for at SAV3 i oppdrett stammer fra en naturlig forekommende vert, foreligger det ikke bevis for en smitteoverføring fra vill laksefisk til oppdrettslaks. SAV2 representerer en sannsynlig introduksjon (Karlsen mfl. 2014), og har ikke sitt opphav fra villfisk her i Norge. Det foreligger heller ikke data som viser at SAV smitter fra oppdrettet til vill laksefisk i sjø, til tross for et høyt antall utbrudd og overvåking av virus i villfisk over mange år. SAV-infisert rømt laks kan trolig spre smitte i elver, men smitte til vill laksefisk i elver i PD-sonen med høy andel rømt laks er hittil ikke vist.

3.13 – Referanser

Alarcon, M, Moldal, T, Dverdal Jansen, M, Aamelfot, M, Sindre, H, Lyngstad, TM og Falk, K (2020). "Infectious salmon anaemia virus detected by RT-qPCR in Norwegian farmed rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)." *Journal of Fish Diseases*.

Aldrin, M, Lyngstad, TM, Kristoffersen, AB, Storvik, B, Borgan, O og Jansen, PA (2011). "Modelling the spread of infectious salmon anaemia among salmon farms based on seaway distances between farms and genetic relationships between infectious salmon anaemia virus isolates." *Journal of the Royal Society Interface* 8 (62): 1346–1356.

- Andersen, L (2012). Alphavirus infection in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. – Viral Pathogenesis. PhD, University of Bergen.
- Andersen, L, Bratland, A, Hodneland, K og Nylund, A (2007). "Tissue tropism of salmonid alphaviruses (subtypes SAV1 and SAV3) in experimentally challenged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)." *Archives of Virology* 152 (10): 1871–1883.
- Andersen, L, Hodneland, K og Nylund, A (2010). "No influence of oxygen levels on pathogenesis and virus shedding in Salmonid alphavirus (SAV)-challenged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)." *Virology Journal* 7.
- Anderson, RM og May, MM (1979). "Population biology of infectious diseases: Part I." *Nature* 280.
- Asplin, L, Johnsen, IA, Sandvik, AD, Albretsen, J, Sundfjord, V, Aure, J og Boxaspen, KK (2014). "Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord." *Marine Biology Research* 10(3): 216–225.
- Asplin, L, Salvenes, AGV og Kristoffersen, JB (1999). "Nonlocal wind-driven fjord–coast advection and its potential effect on plankton and fish recruitment." *Fisheries Oceanography* 8(4): 255–263.
- Bakke, TA og Harris, PD (1998). "Diseases and parasites in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 247–266.
- Bang-Jensen, B, Lillehaug, A og Jansen, MD (2016). Pankreassykdom hos laksefisk – review, del 2: Erfaring fra felt. Veterinærinstituttets rapportserie. Oslo, Norway, Veterinærinstituttet: 39.
- Bang Jensen, B, Kristoffersen, AB, Myr, C og Brun, E (2012). "Cohort study of effect of vaccination on pancreas disease in Norwegian salmon aquaculture." *Dis Aquat Organ* 102(1): 23–31.
- Barja, JL, Toranzo, AE, Lemos, ML og Hetrick, FM (1983). "Influence of water temperature and salinity on the survival of IPN and IHN viruses." *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 3(4): 47–50.
- Barker, SE, Bricknell, IR, Covello, J, Purcell, S, Fast, MD, Wolters, W og Bouchard, DA (2019). "Sea lice, *Lepeophtheirus salmonis* (Kroyer 1837), infected Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) are more susceptible to infectious salmon anemia virus." *PLoS One* 14(1).
- Biacchesi, S, Jouvion, G, Merour, E, Boukadiri, A, Desdouits, M, Ozden, S, Huerre, M, Ceccaldi, PE og Bremont, M (2016). "Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) muscle satellite cells are targets of salmonid alphavirus infection." *Vet Res* 47: 9.
- Biering, E, Madhun, A, Isachsen, CH, Omdal, LM, Einen, ACB, Garseth, AH, Bjørn, PA, Nilsen, R og Karlsbakk, E. (2013). "Annual Report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway." Rapport fra Havforskningsinstituttet.
- Bornø, G og Lie Linaker, M, Eds. (2015). Fiskehelserapporten 2014. Harstad, Veterinærinstituttet.
- Botzler, RG og Brown, RN (2014). *Foundations of Wildlife Diseases* , University of California Press.
- Boucher, P, Raynard, RS, Houghton, G og Laurencin, FB (1995). "Comparative experimental transmission of pancreas disease in Atlantic salmon, rainbow trout and brown trout." *Diseases of Aquatic Organisms* 22: 19–24.
- Bratland, A og Nylund, A (2009). "Studies on the Possibility of Vertical Transmission of Norwegian Salmonid Alphavirus in Production of Atlantic Salmon in Norway." *Journal of Aquatic Animal Health* 21(3): 173–178.
- Bruno, DW, Noguera, PA, Black, J, Murray, W, MacQueen, DJ og Matejusova, I (2014). "Identification of a wild reservoir of salmonid alphavirus in common DAB Limanda limanda, with emphasis on virus culture and sequencing." *Aquaculture Environment Interactions* 5(1): 89–98.
- Castric, J, Cabon, J og Le Ven, A (2005). Experimental study of vertical transmission of sleeping disease virus (SDV) in

rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). 12th International EAAP conference, Copenhagen, Denmark.

Christiansen, DH, Mcbeath, AJA, Aamelfot, M, Matejusova, I, Fourrier, M, White, P, Petersen, PE og Falk, K (2017). "First field evidence of the evolution from a non-virulent HPR0 to a virulent HPR-deleted infectious salmon anaemia virus." *Journal of General Virology* 98(4): 595–606.

Christiansen, DH, Ostergaard, PS, Snow, M, Dale, OB og Falk, K (2011). "A low-pathogenic variant of infectious salmon anemia virus (ISAV-HPR0) is highly prevalent and causes a non-clinical transient infection in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Faroe Islands." *Journal of General Virology* 92: 909–918.

Christie, KE, Graham, DA, McLoughlin, MF, Villoing, S, Todd, D og Knappskog, D (2007). "Experimental infection of Atlantic salmon *Salmo salar* pre-smolts by i.p. injection with new Irish and Norwegian salmonid alphavirus (SAV) isolates: a comparative study." *Diseases of Aquatic Organisms* 75(1): 13–22.

Combes, C (2001). *Parasitism: The ecology and evolution of intimate interactions*. Chicago, USA, Univ. Chicago Press.

Cottet, L, Rivas-Aravena, A, Cortez-San Martin, M, Sandino, AM og Spencer, E (2011). "Infectious salmon anemia virus—genetics and pathogenesis." *Virus Res* 155(1): 10–19.

Crockford, T, Menzies, FD, McLoughlin, MF, Wheatley, SB og Goodall, EA (1999). "Aspects of the epizootiology of pancreas disease in farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in Ireland." *Diseases of Aquatic Organisms* 36(2): 113–119.

Cunningham, CO, Gregory, A, Black, J, Simpson, I og Raynard, RS (2002). "A novel variant of the infectious salmon anaemia virus (ISAV) haemagglutinin gene suggests mechanisms for virus diversity." *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 22(6): 366–374.

EFSA (2012). Scientific opinion on infectious salmon anaemia (ISA). EFSA Journal. Parma, Italy, EFSA Panel on Animal Health and Welfare. 10: 2971.

Falk, K, Namork, E, Rimstad, E, Mjaaland, S og Dannevig, BH (1997). "Characterization of infectious salmon anemia virus, an orthomyxo-like virus isolated from Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)." *J Virol* 71 (12): 9016–9023.

Ferguson, HW, Rice, DA og Lynas, JK (1986a). "Clinical Pathology of Myodegeneration (Pancreas Disease) in Atlantic Salmon (*Salmo-Salar*)." *Veterinary Record* 119 (12): 297–299.

Ferguson, HW, Roberts, RJ, Richards, RH, Collins, RO og Rice, DA (1986b). "Severe Degenerative Cardiomyopathy Associated with Pancreas Disease in Atlantic Salmon, *Salmo-Salar* L." *Journal of Fish Diseases* 9(1): 95–98.

Foreman, MGG, Guo, M, Garver, KA, Stucchi, D, Chandler, P, Wan, D, Morrison, J og Tuele, D (2015). "Modelling Infectious Hematopoietic Necrosis Virus Dispersion from Marine Salmon Farms in the Discovery Islands, British Columbia, Canada." *PLoS One* 10(6): 25.

Gagne, N og Leblanc, F (2017). "Overview of infectious salmon anaemia virus (ISAV) in Atlantic Canada and first report of an ISAV North American-HPR0 subtype." *Journal of Fish Diseases*.

Garseth, ÅH, Madhun, A, Biering, E, Isachsen, CH, Fiksdal, IU, Einen, AC, Barlaup, B og Karlsbakk, E (2015). Annual report on health monitoring of wild anadromous salmonids in Norway. Veterinærinstituttets rapportserie/Rapport fra Havforskningsinstituttet. Trondheim/Bergen, Veterinærinstituttet/Havforskningsinstituttet: 16.

Gonen, S, Baranski, M, Thorland, I, Norris, A, Grove, H, Arnesen, P, Bakke, H, Lien, S, Bishop, SC og 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, Fringuelli, E, Wilson, C, Rowley, HM, Brown, A, Rodger, H, McLoughlin, MF, McManus, C, Casey, E, McCarthy, LJ og Ruane, NM (2010). "Prospective longitudinal studies of salmonid alphavirus infections on two Atlantic

salmon farms in Ireland; evidence for viral persistence." *Journal of Fish Diseases* 33(2): 123–135.

Graham, DA, Frost, P, McLaughlin, K, Rowley, HM, Gabestad, I, Gordon, A og McLoughlin, MF (2011). "A comparative study of marine salmonid alphavirus subtypes 1–6 using an experimental cohabitation challenge model." *Journal of Fish Diseases* 34(4): 273–286.

Graham, DA, Jewhurst, H, McLoughlin, MF, Sourd, P, Rowley, HM, Taylor, C og Todd, D (2006). "Sub-clinical infection of farmed Atlantic salmon *Salmo salar* with salmonid alphavirus – a prospective longitudinal study." *Diseases of Aquatic Organisms* 72(3): 193–199.

Graham, DA, Rowley, HR og Frost, P (2014). "Cross-neutralization studies with salmonid alphavirus subtype 1–6 strains: results with sera from experimental studies and natural infections." *Journal of Fish Diseases* 37(8): 683–691.

Graham, DA, Staples, C, Wilson, CJ, Jewhurst, H, Cherry, K, Gordon, A og Rowley, HM (2007). "Biophysical properties of salmonid alphaviruses: influence of temperature and pH on virus survival." *Journal of Fish Diseases* 30(9): 533–543.

Grefsrud, ES, Glover, KA, Grøsvik, BE, Husa, V, Karlsen, Ø, Kristiansen, T, Kvamme, BO, Mortensen, S, Samuelsen, OB, Stien, LH og Svåsand, T (2018). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2018. Fisken og Havet*. Bergen, Norge, Havforskningsinstituttet. særnr. 1-2018: 184.

Hawley, LM og Garver, KA (2008). "Stability of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) in freshwater and seawater at various temperatures." *Diseases of Aquatic Organisms* 82(3): 171–178.

Hjeltnes, B, Bornø, G, Jansen, MD, Haukaas, A og Walde, CS, Eds. (2017). *Fiskehelserapporten 2016*. Veterinærinstituttets rapportserie. Oslo, Norge, Veterinærinstituttet.

Hjeltnes, B, Walde, C og Bang Jensen, B (2016). *Fiskehelserapporten 2015*. Veterinærinstituttet rapportserie. Oslo, Norge, Veterinærinstituttet: 39.

Hjortaas, MJ, Bang Jensen, B, Taksdal, T, Olsen, AB, Lillehaug, A, Trettenes, E og Sindre, H (2016). "Genetic characterization of salmonid alphavirus in Norway." *Journal of Fish Diseases* 39(2): 249–257.

Hjortaas, MJ, Skjelstad, HR, Taksdal, T, Olsen, AB, Johansen, R, Bang-Jensen, B, Orpetveit, I og Sindre, H (2013). "The first detections of subtype 2-related salmonid alphavirus (SAV2) in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway." *Journal of Fish Diseases* 36(1): 71–74.

Hodneland, K, Bratland, A, Christie, KE, Endresen, C og Nylund, A (2005). "New subtype of salmonid alphavirus (SAV), Togaviridae, from Atlantic salmon *Salmo salar* and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in Norway." *Diseases of Aquatic Organisms* 66(2): 113–120.

Huse, G (2020). *Havforskningsinstituttets langsiktige overvåkingsplan*.

Ito, T, Oseko, N og Ototake, M (2015). "Susceptibility of Amago trout, *Oncorhynchus masou macrostomus* (Gunther) to an isolate of infectious salmon anaemia virus." *Journal of Fish Diseases* 38(2): 237–240.

Jansen, MD, Bang Jensen, B, McLoughlin, MF, Rodger, HD, Taksdal, T, Sindre, H, Graham, DA og Lillehaug, A (2017). "The epidemiology of pancreas disease in salmonid aquaculture: a summary of the current state of knowledge." *Journal of Fish Diseases* 40(1): 141–155.

Jansen, MD, Jensen, BB og Brun, E (2015). "Clinical manifestations of pancreas disease outbreaks in Norwegian marine salmon farming – variations due to salmonid alphavirus subtype." *Journal of Fish Diseases* 38(4): 343–353.

Jansen, MD, Taksdal, T, Wasmuth, MA, Gjerset, B, Brun, E, Olsen, AB, Breck, O og Sandberg, M (2010). "Salmonid alphavirus (SAV) and pancreas disease (PD) in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in freshwater and seawater sites in Norway from 2006 to 2008." *Journal of Fish Diseases* 33(5): 391–402.

- Jarungsriapisit, J (2016). Salmonid alphavirus infection in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Bath challenge model, viral shedding and host susceptibility. PhD, University of Bergen.
- Jarungsriapisit, J, Moore, LJ, Mæhle, S, Skar, C, Einen, AC, Fiksdal, IU, Morton, HC, Stefansson, SO, Taranger, GL og 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, Fjellidal, PG, Evensen, O og 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.
- Jarungsriapisit, J, Nuñez-Ortiz, N, Nordbø, J, Moore, LJ, Mæhle, S og Patel, S (2020). "The effect of temperature on the survival of salmonid alphavirus analysed using in vitro and in vivo methods." *Aquaculture* 516.
- Jewhurst, VA, Todd, D, Rowley, HM, Walker, IW, Weston, JH, McLoughlin, MF og Graham, DA (2004). "Detection and antigenic characterization of salmonid alphavirus isolates from sera obtained from farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and farmed rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)." *Journal of Fish Diseases* 27(3): 143–149.
- Johansen, LH, Colquhoun, D, Hansen, H, Hildre, S, Wergeland, HI og Mikalsen, HE (2016). Analyse av sykdomsrelatert risiko forbundet med bruk av villfanget og oppdrettet rensefisk for kontroll av lakselus, Nofima: 60.
- Johnsen, BO og Jensen, AJ (1991). "The Gyrodactylus Story in Norway." *Aquaculture* 98 (1-3): 289–302.
- Johnsen, BO og Jensen, AJ (1994). "The spread of furunculosis in salmonids in Norwegian rivers." *Journal of Fish Biology* 45(1): 47–55.
- Karlsen, M, Gjerset, B, Hansen, T og 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.
- Karlsen, M, Hodneland, K, Endresen, C og Nylund, A (2006). "Genetic stability within the Norwegian subtype of salmonid alphavirus (family Togaviridae)." *Archives of Virology* 151(5): 861–874.
- Kibenge, FSB og Kibenge, MJT (2016). Orthomyxoviruses of Fish. *Aquaculture Virology*: 299–326.
- Kileng, Ø, Johansen, L-H og Jensen, I (2011). ILA-virus i villfisk og oppdrettsfisk i Troms. Nofima, Tromsø, Norge, Nofima.
- Kongtorp, RT, Stene, A, Andreassen, PA, Aspehaug, V, Graham, DA, Lyngstad, TM, Olsen, AB, Olsen, RS, Sandberg, M, Santi, N, Wallace, C og Breck, O (2010). "Lack of evidence for vertical transmission of SAV 3 using gametes of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., exposed by natural and experimental routes." *Journal of Fish Diseases* 33 (11): 879–888.
- Kristoffersen, AB, Viljugrein, H, Kongtorp, RT, Brun, E og Jansen, PA (2009). "Risk factors for pancreas disease (PD) outbreaks in farmed Atlantic salmon and rainbow trout in Norway during 2003-2007." *Prev Vet Med* 90 (1-2): 127–136.
- Lewisch, E, Frank, T, Soliman, H, Schachner, O, Friedl, A og El-Matbouli, M (2018). "First confirmation of salmonid alphavirus infection in Arctic char *Salvelinus alpinus* and in Austria." *Diseases of Aquatic Organisms* 130(1): 71–76.
- Lund, M, Rosaeg, MV, Krasnov, A, Timmerhaus, G, Nyman, IB, Aspehaug, V, Rimstad, E og Dahle, MK (2016). "Experimental Piscine orthoreovirus infection mediates protection against pancreas disease in Atlantic salmon (*Salmo salar*)." *Vet Res* 47(1): 107.
- Lundebye, AK, Lock, EJ, Rasinger, JD, Nostbakken, OJ, Hannisdal, R, Karlsbakk, E, Wennevik, V, Madhun, AS, Madsen, L, Graff, IE og Ornsrud, 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.

Lyngstad, T, Høgåsen, HR, Jansen, MD og Nilsen, A (2015). Risk of disease transfer with wellboats in Norway – Technical report. Veterinærinstituttets rapportserie: 55.

Lyngstad, TM, Hjortaas, MJ, Kristoffersen, AB, Markussen, T, Karlsen, ET, Jonassen, CM og Jansen, PA (2011). "Use of Molecular Epidemiology to Trace Transmission Pathways for Infectious Salmon Anaemia Virus (ISAV) in Norwegian Salmon Farming." *Epidemics* 3(1): 1–11.

Lyngstad, TM, Kristoffersen, AB, Hjortaas, MJ, Devold, M, Aspehaug, V, Larssen, RB og Jansen, PA (2012). "Low virulent infectious salmon anaemia virus (ISAV-HPR0) is prevalent and geographically structured in Norwegian salmon farming." *Diseases of Aquatic Organisms* 101(3): 197–206.

Madhun, AS, Biering, E, Isachsen, CH, Omdal, LM, Einen, ACB, Wennevik, V, Svåsand, T og 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, Bjørn, PA, Nilsen, R og 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, Isachsen, CH, Omdal, LM, Einen, ACB, Maehle, S, Wennevik, V, Niemela, E, Svasand, T og Karlsbakk, E (2018). "Prevalence of piscine orthoreovirus and salmonid alphavirus in sea-caught returning adult Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in northern Norway." *Journal of Fish Diseases* 41(5): 797–803.

Madhun, AS, Karlsbakk, E, Isachsen, CH, Omdal, LM, Eide Sorvik, AG, Skaala, O, Barlaup, BT og 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, Maehle, S, Wennevik, V og Karlsbakk, E (2019). "Prevalence and genotypes of infectious salmon anaemia virus (ISAV) in returning wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in northern Norway." *Journal of Fish Diseases* 42(8): 1217–1221.

Madhun, AS, Wennevik, V, Skilbrei, OT, Karlsbakk, E, Skaala, O, Fiksdal, IU, Meier, S, Tang, YK og 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.

Marion, GM, Millero, FJ, Camoes, MF, Spitzer, P, Feistel, R og Chen, CTA (2011). "pH of seawater." *Marine Chemistry* 126 (1-4): 89–96.

Marshall, SH, Ramirez, R, Labra, A, Carmona, M og Munoz, C (2014). "Bona Fide Evidence for Natural Vertical Transmission of Infectious Salmon Anemia Virus in Freshwater Brood Stocks of Farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Southern Chile." *J Virol* 88 (11): 6012–6018.

McCleary, S, Giltrap, M, Henshilwood, K og Ruane, NM (2014). "Detection of salmonid alphavirus RNA in Celtic and Irish Sea flatfish." *Diseases of Aquatic Organisms* 109(1): 1–7.

McLoughlin, MF og Graham, DA (2007). "Alphavirus infections in salmonids – a review." *Journal of Fish Diseases* 30(9): 511–531.

McLoughlin, MF, Graham, DA, Norris, A, Matthews, D, Foyle, L, Rowley, HM, Jewhurst, H, Macphee, J og Todd, D (2006). "Virological, serological and histopathological evaluation of fish strain susceptibility to experimental infection with salmonid alphavirus." *Diseases of Aquatic Organisms* 72(2): 125–133.

- McLoughlin, MF, Nelson, RN, McCormick, JI, Rowley, HM og Bryson, DB (2002). "Clinical and histopathological features of naturally occurring pancreas disease in farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L." *Journal of Fish Diseases* 25(1): 33–43.
- McLoughlin, MF, Nelson, RT, Rowley, HM, Cox, DI og Grant, AN (1996). "Experimental pancreas disease in Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts induced by salmon pancreas disease virus (SPDV)." *Diseases of Aquatic Organisms* 26(2): 117–124.
- Mitchell, SO og Rodger, HD (2011). "A review of infectious gill disease in marine salmonid fish." *Journal of Fish Diseases* 34(6): 411–432.
- Mjaaland, S, Hungnes, O, Teig, A, Dannevig, BH, Thorud, K og Rimstad, E (2002). "Polymorphism in the Infectious Salmon Anemia Virus hemagglutinin gene: Importance and possible implications for evolution and ecology of Infectious Salmon Anemia Disease." *Virology* 304(2): 379–391.
- Moriette, C, Leberre, M, Boscher, SK, Castric, J og Bremont, M (2005). "Characterization and mapping of monoclonal antibodies against the Sleeping disease virus, an aquatic alphavirus." *J Gen Virol* 86 (Pt 11): 3119–3127.
- Munang'andu, HM, Mutoloki, S og Evensen, Ø (2016). *Birnaviruses of Aquatic Organisms. Aquaculture Virology*: 237–250.
- Murphy, TM, Rodger, HD, Drinan, EM, Gannon, F, Kruse, P og Korting, W (1992). "The sequential pathology of pancreas disease in Atlantic salmon farms in Ireland." *Journal of Fish Diseases* 15(5): 401–408.
- Nelson, RT, McLoughlin, MF, Rowley, HM, Platten, MA og McCormick, JI (1995). "Isolation of a Toga-Like Virus from Farmed Atlantic Salmon *Salmo-Salar* with Pancreas Disease." *Diseases of Aquatic Organisms* 22(1): 25–32.
- Nielsen, KV, Biering, E og Florø-Larsen, B (2014). *Helsetjenesten for kultiveringsanlegg. Årsrapport 2013. Veterinærinstituttets rapportserie: 14.*
- Nylund, A, Brattespe, J, Pierre, H, Kambestad, M og Karlsen, M (2019). "Wild and farmed salmon (*Salmo solar*) as reservoirs for infectious salmon anaemia virus, and the importance of horizontal- and vertical transmission." *PLoS One* 14(4).
- Nylund, A, Devold, M, Plarre, H, Isdal, E og Aarseth, M (2003). "Emergence and maintenance of infectious salmon anaemia virus (ISAV) in Europe: a new hypothesis." *Diseases of Aquatic Organisms* 56(1): 11–24.
- Nylund, A, Hovland, T, Hodneland, K, Nilsen, F og Løvik, P (1994). "Mechanisms for transmission of infectious salmon anaemia (ISA)." *Diseases of Aquatic Organisms* 19: 95–100.
- Nylund, A og Jakobsen, P (1995). "Sea trout as a carrier of infectious salmon anaemia virus." *J Fish Biol* 47: 174–176.
- Nylund, A, Kvenseth, A, Krossøy, B og Hodneland, K (1997). "Replication of the infectious salmon anaemia virus (ISAV) in rainbow trout, *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum)." *Journal of Fish Diseases* 20: 275–279.
- Nylund, A, Wallace, C og Hovland, T (1993). The possible role of *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer) in the transmission of infectious salmon anaemia. *Pathogens of wild and farmed fish: Sea lice*. Boxshall, G. Ellis Horwood: 367–373.
- Nylund, S, Steigen, A, Karlsbakk, E, Plarre, H, Andersen, L, Karlsen, M, Watanabe, K og Nylund, A (2015). "Characterization of 'Candidatus *Syngnamydia salmonis*' (Chlamydiales, Simkaniaceae), a bacterium associated with epitheliocystis in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)." *Archives of Microbiology* 197(1): 17–25.
- Oelckers, K, Vike, S, Duesund, H, Gonzalez, J, Wadsworth, S og 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 og 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*.
- Oidtmann, BC, Peeler, EJ, Thrush, MA, Cameron, AR, Reese, RA, Pearce, FM, Dunn, P, Lyngstad, TM, Tavompanich, S, Brun, E og Stark, KDC (2014). "Expert consultation on risk factors for introduction of infectious pathogens into fish farms." *Prev Vet Med* 115 (3-4): 238–254.
- Petterson, E, Sandberg, M og Santi, N (2009). "Salmonid alphavirus associated with *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae) from Atlantic salmon, *Salmo salar* L." *Journal of Fish Diseases* 32(5): 477–479.
- Pinon, A og Vialette, M (2018). "Survival of Viruses in Water." *Intervirology* 61(5): 214–222.
- Plarre, H (2012). *Infectious salmon anaemia virus (ISAV): Evolution, genotyping, reservoirs and transmission*. PhD, Universitetet i Bergen.
- Plarre, H, Devold, M, Snow, M og Nylund, A (2005). "Prevalence of infectious salmon anaemia virus (ISAV) in wild salmonids in western Norway." *Diseases of Aquatic Organisms* 66(1): 71–79.
- Plarre, H og Nylund, A (2014). Sluttrapport for prosjektet: Forekomst av SAV2 hos vill laksefisk i Midt-Norge. Report to DN: 25.
- Plarre, H, Nylund, A, Karlsen, M, Brevik, O, Saether, PA og Vike, S (2012). "Evolution of infectious salmon anaemia virus (ISA virus)." *Archives of Virology* 157 (12): 2309–2326.
- Raynard, R, Wahli, T, Vatsos, I og Mortensen, S, Eds. (2007). *DIPNET – Review of disease interactions and pathogen exchange between farmed and wild finfish and shellfish in Europe*, European Commission/Veterinaermedisinsk Oppdragssenter.
- Raynard, RS, Murray, AG og Gregory, A (2001). "Infectious salmon anaemia virus in wild fish from Scotland." *Diseases of Aquatic Organisms* 46: 93–100.
- Rimstad, E og Markussen, T (2020). "Infectious salmon anaemia virus-molecular biology and pathogenesis of the infection." *Journal of Applied Microbiology* 129(1): 85–97.
- Rodger, H og Mitchell, S (2007). "Epidemiological observations of pancreas disease of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Ireland." *Journal of Fish Diseases* 30(3): 157–167.
- Rolland, JB og Winton, JR (2003). "Relative resistance of Pacific salmon to infectious salmon anaemia virus." *Journal of Fish Diseases* 26(9): 511–520.
- Rosaeg, MV, Lund, M, Nyman, IB, Markussen, T, Aspehaug, V, Sindre, H, Dahle, MK og Rimstad, E (2017a). "Immunological interactions between Piscine orthoreovirus and Salmonid alphavirus infections in Atlantic salmon." *Fish Shellfish Immunol* 64: 308–319.
- Rosaeg, MV, Sindre, H, Persson, D, Breck, O, Knappskog, D, Olsen, AB og Taksdal, T (2017b). "Ballan wrasse (*Labrus berggylta* Ascanius) is not susceptible to pancreas disease caused by salmonid alphavirus subtype 2 and 3." *Journal of Fish Diseases* 40(7): 975–978.
- Ruane, NM, Swords, D, Morrissey, T, Geary, M, Hickey, C, Collins, EM, Geoghegan, F og Swords, F (2018). "Isolation of salmonid alphavirus subtype 6 from wild-caught ballan wrasse, *Labrus berggylta* (Ascanius)." *Journal of Fish Diseases* 41 (11): 1643–1651.
- Simons, J, Bruno, DW, Ho, YM, Murray, W og Matejusova, I (2016). "Common DAB, *Limanda limanda* (L.), as a natural carrier of salmonid alphavirus (SAV) from waters off north-west Ireland." *Journal of Fish Diseases* 39(4): 507–510.

- Skjold, P, Sommerset, I, Frost, P og Villoing, S (2016). "Vaccination against pancreas disease in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., reduces shedding of salmonid alphavirus." *Vet Res* 47(1): 78.
- Smith, KF, Sax, DF og Lafferty, KD (2006). "Evidence for the role of infectious disease in species extinction and endangerment." *Conservation Biology* 20(5): 1349–1357.
- Snow, M, Black, J, Matejusova, I, McIntosh, R, Baretto, E, Wallace, IS og Bruno, DW (2010). "Detection of salmonid alphavirus RNA in wild marine fish: implications for the origins of salmon pancreas disease in aquaculture." *Diseases of Aquatic Organisms* 91(3): 177–188.
- Snow, M, Raynard, RS og 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.
- Sommerset, I, Walde, CS, Jensen, BB, Bornø, G, Haukaas, A og Brun, E (2020). Fiskehelserapporten 2019. Veterinærinstituttet rapportserie. Oslo, Norge, Veterinærinstituttet.
- Stene, A (2013). Transmission of Pancreas Disease in marine salmon farming in Norway. PhD, Norwegian School of Veterinary Sciences.
- Stene, A, Hellebo, A, Viljugrein, H, Solevag, SE, Devold, M og Aspehaug, V (2016). "Liquid fat, a potential abiotic vector for horizontal transmission of salmonid alphavirus?" *Journal of Fish Diseases* 39(5): 531–537.
- Stene, A, Viljugrein, H, Yndestad, H, Tavoranpanich, S og Skjerve, E (2014). "Transmission dynamics of pancreas disease (PD) in a Norwegian fjord: aspects of water transport, contact networks and infection pressure among salmon farms." *Journal of Fish Diseases* 37(2): 123–134.
- Sterud, E, Forseth, T, Ugedal, O, Poppe, T, Jørgensen, A, Bruheim, T, Fjeldstad, H og 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, Boxaspen, K, Karlsen, Ø, Kvamme, BO, Stien, LH og Taranger, GL, Eds. (2015). Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2014. Fisken og Havet. Bergen, Norway, Havforskningsinstituttet.
- Taksdal, T, Olsen, AB, Bjerkas, I, Hjortaas, MJ, Dannevig, BH, Graham, DA og McLoughlin, MF (2007). "Pancreas disease in farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), in Norway." *Journal of Fish Diseases* 30(9): 545–558.
- Taranger, GL, Karlsen, O, Bannister, RJ, Glover, KA, Husa, V, Karlsbakk, E, Kvamme, BO, Boxaspen, KK, Bjorn, PA, Finstad, B, Madhun, AS, Morton, HC og Svåsand, T (2015). "Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming." *Ices Journal of Marine Science* 72(3): 997–1021.
- Thoresen, LED (2020). Challenge with HPR Δ Infectious salmon anaemia virus (ISAV): Early pathogenesis in parr of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). MSc, Univ. Bergen.
- Torgersen, Y, Ed. (1998). Physical and chemical inactivation of the infectious salmon anaemia (ISA) virus. Proceedings from the 6th annual New England farmed fish health workshop. Eastport, Maine, USA.
- Totland, GK, Hjeltne, BK og Flood, PR (1996). "Transmission of infectious salmon anaemia (ISA) through natural secretions and excretions from infected smelts of Atlantic salmon *Salmo salar* during their presymptomatic phase." *Diseases of Aquatic Organisms* 26(1): 25–31.
- Vike, S, Duesund, H, Andersen, L og Nylund, A (2014). "Release and survival of infectious salmon anaemia (ISA) virus during decomposition of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)." *Aquaculture* 420: 119–125.

Vike, S, Nylund, S og Nylund, A (2009). "ISA virus in Chile: evidence of vertical transmission." *Archives of Virology* 154(1): 1–8.

Viljugrein, H, Staalstrom, A, Molvaer, J, Urke, HA og Jansen, PA (2009). "Integration of hydrodynamics into a statistical model on the spread of pancreas disease (PD) in salmon farming." *Diseases of Aquatic Organisms* 88(1): 35–44.

Villoing, S, Bearzotti, M, Chilmonczyk, S, Castric, J og Bremont, M (2000). "Rainbow trout sleeping disease virus is an atypical alphavirus." *J Virol* 74(1): 173–183.

Wang, J, Zhao, X, Liang, W, Niu, L, Wang, X og Wang, X (2020). "Influences of Environmental Factors on Survival and Transmission of Viruses in Water." *Research of Environmental Sciences* 33(7): 1596–1603.

Weston, JH, Graham, DA, Branson, E, Rowley, HM, Walker, IW, Jewhurst, VA, Jewhurst, HL og Todd, D (2005). "Nucleotide sequence variation in salmonid alphaviruses from outbreaks of salmon pancreas disease and sleeping disease." *Diseases of Aquatic Organisms* 66(2): 105–111.

Wobeser, GA (2005). *Essentials of Disease in Wild Animals*, Wiley.

4 - Ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks

Forfatter(e): Kevin Glover (HI), Kjetil Hindar (NINA), Vidar Wennevik, Monica F. Solberg (HI), Sten Karlsson (NINA), Mikko Heino (UiB/HI), Geir Bolstad (NINA), Ola H. Diserud (NINA), Øystein Skaala, Terje Svåsand (HI) og Peder Fiske (NINA)



Laks. Foto: Erling Svendsen.

4.1 - Innledning

Rømming av oppdrettslaks fra oppdrettsanlegg utgjør en trussel mot den genetiske integriteten til de ville laksebestandene. Undersøkelser viser at det er en sammenheng mellom andel rømt oppdrettslaks i et vassdrag og genetisk endring målt som innkryssing med genetiske markører. Det betyr at jo flere rømte oppdrettslaks det er på gyteplassen, desto høyere er sannsynligheten for genetisk endring. I tillegg til andel rømt oppdrettslaks på gyteplassen, vil villaksbestandenes robusthet påvirke nivået av innkryssing. Dette fordi tallrike villaksbestander uten tidligere genetisk innkryssing antakelig er mer robuste overfor rømt oppdrettslaks, siden den rømte oppdrettslaksen der møter større konkurranse fra bedre tilpassete, ville individer. Disse faktorene danner grunnlaget for risikovurderingen for ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks (Grefsrud mfl. 2019, Glover mfl. 2020).

I denne todelt kunnskapsstatusen presenterer vi først en oversikt over konsekvenser av at rømt oppdrettslaks krysser seg med villaks. Videre presenterer vi en utvidet gjennomgang av faktorene knyttet til selve risikovurderingen, andel rømt oppdrettslaks på gyteplassene (rømming, andel rømt oppdrettslaks i elv og utfisking/ fjerning av rømt oppdrettslaks fra elv) og bestandenes robusthet for ny innkryssing (bestandsstatus og genetisk status). Vi drøfter også ulike biologiske faktorer ved den rømte fisken som kan påvirke dens gytesuksess i naturen, men som på nåværende tidspunkt ikke er inkludert i risikovurderingen.

[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 4 i risikorapporten](#)

4.2 - Konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks

Konsekvensen av at oppdrettsfiske rømmer og gyter sammen med villfisk, kan være at det oppstår en genetisk endring i de ville bestandene 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).

4.2.1 - 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, Ozerov mfl. 2017, Wennervik mfl. 2019). 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 (arvestofet). 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 og 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, Skaala mfl. 2019).

4.2.2 - 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 oppdrettslaks i de ville bestandene (Glover mfl. 2013, Heino mfl. 2015, Karlsson mfl. 2016), deres gytesuksess (Fleming mfl. 1996, 2000), 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 de ville bestandene 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, deres opprinnelse og tilpasning til oppdrettsmiljøet) 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, Gjølén & 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, Gjølén & 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 kunnskapen 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 målinger.

Sammenligning av genetisk variasjon og diversitet i oppdrettslinjer og ville laksebestander har blitt gjennomført over

lengre tid med en rekke molekulære 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 og heterozygoti.

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 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 avlsperioden.

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, d). 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, 2019, Jonsson & Jonsson 2017, Bolstad mfl. 2017), men ikke i samme grad som i oppdrettsmiljø (typisk vekstforhold mellom oppdrettslaks og villaks i naturen er 1,0-1,3:1). Oppdrettslaks har et forhøyet vekstpotensial, relativt til villaks, som den ikke får utnyttet i naturen, og det er en kombinasjon av plastisitet (ulik mattilgang mellom disse miljøene) og naturlig seleksjon mot hurtigvoksende oppdrettslaks (økt dødelighet) som er årsaken til de små vekstforskjellene mellom oppdrettslaks og villaks i naturen (Glover mfl. 2018). Vekst hos hybrider mellom oppdrettslaks og villaks, inkludert tilbakekryssninger (Perry mfl. 2020), er ansett å være additivt (mellomliggende til vekst hos vill og oppdrett), men ikke-additive genetiske effekter knyttet til vekst er nylig dokumentert i Atlantisk laks (Besnier mfl. 2020).

Mange egenskaper som ikke inngår direkte i avlsarbeidet, som aggresjon, stress- og temperaturtoleranse, 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, Perry mfl. 2019), stresstoleranse (Solberg mfl. 2013a) og en rekke andre egenskaper (Glover mfl. 2017). Selv om rømt oppdrettslaks rapporteres å ha mer prikker enn villaks, er det derimot ikke avdekket arvelige forskjeller i prikkemengde mellom dem (Jørgensen mfl. 2018), og det antas å være forhold i oppdrettsmiljøet som gjør at rømt oppdrettslaks har mer prikker enn villaks i naturen.

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. Dokumentasjon av ikke-additive genetiske effekter betyr i praksis at innkryssing av oppdrettsfisk i ville bestander i noen tilfeller kan gi uventede effekter. 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). For infeksiøs pankreasnekrose er det funnet genetiske markører (såkalt QTL – Quantitative Trait Locus) som forklarer en stor grad av toleransen for sykdommen (Houston mfl. 2008, Moen mfl. 2009) og denne kunnskapen er inkludert i avlsarbeid hos flere avlsselskaper. Seleksjon for sykdomsresistens har derimot vært praktisert ulikt for de ulike oppdrettslinjene, og dette vanskeliggjør sammenligning mellom linjer.

Til tross for at avkom av rømt oppdrettslaks har lavere overlevelse i naturen enn avkom av villaks, har flere tidligere forsøk i naturen (Skaala mfl. 2014) og under eksperimentelle forhold (Fleming & Einum 1997, Debes & Hutchings 2014, Solberg et al. 2015) ikke klart å demonstrere at avkom av oppdrettslaks er utsatt for høyere predasjon. Først nylig er det dokumentert at avkom av rømt oppdrettslaks er et lettere bytte for predatorer som større ørret, noe som underbygger deres lavere overlevelse i naturen (Solberg mfl. 2020). Dette resultatet støttes oppom av det faktum at 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), tidligere har 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). Genetiske endringer i villaks som følge av økologisk interaksjon med oppdrettslaks, gjennom f.eks. overføring av sykdom og parasitter, eller gjennom konkurranse er også en aktuell problemstilling. Blant annet har tilstedeværelse av hybrider vist seg å ha en negativ påvirkning på overlevelse til villfisk (Robertsen mfl. 2018). Observert og potensielle genetiske endringer grunnet økologiske interaksjoner er nylig oppsummert av Bradbury mfl. (2020), og forfatteren identifiserer flere eksempler på endret seleksjonspress på villaks grunnet oppdrettsaktivitet, inkludert eksempler på genetiske endringer grunnet overføring av sykdom og parasitter.

4.2.3 - 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 oppdrettslaks faktisk produserte levedyktig avkom i en elv. I en skotsk undersøkelse fant Webb mfl. (1993) et pigment fra rømt oppdrettslaks i 14 av 16 undersøkte elver, med et gjennomsnittlig innslag på 5,1 % fra rømt fisk. I Vosso ble bidraget fra rømt oppdrettslaks estimert til opp mot 80 % ved denne metoden (Sægrov mfl. 1997). Bevis for at rømt oppdrettslaks 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 oppdrettslaks 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 innkryssing 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 oppdrettslaks i villaksbestanden har vært lav, trolig under 5 %. I Håelva ble det ikke fun-

net 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 oppdrettslaks 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 der 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 innkryssing av rømt oppdrettslaks er hovedårsaken til forandringene. Dette er i tråd med simuleringer fra modeller som viser at innkryssing av rømt oppdrettslaks vil redusere genetisk differensiering mellom bestander over tid (Mork 1991, Besnier mfl. 2011).

Det er kjent at mikrosatellittmarkører i noen tilfeller vil underestimere innkryssing av rømt oppdrettslaks 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 innkryssing av rømt oppdrettslaks 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 innkryssing skjer via oppdrettslaks fra forskjellige avls-linjer (Besnier mfl. 2011).

I en studie av 20 laksebestander langs hele norskekysten (Glover mfl. 2013) ble disse SNP-markørene brukt til å estimere prosent innkryssing av rømt oppdrettslaks. Resultatene viste at det genetiske bidraget til noen bestander var nesten 50 %, mens estimert innkryssing 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 innkryssing 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 innkryssing av rømt oppdrettslaks, blir mer lik oppdrettslaksen – og dermed også mer lik hverandre.

Parallelt med dette arbeidet utarbeidet Karlsson mfl. (2014) en statistisk metode der prosentvis innkryssing kunne estimeres i enkeltindivider og uavhengig av om det fantes en historisk prøve av den aktuelle bestanden. Metoden brukte et estimat av andelen «villgenom» i bestanden (omtalt som $P(\text{wild})$ = mengde arvestoff som stammer fra ville foreldre kontra oppdrettsforeldre) for å beregne innkryssingen av rømt oppdrettslaks (Karlsson mfl. 2014).

Denne metodeutviklingen gjorde det mulig å estimere innkryssing i et stort antall ville laksebestander. Karlsson mfl. (2016) studerte 147 laksebestander som til sammen 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 innkryssingen i bestandene av voksen laks var 6,4 % med et spenn fra 0 % til over 40 % innkryssing i enkelte bestander. Forskerne fant også at den genetiske innkryssingen generelt var mindre i nasjonale lakseelver og nasjonale laksefjorder enn i bestander uten denne særlige beskyttelsen (Karlsson mfl. 2016). I et materiale av 109 bestander der kun voksen laks klekket i naturen ble inkludert i datamaterialet, var den genetiske innkryssingen 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.

Data fra de 20 bestandene som var publisert av HI i Glover mfl. (2013), samt data fra NINA for et større antall bestander (Karlsson mfl. 2016), ble vurdert sammen for å dokumentere genetisk status for ville laksebestander til «Kvalitetsnorm for ville bestander av atlantisk laks (*Salmo salar*)», som er en forskrift av 20. september 2013 hjemlet i Naturmangfoldloven. I den første versjonen av Kvalitetsnormen av februar 2016 vurderte forskere fra HI og NINA i fellesskap genetisk status i 125 laksebestander, basert på estimater for innkryssing av rømt oppdrettslaks i bestanden (Diserud mfl. 2016). I senere utgaver av Kvalitetsnormen er antallet bestander økt til 175 og deretter til 225 norske villaksbestander (Diserud mfl. 2017, 2019b). Den hittil mest omfattende vurderingen av genetisk innkryssing omfatter 227 bestander og ga følgende resultat (pr. Diserud mfl. 2020): ingen genetiske forandringer (76 vassdrag), svake genetiske forandringer (64 vassdrag), moderat genetiske forandringer (21 vassdrag) og store genetiske forandringer (66 vassdrag). Vurderingen av genetisk innkryssing i disse 227 bestandene dokumenterer at 2/3 av de ville laksebestandene har blitt påvirket av rømt oppdrettslaks. Arbeidet dekker flere tidligere undersøkte elver (Skaala mfl. 2006), og blant annet er det nå påvist store genetiske endringer i Etne og Granvin, og moderate genetisk endringer i Namsen.

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, 2019). 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 innkryssing enn den voksne laksen. Seleksjon mot avkom av rømt oppdrettslaks har også blitt dokumentert i etterkant av en større rømmingsepisode på Newfoundland i Canada (Wringe mfl. 2018, Sylvester mfl. 2019).

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 (McGinnity mfl. 1997, 2003, Fleming mfl. 2000, Skaala mfl. 2012, 2019), samt en studie som viser sammenhenger mellom et molekylært mål på innkryssing ($P(wild)$) og viktige livshistorietrekk i ville bestander (Bolstad mfl. 2017). Det arbeides videre med å kvantifisere økologiske effekter av innkryssingen 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 sammenblandede familiegrupper av oppdrettslaks, villaks og hybrider under like forhold, såkalte «common garden-studier», i et naturlig miljø. Dette kan innebære utplantning av lakserogn fra DNA-identifiserbare familier av oppdrettslaks, villaks og hybrider dem imellom (McGinnity mfl. 1997, 2003, Skaala mfl. 2012, 2019), 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 genetiske 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. Et stort antall individer fra mange familier av villaks, oppdrettslaks, første- og andregenerasjonshybrider og førstegenerasjonshybrider tilbakekrysset til henholdsvis villaks og oppdrettslaks, 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 fortrengte den ville parren nedover elva gjennom konkurranse.

Selv om ungfisk av oppdrettslaks vokste bedre og fortrente en del av den ville ungfisken, 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 lignende prosjekt ble gjennomført ved NINAs feltstasjon på Ims (Fleming mfl. 2000) der alle ned- og oppvandrende fisk kontrolleres i en toveis fiskefelle i elven Imsa. Her ble det satt ut kjønnsmodne villaks fra Imsa og oppdrettslaks med kjente genetiske profiler ovenfor fiskefellen. De to gruppene hadde lignende vandringsmønster 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 i et samtidig forsøk i store gytebassenger med steinbunn. Gjennom ferskvannsfasen endret andelen av genotyper seg ytterligere 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 gytefisken. Oppdrettslaksen smoltifiserte og vandret ut tidligere og ved lavere alder enn villaksen. I motsetning til resultatene fra Burrishooleprosjektet med utsatt smolt, fant en i Imsaprojektet ingen forskjell mellom gruppene i sjøoverlevelse. Senere eksperimenter på Ims med utsetting av smolt av villaks, oppdrettslaks og førstegenerasjons kryssninger 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 Burrishooleprosjektet. Der ble definerte familiegrupper av vill og oppdrettet laks, og hybrider mellom disse, plantet ut som rogn (Skaala mfl. 2012). 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 diettvalg 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 sammenligne overlevelse til en oppdrettsfamilie og dens halvsøskenfamilie der fars bidrag kom fra en vill hann, viste det seg at 16 av 18 halvsøskenfamilier 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. 2019) har i stor grad støttet resultater fra de tre første årsklassene, og det ble observert langt lavere overlevelse hos avkom hos oppdretts- og hybridlaks i forhold til villaks i ferskvann (1,8 % overlevelse hos oppdrettslaks mot 3,8 % overlevelse hos villaks). 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 (0,41 % overlevelse hos oppdrettslaks mot 0,94 % overlevelse hos villaks).

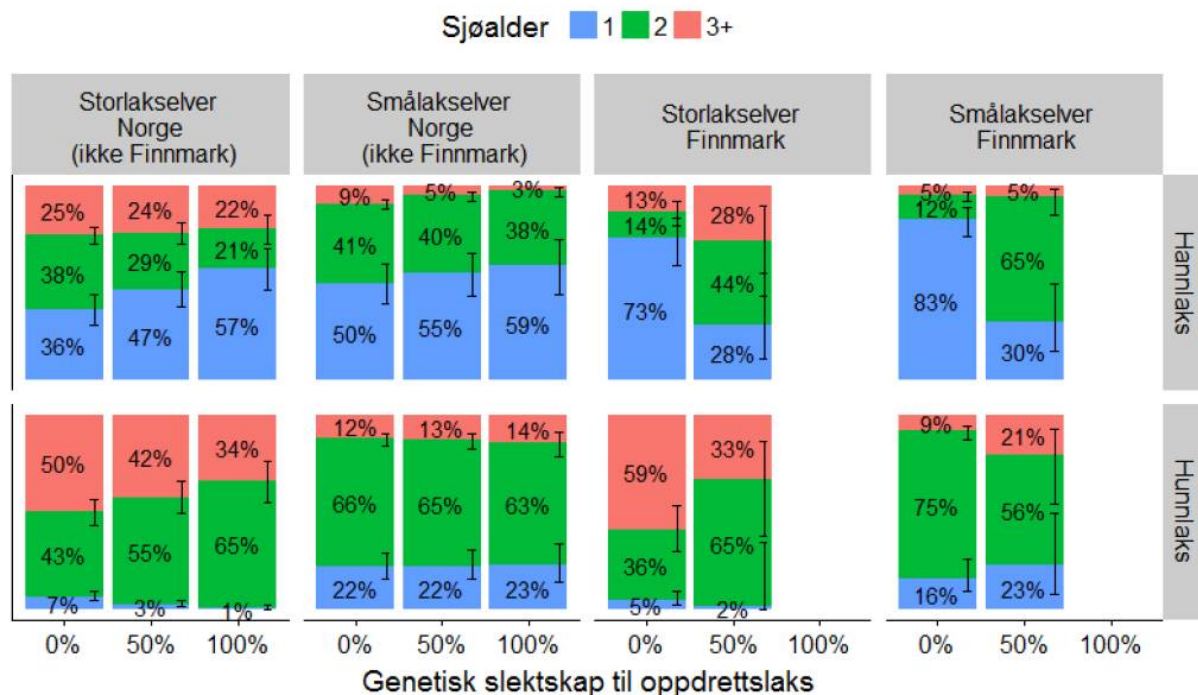
Når avkom fra oppdrettslaks, villaks og hybridene konkurrerer om de samme byttedyrene i elven, vil innkryssing av opp-

drettslaks kunne redusere den naturlige produksjonen av villsmolt på grunn av konkurranse (Fleming mfl. 2000, Skaala mfl. 2019). Når vi samtidig ser at avkom av oppdrettslaks også har lavere sjøoverlevelse, vil det i sum også kunne redusere antall laks som kommer tilbake til elven. Gyting mellom oppdrettslaks som resulterer i avkom med 100% oppdrettsbakgrunn, vil også kunne påvirke den naturlige produksjonen av villsmolt negativt gjennom næringskonkurranse i elven, til tross for at dette ikke fører til genetisk innkryssing. Produksjon av avkom med 100% oppdrettsbakgrunn ble observert etter at kjønnsmoden oppdrett- og villaks ble satt ut i lmsa (Fleming mfl. 2020), og det er også observert i flere Canadiske elver i etterkant av en større rømmingsepisode (Sylvester mfl. 2018, Wringe mfl. 2018),

Utviklingen innenfor genomforskningen de siste årene gir stadig bedre muligheter for å vurdere de biologiske konsekvenser av innkryssing 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 QuantEscape II-prosjektet (NFR-prosjekt 2016-2020) vil bidra til å kartlegge hvordan endringer i genomet oppstår som følge av innkryssing, og hvilke biologiske konsekvenser dette kan få for ville bestander.

Inntil nylig forelå det ikke dokumentasjon av forandringer i livshistorietrekk og demografi i villaksbestander som konsekvens av genetisk innkryssing. 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 innkryssing av rømt oppdrettslaks 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 innkryssing 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 sjøalder (figur 4.1) 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.



Figur 4.1. Sjølagerfordeling (%) ved kjønnsmodning ved ulik grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks for begge kjønn i ulike typer elver. Sjølager er oppgitt som ensjøvinter (blå), tosjøvinter (grønn) og tresjøvinter eller eldre (rosa). Vertikal strek representerer +/- en standardfeil (symmetrisk på logitskala). Det ble ikke observert laks med 100 % genetisk slektskap til oppdrettslaks i Finnmark. Fra Bolstad mfl. (2017).

Studien undersøkte også effekten på laks i Finnmark (Bolstad mfl. 2017). 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 stedet for etter en (figur 4.1). 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). I nyere tid er det også gjennomført flere eksperimentelle forsøk for å undersøke potensielle forskjeller mellom avkom av villaks og laks med ulik grad av genetisk slektskap til oppdrettslaks, klekket i naturen. Resultatene fra disse vil kunne gi oss mer kunnskap om konsekvens av genetisk innkryssing med tanke på forandringer i fenotypiske og livshistorietrekk.

4.2.4 - Modellering

Modellering av konsekvenser av innkryssing av rømt oppdrettslaks gir en mulighet til å estimere tidsforløp og omfang av genetisk 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 rømt oppdrettslaks, villaks og deres første- og andregenerasjons avkom 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 oppdrettslaks 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 den ville bestanden ble genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks over tid. Modellen ble senere videreutviklet med en populasjonsdynamisk modell for bestandsstørrelse og en økonomisk modell for verdien av fiske etter laks (Liu mfl. 2013). Modellen hadde ingen fitness-funksjon på den ville bestanden og kunne ikke predikere økologiske konsekvenser av innkryssing annet enn i bestandsstørrelse.

En ny modell (IBSEM – Individual based eco-genetic model) for å studere genetisk innkryssing av rømt oppdrettslaks i

villaksbestander er publisert av Castellani mfl. (2015). Modellen ble basert på best tilgjengelig kunnskap om fitnessforskjeller mellom avkom av oppdrettslaks og villaks midt på 2010-tallet. IBSEM er en individbasert modell, og inneholder en realistisk genetisk komponent. Den kan gi et estimat på ev. 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 forekomst av rømt oppdrettslaks på gyteplassene.

Analyser utført med IBSEM (Castellani mfl. 2018) viste først og fremst at jo flere rømt oppdrettslaks i gytebestanden, jo større genetisk innkryssing, 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 oppdrettslaks 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 innkryssing. Kun når innslag av rømt oppdrettslaks 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 gytesuksess 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 villaks 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, Glover mfl. 2018). 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 fenotypiske trekk.

IBSEM indikerer likevel at den største målbare effekten av innkryssing av rømt oppdrettslaks er at det kommer færre fisk tilbake fra havet (se også Hutchings 1991 og Liu mfl. 2013). 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, under ulike scenarier, viser at vedvarende innkryssing av rømt oppdrettslaks vil på sikt føre til en svekket bestand med redusert produksjon av laks av vill avstamning (Castellani mfl. 2018, Sylvester mfl. 2019, Bradbury mfl. 2020a). Dette er forenlig med all tilgjengelig kunnskap om dette temaet (Glover mfl. 2017).

4.3 – Faktorer inkludert i risikovurderingen

En årlig risikovurdering av miljøproblemer knyttet til norsk fiskeoppdrett har vært gjennomført av Havforskningsinstituttet siden 2011 (Taranger mfl. 2015). Fram til 2018 ble risiko for genetiske endringer i ville laksebestander som følge av innkryssing av rømt oppdrettslaks vurdert basert på observerte innslag av rømt oppdrettslaks i elvene. Informasjon om andel rømt oppdrettslaks i elvene ble hentet fra den årlige rapporten fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettslaks i vassdrag (se Glover mfl. 2019).

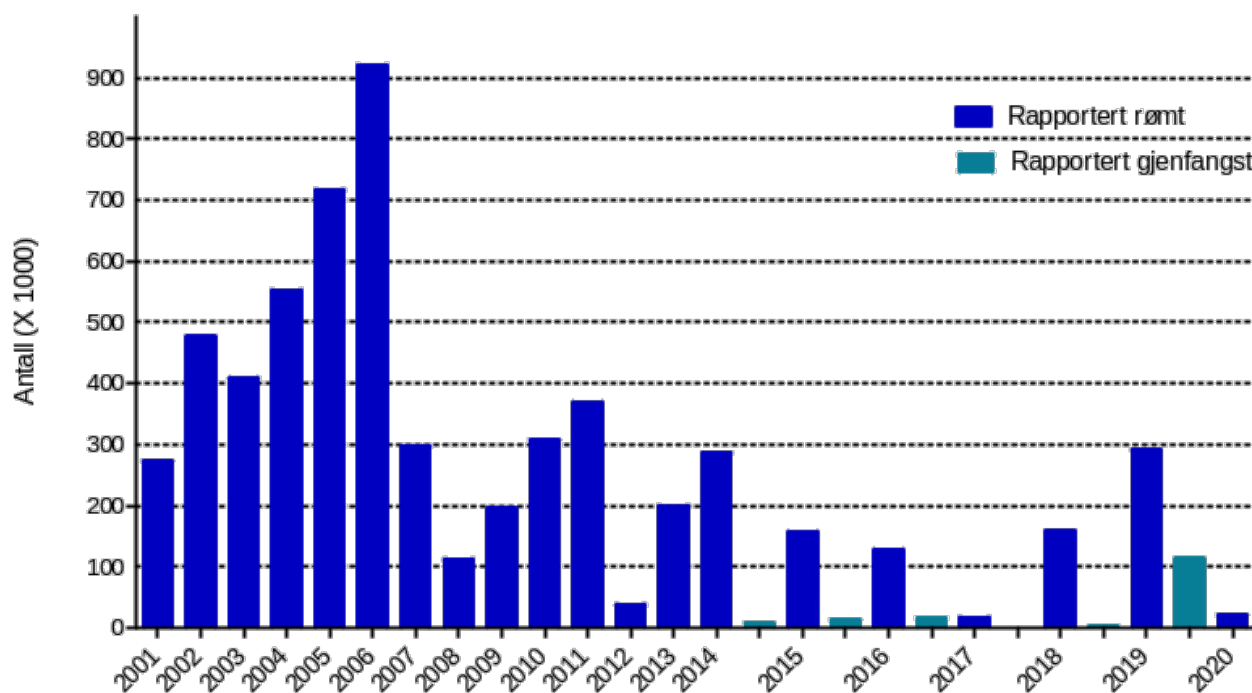
I 2019 ble det opprettet en ny tilnærming til risikovurderingen av norsk fiskeoppdrett (Grefsrud mfl. 2019, Glover mfl. 2020). Rapporten ble oppdatert i 2021. For utfordringen knyttet til rømming og genetisk påvirkning, ble den nye risikovurderingen designet for å vurdere den fremtidige risikoen for innkryssing av rømt oppdrettslaks i ville bestander. Ettersom mange ville bestander i Norge allerede er innkrysset med rømt oppdrettslaks (Glover mfl. 2013, Karlsson mfl. 2016, Diserud mfl. 2020), ble vurderingen av risiko for innkryssing definert som risikoen for ytterligere genetisk endring hos villaks som følge av rømt oppdrettslaks. Risiko er beregnet per produksjonsområde og er basert på følgende faktorer, andel rømt oppdrettslaks på gyteplassene (rømming, andel rømt oppdrettslaks i elv og utfisking/ fjerning av rømt oppdrettslaks fra elv) og bestandenes robusthet for ny innkryssing (bestandsstatus og genetisk status). Her presenterer vi en utvidet beskrivelse av disse faktorene, samt drøfter ulike biologiske faktorer som på nåværende tidspunkt ikke er inkludert i risikovurderingen. For resultater fra den oppdaterte risikovurdering for ytterligere genetisk endring hos villaks

som følge av rømt oppdrettslaks se [Grefsrud mfl. 2021](#).

4.3.1 - Rømt oppdrettslaks på gyteplassene

4.3.1.1 - Rømming

De offisielle innrapporterte rømmingstallene for laks (www.fiskeridir.no) viser at det siden 2001 årlig har rømt flere hundre tusen oppdrettslaks de fleste år (figur 4.2). I 2017 var det kun rapportert 17 000 rømt fisk som 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. Selv om det er usikkerhet i de offisielle rømmingstallene, er risikovurderingen basert på årlig gjennomsnittlig rapportert rømming per produksjonsområde i perioden 2015–2019 (tabell 4.1). I dette tidsrommet ble det meldt om totalt 750 768 rømte oppdrettslaks.



Figur 4.2 Antall rømt oppdrettslaks rapportert årlig til Fiskeridirektoratet i perioden 2001–2020 og rapportert gjengefangst i perioden 2014–2020 (per 10.12.2020). Kilde: www.fiskeridir.no.

Tabell 4.1 Rapportert antall rømt oppdrettslaks fra norsk lakseoppdrett i perioden 2015-2019 for produksjonsområde 1-13.

Produksjonsområde	2015	2016	2017	2018	2019	2015-2019	Årlig gjennomsnitt
1 - Svenskegrensen til Jæren	0	0	0	0	1	1	0
2 - Ryfylke	1,000	1	20	1	1,001	2,023	405
3 - Karmøy til Sotra	9,410	45,168	8,765	6,917	1,017	71,277	14,255
4 - Norhordland til Stadt	95,238	4,209	15	1,547	17,256	118,265	23,653
5 - Stadt til Hustadvika	2,570	4	1,922	1	2,200	6,697	1,339
6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag	1,528	10,830	1,298	16,027	31,134	60,817	12,163
7 - Nord-Trøndelag med Bindal	14,536	110	0	107,635	49,627	171,908	34,382
8 - Helgeland til Bodø	11,038	11,709	18	79	4,476	27,320	5,464
9 - Vestfjorden og Vesterålen	19,672	400	3	20,480	2,115	42,670	8,534
10 - Andøya til Senja	1	55,234	3,488	12	182,397	241,132	48,226
11 - Kvaløya til Loppa	2,000	0	1	641	1	2,643	529
12 - Vest-Finnmark	0	200	0	5,765	20	5,985	1,197
13 - Øst-Finnmark	0	0	0	0	19	19	0
Ukjent	0	11	0	0	0	11	2
Norge totalt	156,993	127,876	15,530	159,105	291,264	750,768	150,150

Kilde: www.fiskeridir.no .

Biologisk status ved rømming påvirker oppdrettslaksens evne til å overleve i naturen, vandre opp i vassdragene og gyte sammen med villaks. Dette omfatter for eksempel livsfase, kjønn, kjønnsmodning, tidspunkt for rømming, lysregime på anlegget før rømming, sykdomsstatus, størrelse, alder og tidsforløp i det fri. Disse faktorene diskuteres her, men er på nåværende tidspunkt ikke inkludert i risikovurderingen da det finnes lite kunnskap om hvordan oppdrettslaksens biologiske status varierer mellom produksjonsområder.

Det er stor variasjon i spredning og overleving hos rømt oppdrettslaks, og rømt oppdrettslaks kan spre seg over store områder (Hansen mfl. 1993, Hansen 2006a, b, Jensen mfl. 2013, Quintela mfl. 2016). 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.

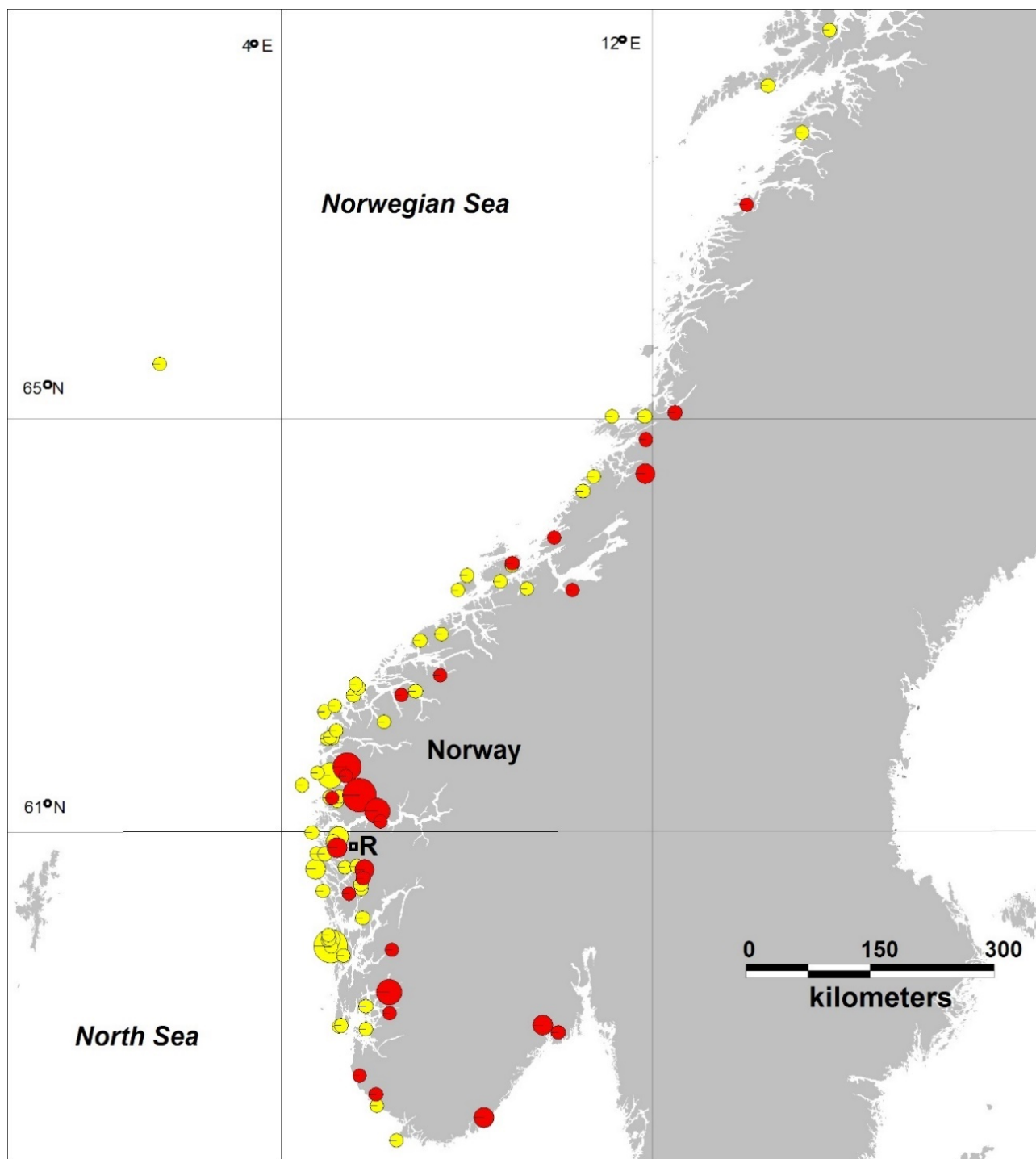
Også laks i oppdrett har disse vandringsinstinktene, men både årstid, størrelse og kjønnsmodningsstatus til fisken når den rømmer, har betydning for hvilken atferd den får i frihet. I noen tilfeller vil rømt oppdrettslaks spre seg hurtig og være lite fangbar, mens den under andre forhold vil holde seg 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 2006a, b, 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 4.3).

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 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 (Skilbrei 2013), da slipp av høstsmolt ga lavere gjenfangst som voksen (0,004 %) en slipp av vårmsolt (0,17 %). Det er dermed lavere sannsynlighet for at fisk fra denne type rømming overlever fram til kjønnsmodning og vandrer opp i elv.

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 oppdrettslaks fanget nær norskekysten viser vanligvis at de aller fleste er tomme (Olsen & Skilbrei 2010). Rømt oppdrettslaks fanget under fisket ved Færøyene har derimot samme diett som villaksen der (Jacobsen & Hansen 2001).



Figur 4.3 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 utsettingsstedet (49 % av rapportert gjenfangst) er ikke vist. Størrelsen på sirklene angir antall fisk fra 1 til 5 individer.

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 umoden 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.

Som nevnt over har merkestudiene vist at smolt og postmolt som rømmer kan komme tilbake som gyteklar laks etter 1–

3 år i havet, og at voksen rømt oppdrettslaks som gjenfanges som oftest blir gjenfanget i løpet av det året de rømte (Skilbrei mfl. 2015a). Undersøkelser av et pigment i kjøtt som reflekterer ulik diett mellom oppdrettsmiljøet og naturen, viste tidlig på 90-tallet at om lag halvparten av den undersøkte rømte oppdrettslaksen fanget i elv hadde rømt nylig mens den resterende halvparten hadde tilbrakt mer enn ett år i naturen (Lura & Sægrov 1994). Senere har fettsyreanalyser av voksen rømt oppdrettslaks i elv 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, Anon. 2018). Dette støtter antakelsen fra merkestudiene om at en stor del av den umodne voksne oppdrettslaksen som rømmer sannsynligvis ikke overlever fram til den blir kjønnsmoden.

Tilgjengelige data tyder på at sannsynligheten 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. Sannsynligheten er minst for smolt som rømmer om høsten, og umoden laks som ikke blir kjønnsmoden før tidligst neste år.

4.3.1.2 - Andel rømt oppdrettslaks i elv

Siden oppstarten av lakseoppdrett i Norge 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 henholdsvis 140 vassdrag i 2014 (Anon. 2015a) og 165 vassdrag i 2015 (Anon. 2016a). Overvåkingen ble videre utvidet til å beregne innslag av rømt oppdrettslaks i 196 vassdrag i 2016 (Anon. 2017a), 197 vassdrag i 2017 (Anon. 2018), 205 vassdrag i 2018 (Anon. 2019a) og 200 vassdrag i 2019 (Anon. 2020).

Vassdragene som er overvåket er valgt ut fra en rekke kriterier, god geografisk spredning, inkludering av de nasjonale laksevassdragene, representasjon av vassdrag av ulike 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 (Fiske mfl. 2006, Diserud mfl. 2019a). 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 i 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 (Mahlum mfl. 2019). I mange av elvene som blir undersøkt blir mer enn én metode benyttet. Innsamlete data går 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 en årlig rapport fra overvåkingsprogrammet som prosentandelene registrert ved de ulike metodene, samt som en årsprosent som beregnes fra andel oppdrettslaks i sportsfiske og/eller høstfiske/stamfiske (Fiske mfl. 2006). Årsprosenten tar hensyn til at sportsfisket sannsynligvis gir et for lavt, og høstfisket sannsynligvis et for høyt estimat av innslaget av rømt oppdrettslaks. De ulike metodene som blir 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 på anslaget som avhenger av prøvestørrelsen og innslaget av rømt oppdrettslaks. Ulike kilder til usikkerhet i dataene fra overvåkingsprogrammet blir diskutert i rapporten (Anon. 2020).

Elver blir klassifisert i kategoriene <4, 4–10 og >10 %-, tilsvarende systemet foreslått av Taranger mfl. (2012). Klassifiseringen følger ikke årsprosent slavisk, men er basert på en samlet vurdering av alle datakildene:

- **Lavt innslag:** innslag av rømt oppdrettslaks er estimert til under 4 %.
- **Moderat innslag:** innslag av rømt oppdrettslaks er estimert til mellom 4 % og 10 %.

- **Høyt innslag:** innslag av rømt oppdrettslaks er estimert til over 10 %.

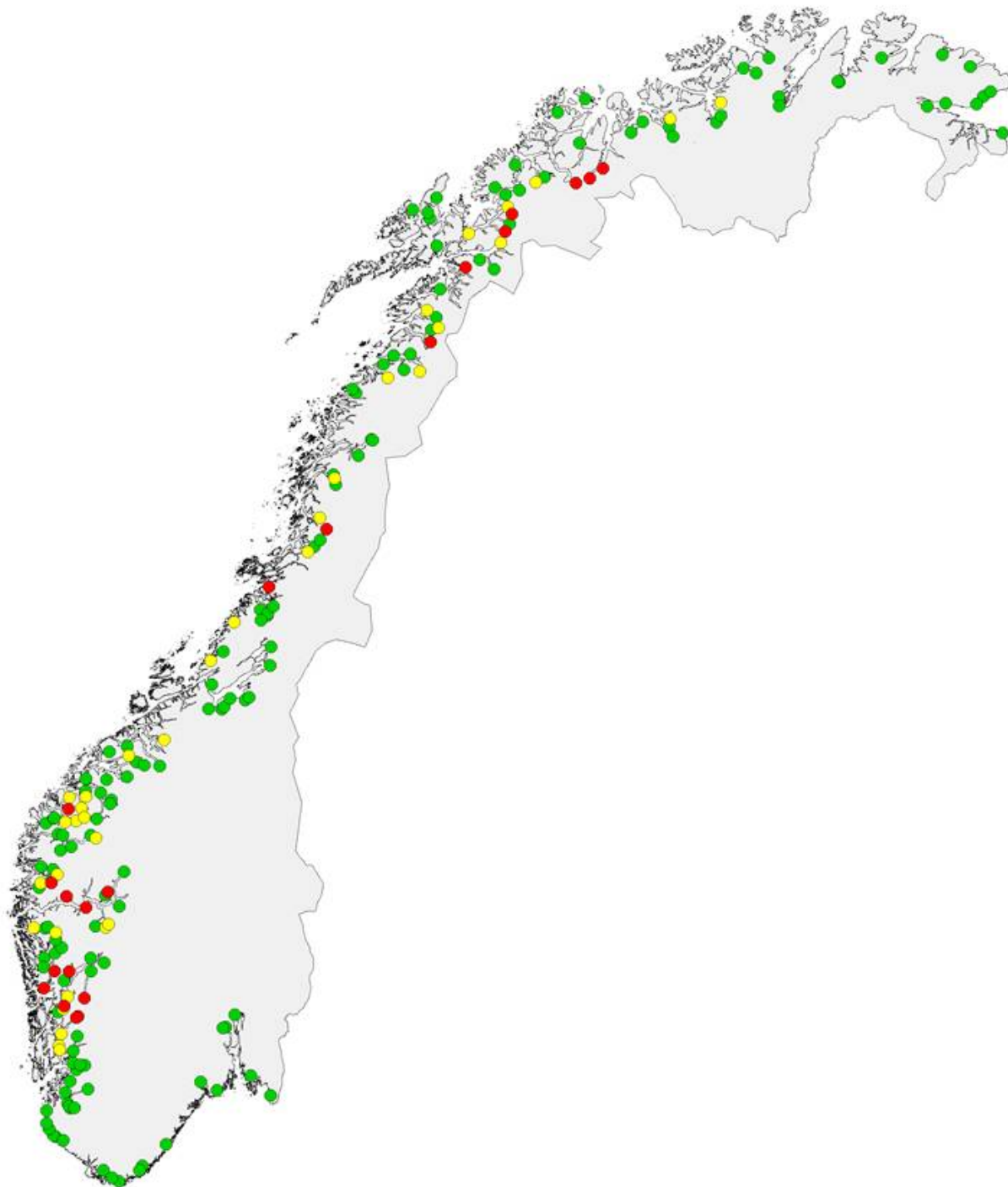
Resultatene fra overvåkingsprogrammet er presentert på to nivåer. Hovedrapporten representerer en oppsummering av hovedresultatene, og viser hvilke metoder som er lagt til grunn (Anon. 2020) og er publisert elektronisk sammen med vedleggsdokumenter som viser detaljerte resultater for hvert vassdrag. Disse vedleggsdokumentene er organisert fylkesvis (<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/fisken-og-havet-2020-3>). I risikovurderingen har vi brukt klassifiseringene overvåkingsprogrammet har gjort for de enkelte vassdrag i perioden 2015–2019 innenfor hvert av produksjonsområdene og vurdert disse samlet for å kategorisere tilstanden innenfor hvert produksjonsområde (tabell 4.2).

Det ble i 2019 beregnet årsprosent for 115 elver, og det presenteres i rapporten fra overvåkingsprogrammet data fra drivtellingene fra 128 elver. Resultater fra overvåkingsprogrammet for 2019 viste at til sammen 145 elver (73 %) ble vurdert til å ha lavt innslag av rømt oppdrettslaks (mindre enn 4 % innslag), 35 vassdrag (18 %) ble vurdert til å ha moderat innslag (mellom 4 og 10 % innslag), mens 20 (10 %) vassdrag ble vurdert til å ha et høyt innslag av rømt oppdrettslaks (over 10 %). Det var en økning i både antall og andel elver med høyt innslag i 2019 sammenlignet med 2018 (19 vassdrag og 9 %) og 2017 (15 vassdrag, 8 %). Innslaget av rømt oppdrettslaks varierte langs norskekysten. I Hardangerfjorden hadde mange av vassdragene høyt innslag av rømt oppdrettslaks, som i tidligere år. Det var også vassdrag med høyt innslag av rømt oppdrettslaks i Møre og Romsdal, Trøndelag, Nordland og Troms. Tilstanden var derimot god, med lave innslag av rømt oppdrettslaks, på hele strekningen fra Østfold til Rogaland (figur 4.4).

Tabell 4.2 Andel rømt oppdrettslaks i elv basert på en forenklet klassifiseringsmetode fra det nasjonale overvåkingsprogrammet i produksjonsområde 1-13. Betegnelsen "Nasjonal lakseelv" betyr at vassdraget har blitt tildelt en spesiell vernestatus.

Produksjonsområde	Antall nasjonale lakseelver	Antall lakse-vassdrag	Andel av totalt antall vassdrag i Norge (%)	Samlet gytebestandsmål (kilo)	Prosent av totalt gytebestandsmål	Gjennomsnitt antall elver overvåket	Gjennomsnitt andel elver overvåket (%)	Gjennomsnitt andel vassdrag (%) vurdert å ha lav andel rømt oppdrettslaks i 2015-2019	Gjennomsnitt andel vassdrag (%) vurdert å ha moderat andel rømt oppdrettslaks i 2015-2019	Gjennomsnitt andel vassdrag (%) vurdert å ha høy andel rømt oppdrettslaks i 2015-2019	Gjennomsnitt andel av samlet gytebestand overvåket (%)	Andel (%) av gytebestand vurdert til å ha lav andel rømt oppdrettslaks 2015-2019	Andel (%) av gytebestand vurdert til å ha moderat andel rømt oppdrettslaks 2015-2019	Andel (%) av gytebestand vurdert til å ha høy andel rømt oppdrettslaks 2015-2019
1 - Svenskegrensen til Jæren	6	40	9	49686	14	17	43	97	0	3	83	100	0	0
2 - Ryfylke	2	22	5	9006	2	16	71	95	5	0	89	92	8	0
3 - Karmøy til Sotra	1	18	4	3666	1	17	97	32	18	50	94	17	33	50
4 - Norhordland til Stadt	11	43	10	21027	6	33	76	71	21	8	88	78	18	4
5 - Stadt til Hustadvika	2	46	10	17760	5	17	37	81	14	5	48	77	12	11
6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag	11	76	17	87520	24	17	22	87	9	3	84	97	2	1
7 - Nord-Trøndelag med Bindal	2	24	5	27600	8	8	33	72	9	19	90	81	16	3
8 - Helgeland til Bodø	3	30	7	18303	5	16	52	74	18	9	84	62	28	10
9 - Vestfjorden og Vesterålen	0	57	13	6634	2	12	20	69	13	18	35	71	13	16
10 - Andøya til Senja	2	26	6	12434	3	12	48	58	27	15	77	33	58	10
11 - Kvaløya til Loppa	2	20	4	8550	2	10	51	55	23	21	77	69	12	19
12 - Vest-Finnmark	5	26	6	26802	7	9	35	78	20	2	93	97	3	0
13 - Øst-Finnmark	6	20	4	75305	21	9	45	96	4	0	14	100	1	0
Sum	53	448	100	364293	100	193								

Kilde: Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2015, 2016, 2017, 2018 og 2019. Rapporter fra det Nasjonale Overvåkingsprogrammet. Fisken og havet Særnummer 2b 2016, Fisken og havet Særnummer 2b 2017, Fisken og havet Særnummer 2b 2018, Fisken og havet 2019-4, Fisken og havet 2020-3.

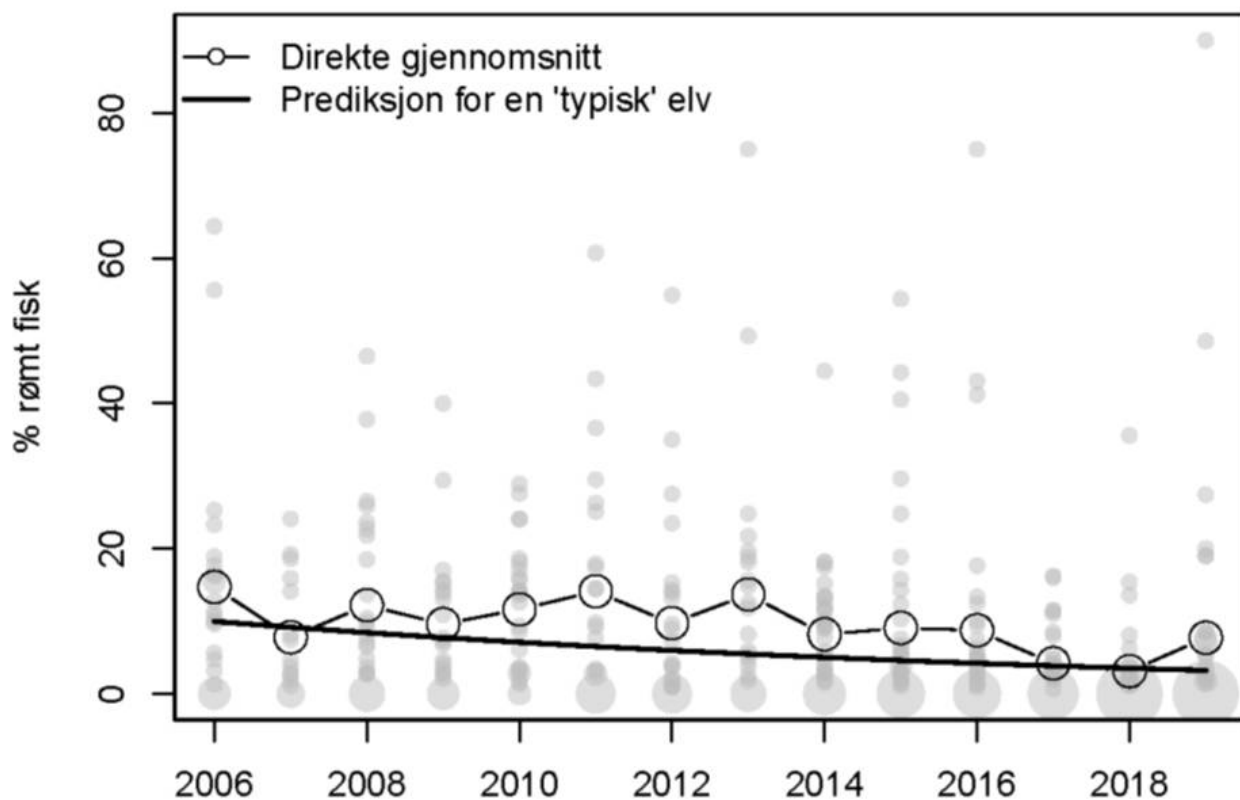


Figur 4.4. Lokalisering av elvene der innslaget av rømt oppdrettslaks i 2018 er vurdert av overvåkingsprogrammet til å være lavt (< 4 %, grønne sirkler), moderat (4 – 10 %, gule sirkler), eller høyt (>10 %, røde sirkler) . Se teksten for nærmere forklaring av de tre kategoriene. Fra Anon. (2020).

Andelen rømt oppdrettslaks i elvene har endret seg mellom år, og det har vært en synkende tendens i registreringene gjennom de siste årene. Gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks for de undersøkte elvene har variert mellom 3 og 16 % (tilsvarer en beregnet årsprosent mellom 3 og 10 %), med en synkende trend som er signifikant over tid (figur 4.5). Nivået av rømt oppdrettslaks nådde i 2018 det laveste nivået siden 2006. Størstedelen av nedgangen har skjedd etter 2013 og er betydelig, med midlere innslag i 2018 på kun en fjerdedel av det som var typisk opp til 2013. Nivået av

rømt oppdrettslaks økte noe i 2019, men er fortsatt lavt i forhold til tidligere år.

Se Diserud mfl. (2019a) for en oppsummering av resultatene fra overvåkingen før 2014, og Glover mfl. (2019) for en beskrivelse av det nåværende overvåkingsprogrammets aktiviteter og resultater.



Figur 4.5. Gjennomsnittlig % rømt oppdrettslaks (o) i høstundersøkelsene for årene 2006–2019 for totalt 69 elver (Fiske 2013, Fiske mfl. 2014, Anon. 2015a, 2016a, 2017a, 2018, 2019a, 2020), vist for hele Norge. Prediksjoner basert på modell er vist med tykk linje (signifikant nedgående trend). Se Anon. (2020), for mer detaljer.

4.3.1.3 - Utfisking/fjerning av rømt oppdrettslaks fra elv

Data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet kommer til direkte anvendelse gjennom utfiskingsforskriften som Nærings- og fiskeridepartementet vedtok i 2015 (*Forskrift om fellesansvar for utfisking mv. av rømt oppdrettsfisk*), 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. Utføring av pålagte oppgaver fra forskriften ble satt i verk av OURO i 2016. Det ble gjennomført tiltak i 37 elver i 2016, 52 elver i 2017, 63 elver i 2018 og 37 elver i 2019. 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 og i vassdrag hvor mye oppdrettslaks blir observert. For nærmere informasjon om utfiskingstiltakene og gjennomføring i de ulike vassdragene se også rapporter fra aktører som har deltatt i fisket på OURO sine nettsider (www.utfisking.no).

Antall rømt oppdrettslaks fjernet fra elver av OURO og andre aktører i hvert produksjonsområde i perioden 2016–2019 utgjør datagrunnlaget for vurdering av denne faktoren i risikovurderingen (tabell 4.3).

Tabell 4.3 Antall rømt oppdrettslaks fjernet fra elver i perioden 2016-2019 for produksjonsområde 1-13.

Produksjonsområde	2016			2017			2018			2019		
	Antall elver med høyt eller middels innslag av rømt oppdrettslaks basert på resultater fra overvåkingsprogrammet	Antall elver med uttak	Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet	Antall elver med høyt eller middels innslag av rømt oppdrettslaks basert på resultater fra overvåkingsprogrammet	Antall elver med uttak	Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet	Antall elver med høyt eller middels innslag av rømt oppdrettslaks basert på resultater fra overvåkingsprogrammet	Antall elver med uttak	Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet	Antall elver med høyt eller middels innslag av rømt oppdrettslaks basert på resultater fra overvåkingsprogrammet	Antall elver med uttak	Totalt antall rømt oppdrettslaks fjernet
1 - Svenskegrensen til Jæren	0	0		0	0		0	1	2	0	1	5
2 - Ryfylke	0	5	13	0	4	4	0	4	7	2	6	64
3 - Karmøy til Sotra	14	19	424	10	14	173	12	10	183	10	11	262
4 - Norhordland til Stadt	9	12	141	2	9	77	9	11	40	11	14	383
5 - Stadt til Hustadvika	0	0		2	2	91	2	2	11	8	5	12
6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag	1	0		1	2	3	2	6	5	3	1	7
7 - Nord-Trøndelag med Bindal	1	0		1	2	24	1	2	12	3	4	38
8 - Helgeland til Bodø	4	6	404	4	7	13	6	5	9	4	4	15
9 - Vestfjorden og Vesterålen	2	3	38	4	5	24	2	5	13	5	5	39
10 - Andøya til Senja	5	5	32	3	10	46	8	7	25	5	6	35
11 - Kvaløya til Loppa	5	4	5	2	7	20	6	7	36	4	4	23
12 - Vest-Finnmark	1	1	1	2	4	6	2	2	2	1	3	2
13 - Øst-Finnmark	0	0		1	0		0			0		
Sum	42	55	1058	32	66	481	50	62	345	56	64	885

Kilde: Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2015, 2016, 2017, 2018 og 2019. Rapporter fra det Nasjonale Overvåkingsprogrammet. Fisken og havet Særnummer 2b 2016, Fisken og havet Særnummer 2b 2017, Fisken og havet Særnummer 2b 2018, Fisken og havet 2019-4, Fisken og havet 2020-3.

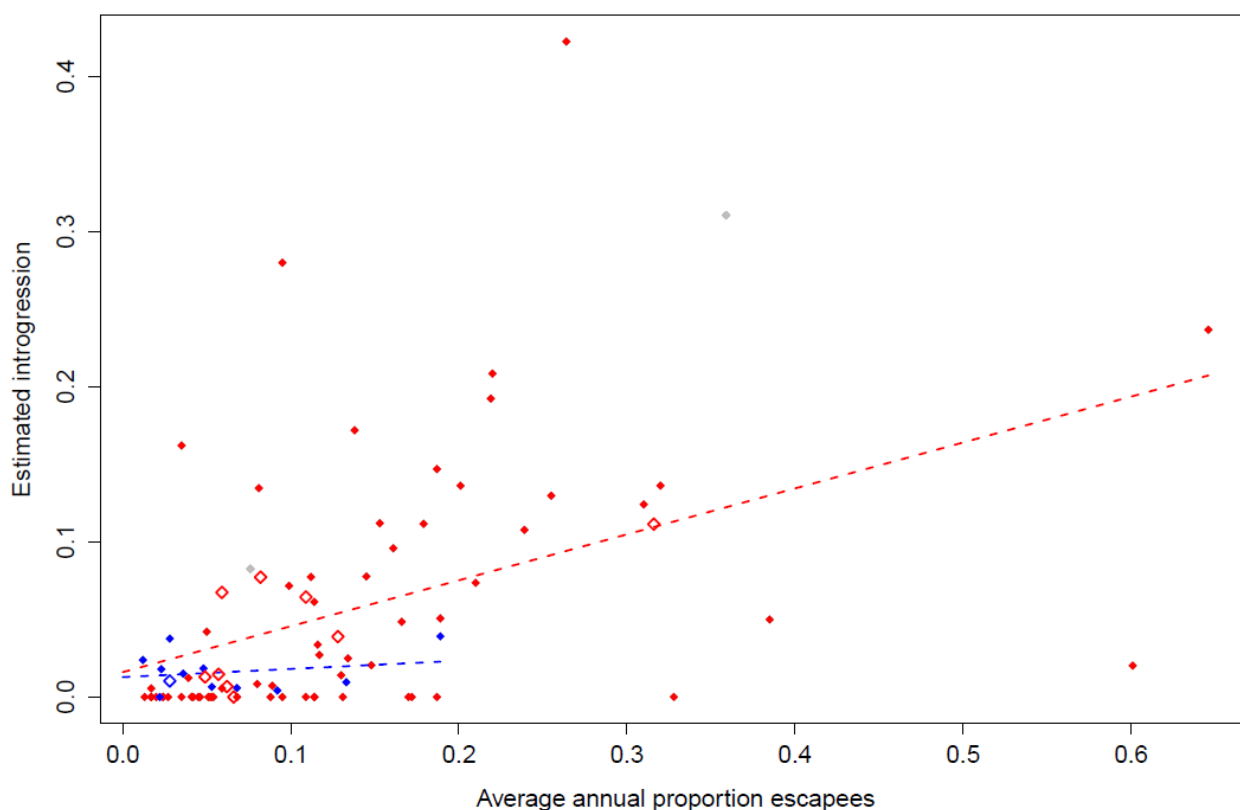
4.3.2 - Bestandenenes robusthet for ny innkryssing

Det er mange biologiske faktorer (bestandens størrelse, tetthet, livshistoriekarakteristikk og timing av kritiske hendelser som gyting) og fysiske faktorer (elvegradient 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 arbeid, blant annet i QuantEscape II (NFR-prosjekt 2016-2020), vil gi en bedre forståelse for risikofaktorer knyttet til sannsynligheten for genetisk innkryssing.

Noen faktorer har allerede vært undersøkt i forbindelse med 5 og 10-årsevalueringen av ordningen med nasjonale laksevasdrag, og -fjorder, hvor en bl.a. har sett på hvilke typer elver som tiltrekker seg rømt fisk (Fiske mfl. 2013, Hindar mfl. 2018). Studiene viser 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 oppdrettslaks i et vassdrag har en sammenheng med nærhet til og omfanget av oppdrett i nærheten sammenfaller med tidligere analyser (Fiske mfl. 2006) og er også dokumentert i andre land (Keyser mfl. 2018). Høy vannføring (og stor laksebestand) ansees å være viktig fordi det tiltrekker rømt oppdrettslaks (Mahlum mfl. 2020).

Hvor stor gytesuksess voksen rømt oppdrettslaks har på gyteplassene er avhengig av hvor mange ville konkurrenter de har. 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 innkryssing. 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 innkryssing 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 innkryssing på vassdragsnivå. I et arbeid med 20 vassdrag, fant Glover mfl. (2013) en sammenheng mellom beregnet forekomst av rømt oppdrettslaks over tid og beregnet innkryssing. De fant at 47 % av variansen i genetisk innkryssing ble forklart av andel rømt oppdrettslaks 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 arbeid som viste at forekomst av rømt oppdrettslaks i perioden 1989–2012 (gjennomsnittlig årsprosent, etter Diserud mfl. 2013) forklarte 24 % av variansen i genetisk innkryssing i 77 undersøkte vassdrag. Da forfatterne utførte analysen på et regionalt nivå, økte forklaringsstyrken til 56 %. Oppsummert viser disse analysene at selv om det er en sammenheng mellom andel rømt oppdrettslaks i bestanden og genetisk innkryssing (figur 4.6), så er det også andre faktorer i elven som har betydning.



Figur 4.6. Forholdet mellom gjennomsnittlig årsprosent (andel) av rømt oppdrettslaks i perioden 1989–2012 og beregnet genetisk innkryssing 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 regresjonslinjen for henholdsvis Sør-Norge (rød) og Finnmark (blå). Figuren er fra Karlsson mfl. (2016).

4.3.2.1 - Villaksens bestandsstatus

Antall gytelaks (kilo hunnlaks) som trengs for å utnytte elvens produksjonspotensial kalles gytebestandsmål (Hindar mfl. 2007). Bestander som både når gytebestandsmålet og har et høyt produksjonspotensial er trolig mer robuste mot innkryssing av rømt oppdrettslaks enn bestander som har lite produksjonspotensial og/eller som ikke når gytebestandsmålet.

Oppnåelse av gytebestandsmål og høstingspotensial til bestandene beregnes årlig av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL), og brukes her som en indikator for villaksbestandens robusthet for ny innkryssing av rømt oppdrettslaks. I «Kvalitetsnorm for ville bestander av laks (*Salmo salar*)», delnorm *gytebestandsmål* og *høstingspotensial*, blir bestandene av VRL delt inn i kategoriene: «svært god», «god», «moderat», «dårlig» og «svær dårlig» kvalitet (Anon. 2019b).

Dersom bestandene når sine gytebestandsmål, har de mange nok ville gytelaks på gyteplassene til å kunne utnytte elvas produksjonspotensial. Konkurransen på gyteplassen blir enda sterkere dersom flere villaks enn gytebestandsmålet er til stede på gyteplassen. Bestander med høyt høstingspotensial (vesentlig flere voksenlaks kommer tilbake enn det som er nødvendig for å nå gytebestandsmålet) har også større sannsynlighet for å nå gytebestandsmålet i årene som kommer, selv om overlevelsen i havet skulle bli redusert. Konkurransen mellom ungfiskene i elven vil også være større hvis det er mange ville ungfisk å konkurrere med (Skaala mfl. 2012). Det antas derfor at bestander som både når gytebestandsmålet og har et høyt produksjonspotensial er mer robuste mot innkryssing av rømt oppdrettslaks enn bestander som har lite produksjonspotensial og/eller som ikke når gytebestandsmålet.

I risikovurderingen er vurderingen av villaksens bestandsstatus i produksjonsområdene basert på beregninger av mål-

oppnåelse for *gytebestandsmål* og *høstingspotensial* (Anon. 2015b, 2016b, 2017b, 2018b og 2019b) for den enkelte villaksbestand i perioden 2015–2019 (tabell 4.4).

Tabell 4.4 Villaksens bestandsstatus for produksjonsområde 1-13.

					Uveid			Veid	
Produksjonsområde	Antall laksevassdrag	Antall elver undersøkt	Prosent gytebestandsmål evaluert	Gjennomsnittlig gytebestandsmåloppnåelse (%)	Gjennomsnittlig høstingspotensiale (% av normalt høstingspotensiale for området)	Gytebestandsmål og høstingspotensiale	Gjennomsnittlig gytebestandsmåloppnåelse (%)	Gjennomsnittlig høstingspotensiale (% av normalt høstingspotensiale for området)	Gytebestandsmål og høstingspotensiale
1 - Svenskegrensen til Jæren	40	22	86	97	75	Moderat	93	77	Moderat
2 - Ryfylke	22	14	94	100	107	Svært god	99	98	Svært god
3 - Karmøy til Sotra	18	9	76	91	54	Dårlig	94	73	Moderat
4 - Norhordland til Stadt	43	30	91	94	79	Moderat	89	51	Svært dårlig
5 - Stadt til Hustadvika	46	23	55	89	80	Moderat	88	76	Dårlig
6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag	76	23	85	92	67	Moderat	91	54	Dårlig
7 - Nord-Trøndelag med Bindal	24	12	96	86	70	Dårlig	94	100	Svært god
8 - Helgeland til Bodø	30	7	33	94	62	Moderat	92	49	Svært dårlig
9 - Vestfjorden og Vesterålen	57	16	67	89	55	Svært dårlig	91	59	Dårlig
10 - Andøya til Senja	26	14	92	89	73	Dårlig	95	86	God
11 - Kvaløya til Loppa	20	9	67	84	62	Dårlig	77	41	Svært dårlig
12 - Vest-Finnmark	26	9	95	98	91	Svært god	99	100	Svært god
13 - Øst-Finnmark	20	16	95	96	94	Svært god	80	65	Dårlig

Kilde: Vitenskapsrådet for lakseforvaltnings vurderinger av enkeltbestander. <https://vitenskapsradet.no/VurderingAvEnkeltbestander/#/map>

4.3.2.2 - Villaksens genetiske status

Rømt oppdrettslaks og deres avkom har antakeligvis større suksess i konkurranse med innkryssede individer enn med ikke-innkrysset villaks. Det er derfor sannsynlig at høy innkryssing av oppdrettslaks i bestandene vil gjøre dem mindre robuste for innkryssing av rømt oppdrettslaks i framtiden enn bestander som har liten grad av innkryssing.

NINA og Havforskningsinstituttet har i samarbeid produsert et omfattende sett med estimater for tidligere genetisk innkryssing av rømt oppdrettslaks i 239 vassdrag, hvorav 227 regnes som laksebestander (Diserud mfl. 2020), som representerer om lag 94 % av villaksressursene i Norge (beregnet som andel av det totale gytebestandsmålet). Resultatene viser at oppdrettslaks er krysset inn i et stort antall elver: store genetiske forandringer er påvist i 68 vassdrag (> 10 % endring), moderate genetiske forandringer er påvist i 22 vassdrag (4-10 % endring), svake genetiske forandringer er indikert i 69 vassdrag (1-4 % endring) og ingen genetiske forandringer er observert i 80 vassdrag (< 1 % endring) (figur 4.7). Dette viser at genetisk innkryssing forekommer i en stor del av elvene i Norge da 2/3 deler av bestandene er plassert i kategoriene svake genetisk forandringer indikert til store genetisk forandringer dokumentert.

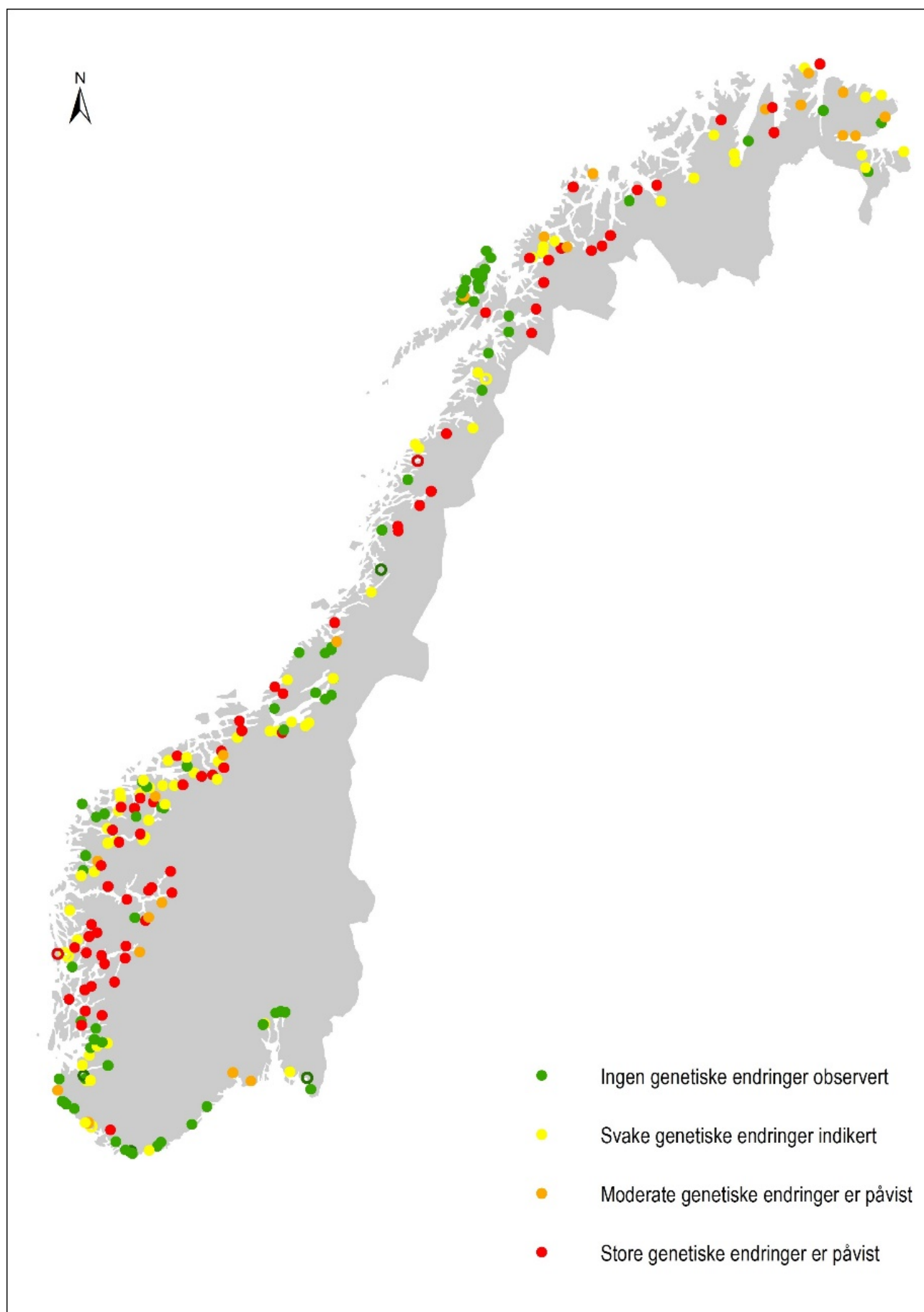
Det er utarbeidet kvalitative og kvantitative kriterier for hver av de fire tilstandsklassene, og i alt er det undersøkt om lag 52 000 villaks for å beskrive genetisk innkryssing i ville laksebestander. Beskrivelsen av genetisk status utgjør delnorm genetisk integritet til «Kvalitetsnorm for ville bestander av laks (*Salmo salar*)» og første statusrapport ble publisert for 125 elver i 2016 (Diserud mfl. 2016).

Over tid vil innkryssing av rømt oppdrettslaks kunne forandre egenskapene til de ville laksebestandene, redusere antall villaks som produseres og svekke bestandenes evne til å tilpasse seg endringer i miljøet. Innkryssing av rømt oppdrettslaks vil derfor både kunne svekke bestandene, og dermed gjøre dem mindre robuste mot framtidig innkryssing av rømt oppdrettslaks. I risikovurderingen blir den genetiske påvirkningen av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander oppsummert per produksjonsområde (tabell 4.5).

Tabell 4.5 Villaksens genetiske status i produksjonsområde 1-13. Grønn, gul, oransje og rød refererer til de fire kategoriene fra Diserud mfl. 2020 for klassifisering av elver med hensyn til genetisk integritet.

Produksjonsområde	Antall lakse- vassdrag	Antall vurderte	Laksevassdrag vurdert (%)	Samlet gyte- bestandsmål (kg hunnfisk)	Gyte- bestandsmål vurderte (kg)	Gyte- bestandsmål vurdert (%)	Grønn			Gul			Oransje			Rød			Genetisk innkryssing	Ge- netisk inn- kryssing - GBM veid
							Antall	Andel	Gyte- bestandsmål vektet	Antall	Andel	Gyte- bestandsmål vektet	Antall	Andel	Gyte- bestandsmål vektet	Antall	Andel	Gyte- bestandsmål vektet		
1 - Svenskegrensen til Jæren	40	24	60	49,686	47,981	97	16	0.67	0.58	4	0.17	0.06	3	0.13	0.33	1	0.04	0.04	0.02	0.02
2 - Ryfylke	22	16	73	9,006	8,714	97	8	0.50	0.676	6	0.375	0.219	0	0.00	0.00	2	0.13	0.10	0.03	0.01
3 - Karmøy til Sotra	18	12	67	3,666	3,621	99	1	0.08	0.12	0	0.00	0.00	1	0.08	0.12	10	0.83	0.76	0.16	0.15
4 - Norhordland til Stadt	43	33	77	21,104	19,771	94	4	0.12	0.09	11	0.33	0.16	3	0.09	0.39	15	0.45	0.35	0.09	0.07
5 - Stadt til Hustadvika	46	27	59	17,760	15,256	86	8	0.30	0.16	12	0.44	0.22	1	0.04	0.05	6	0.22	0.57	0.06	0.12
6 - Nordmøre og Sør-Trøndelag	76	29	38	87,002	83,820	96	7	0.24	0.39	12	0.41	0.51	1	0.03	0.06	9	0.31	0.04	0.07	0.02
7 - Nord-Trøndelag med Bindal	24	6	25	27,215	25,120	92	3	0.50	0.19	1	0.17	0.04	1	0.17	0.74	1	0.17	0.03	0.05	0.04
8 - Helgeland til Bodø	30	11	37	18,303	14,763	81	3	0.27	0.02	3	0.27	0.18	0	0.00	0.00	5	0.45	0.80	0.10	0.12
9 - Vestfjorden og Vesterålen	57	20	35	6,192	3,838	62	16	0.80	0.74	1	0.05	0.04	1	0.05	0.03	2	0.10	0.19	0.02	0.03
10 - Andøya til Senja	26	15	58	12,434	11,476	92	4	0.27	0.12	4	0.27	0.15	2	0.13	0.04	5	0.33	0.69	0.08	0.08
11 - Kvaløya til Loppa	20	9	45	8,550	7,523	88	1	0.11	0.49	1	0.11	0.06	1	0.11	0.02	6	0.67	0.43	0.22	0.16
12 - Vest-Finnmark	26	9	35	26,426	25,168	95	1	0.11	0.11	4	0.44	0.81	1	0.11	0.00	3	0.33	0.07	0.07	0.03
13 - Øst-Finnmark	20	16	80	75,305	74,902	99	3	0.19	0.82	6	0.38	0.07	6	0.38	0.11	1	0.06	0.00	0.04	0.01
Sum	448	227	51	362,649	341,953	94	75	0.33		65	0.28		21	0.09		66	0.29			

Kilde: Diserud mfl. 2020. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2020. NINA Rapport 1926. Norsk institutt for naturforskning.



Figur 4.7 Genetisk status i 239 vassdrag, hvorav 227 regnes som laksebestander, i forhold til kvalitetselementet genetisk integritet. In-

gen genetisk endring ble observert i 76 laksebestander (grønne sirkler), svake genetiske endringer ble indikert i 64 laksebestander (gule sirkler), moderate genetiske endringer ble påvist i 21 laksebestander (oransje sirkler), mens store genetiske endringer ble påvist i 66 laksebestander (røde sirkler). I de tolv vassdragene med forekomst av laks, men som ikke er definerte som egne laksebestander (elleve ikke klassifisert som laksevassdrag og ett sidevassdrag) ble ingen genetisk endring ble observert i 4 bestander (grønne åpne sirkler), svake genetiske endringer ble indikert i 5 bestander (gule åpne sirkler), moderate genetiske endringer ble påvist i 1 bestand (oransje åpen sirkel), mens store genetiske endringer ble påvist i 2 bestander (røde sirkler). For mer utfyllende forklaring av de fire kategoriene se Diserud mfl. (2020) der figuren er hentet fra.

Til tross for at det nå er beregnet innkryssingsnivå av rømt oppdrettslaks i 227 laksebestander i Norge, er det i liten grad publisert tilsvarende estimater i andre land med lakseoppdrett. I nyere tid er det derimot publisert flere studier fra Canada (Sylvester 2018, 2019, Wringe 2018) og det pågår arbeid i andre land. Norge fremstår dermed som et globalt kunnskapssenter på denne problemstillingen, da en slik omfattende oversikt ikke foreligger i andre land.

4.4 - 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. 2015a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2014. Fisken og havet, særnr. 2b–2015.

Anon. 2016a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2015. Fisken og havet, særnr. 2b–2016.

Anon. 2017a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2016. Fisken og havet, særnr. 2b–2017.

Anon. 2018. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2017. Fisken og havet, særnr. 2–2018.

Anon. 2019a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2018. Fisken og havet, nr. 2019–4.

Anon. 2020. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkingsprogrammet 2019. Fisken og havet, nr. 2020–3.

Anon. 2015b. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 8.

Anon. 2016b. Status for norske laksebestander i 2016. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 9.

Anon. 2017b. Status for norske laksebestander i 2017. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 10..

Anon. 2018b. Status for norske laksebestander i 2018. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 11.

Anon. 2019b. Status for norske laksebestander i 2019. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 12.

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.

Besnier F, Solberg MF, Harvey AC, Carvalho GR, Bekkevold D, Taylor MI, Creer S, Nielsen EE, Skaala Ø, Ayllon F, Dahle G & Glover KA. 2020. Epistatic regulation of growth in Atlantic salmon revealed: a QTL study performed on the

domesticated-wild interface. *BMC Genetics* **21** .

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.

Bradbury IR, Duffy S, Lehnert SJ, Johannsson R, Fridriksson JH, Castellani M, Burgetz I, Sylvester E, Messmer A, Layton K, Kelly N, Dempson JB & Fleming I.A. 2020a. Model-based evaluation of the genetic impacts of farm-escaped Atlantic salmon on wild populations. *Aquaculture Environment Interactions* **12** , 45–59.

Bradbury IR, Burgetz I, Coulson MW, Verspoor E, Gilbey J, Lehnert SJ, Kess T, Cross T, Vasemagi A, Solberg MF, Fleming I, McGinnity P. 2020b. Beyond hybridization: the genetic impacts of non-reproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. *Aquaculture Environment Interactions* **12**: 429-445.

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.

Castellani M, Heino M, Gilbey J, Araki H, Svåsand T & Glover K. 2018. Modeling fitness changes in wild Atlantic salmon populations faced by spawning intrusion of domesticated escapees. *Evolutionary Applications* , 1–16.

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 K, Skaala Ø. 2016. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander. Vedlegg Notat NINA/HI, s. 53–85 i Anon. 2016. Klassifisering av 104 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr. 4. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- 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.
- Diserud OH, Fiske P, Sægrov H, Urdal K, Aronsen T, Lo H, Barlaup BT, Niemela E, Orell P, Erkinaro J, Lund RA, Økland F, Østborg GM, Hansen LP, Hindar K. 2019a Frequency of escapees in Norwegian rivers 1989–2013. *Ices Journal of Marine Science* 76, 1140–50.
- Diserud OH, Hindar K, Karlsson S, Glover KA, Skaala Ø. 2019b. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2019. NINA Rapport 1659. 72 s.
- Diserud OH, Hindar K, Karlsson S, Glover KA, Skaala Ø. 2020. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2020. NINA Rapport 1926. Norsk institutt for naturforskning. ISBN: 978-82-426-4702-3
- 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, R A, 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, OH, 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, Gjølén 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.
- Gjølén 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 KA, 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, Taranger 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.
- Glover KA, Urdal K, Næsje T, Skoglund H, Florø-Larsen B, Otterå H, Fiske P, Heino M, Aronsen T, Sægrov H, Diserud O, Barlaup BT, Hindar K, Bakke G, Solberg I, Lo H, Karlsson S, Skaala Ø, Lamberg A, Kanstad-Hanssen Ø, Muladal R, Skilbrei OT & Wennevik V. 2019. Domesticated escapees on the run: the second-generation monitoring program reports the numbers and proportions of farmed Atlantic salmon in >200 rivers annually *Ices Journal of Marine Science* 76, 1151–61.

- Glover KA, Wennevik V, Hindar K, Skaala Ø, Fiske P, Solberg MF, Diserud OH, Svåsand T, Karlsson S, Andersen L.B, Grefsrud ES. 2020. The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlantic salmon escapees in a risk assessment framework. *Fish and Fisheries*, akseptert.
- Grefsrud ES, Svåsand T, Glover KA, Husa V, Kupka-Hansen P, Samuelsen OB, Sandlund N, Stien LH. 2019. Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2019. *Fisken og Havet* 2019–5.
- 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. Vandring 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 MF, Dyrhovden L, Matre IH, 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 MF, Troianou E, Carvalho GR, Taylor M, Creer S, Dyrhovden 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.
- Harvey A, Solberg MF, Glover KA, Taylor MI, Creer S, Carvalho GR. 2016d. Plasticity in response to feed availability: Does feeding regime influence the relative growth performance of domesticated, wild and hybrid Atlantic salmon *Salmo salar* parr? *Journal of Fish biology* 89:3
- 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.
- Hindar K, Diserud OH, Fiske P, Forseth T, Jensen A J, Ugedal O, Jonsson N, Storeid S.-E, Arnekleiv JV, Saltveit SJ, Sægrov H, Sættem LM. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. *NINA Rapport* 226. 78 s.
- Hindar K, Diserud OH, Fiske P, Karlsson S, Bolstad GH, Foldvik A, Wennevik V, Bremset G og Rosten C. 2018. Evaluering av nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder: Rømt oppdrettslaks, genetisk innkryssing og bestandsstatus. *NINA Rapport* 1461. Norsk institutt for naturforskning.
- 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 RD, Haley CS, Hamilton A. 2008 Major quantitative trait loci affect resistance to infectious pancreatic necrosis in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Genetics* 178: 1109–1115.
- Hutchings JA. 1991. The threat of extinction to native populations experiencing spawning intrusions by cultured Atlantic

salmon. *Aquaculture*, 98: 119–132.

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.

Jacobsen JA, Hansen LP. 2001. Feeding habits of wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the Northeast Atlantic. *Ices Journal of Marine Science* 58, 916–33.

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 densityindependent 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.

Jørgensen KM, Solberg MF, Besnier F, Thorsen A, Fjellidal PG, Skaala O, Malde K, Glover KA. 2018. Judging a salmon by its spots: environmental variation is the primary determinant of spot patterns in *Salmo salar*. *Bmc Ecology* 18.

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.

Keyser F, Wringe BF, Jeffery NW, Dempson JB, Duffy S & Bradbury IR. 2018. Predicting the impacts of escaped farmed Atlantic salmon on wild salmon populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1–7.

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.
- Liu YJ, Diserud OH, Hindar K, Skonhoft A. 2013. An ecological-economic model on the effects of interactions between escaped farmed and wild salmon (*Salmo salar*). *Fish and Fisheries* 14, 158–73.
- Lura H, Sægvog H. 1991. Documentation of successful spawning of escaped farmed female Atlantic salmon, *Salmo salar* , in Norwegian rivers. *Aquaculture* 98: 151–159.
- Lura H, Økland F. 1994. Content of synthetic astaxanthin in escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., ascending Norwegian rivers. *Fisheries Management and Ecology*, 1: 205–216.
- Madhun AS, 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.
- Mahlum S, Skoglund H, Wiers T, Norman ES, Barlaup BT, Wennevik V, Glover KA, Urdal K, Bakke G, Volsett KW. 2019. Swimming with the fishes: validating drift diving to identify farmed Atlantic salmon escapees in the wild. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 417–427.
- Mahlum S, Vollset KW, Barlaup BT, Skoglund H, Velle G. 2020. Salmon on the lam: Drivers of escape farmed fish abundance in rivers. *Journal of Applied Ecology*.
- 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. *Hereditas* 127: 239–248.
- Moen T, Baranski M, Sonesson A K, Kjølglum 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, Bjerkeng 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.
- Ozerov M, Vähä J-P, Wennevik V, Svenning M-A, Vasemägi A, Diaz Fernandez R, Unneland L, Haapanen K, Niemelä E, Falkegård M, Prusov S, Lyzhov I, Rysakova K, Kalske T, Christiansen B. 2017. Comprehensive microsatellite baseline for genetic stock identification of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in northernmost Europe. *ICES Journal of Marine Science*, 74(8): 2159–2169.
- Perry WB, Solberg MF, Besnier F, Dyrhovden L, Matre HH, Fjellidal PG, Ayllon F, Creer S, Llewellyn M, Taylors MI, Carvalhol G & Glover KA. 2019. Evolutionary drivers of kype size in Atlantic salmon (*Salmo salar*): domestication, age and genetics. *Royal Society Open Science* 6, 14.
- Perry WB, Solberg MF, Brodie C, Medina AC, Pillay KG, A. E, Harvey AC, Creer S, Llewellyn M, Taylor AC et al: Disentangling the effects of sex, life history and genetic background in Atlantic salmon: growth, heart and liver under common garden conditions. *R Soc Open Sci* 2020, 7 (200811)
- 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, Prodohl 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.
- Robertsen G, Reid D, Einum S, Aronsen T, Fleming I, Sundt-Hansen L, Karlsson S, Kvingedal E, Ugedal O, Hindar K. 2019. Can variation in standard metabolic rate explain contextdependent performance of farmed salmon offspring? *Ecology and Evolution* 9, 212–22.
- 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.
- Skaala Ø, Besnier F., Borgstrom R., Barlaup B., Sorvik A.G., Normann E., Ostebo B.I., Hansen M.M. & Glover K.A. 2019. An extensive common-garden study with domesticated and wild Atlantic salmon in the wild reveals impact on

smolt production and shifts in fitness traits. *Evolutionary Applications* 12 , 1001–16.

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 MF, 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 MF, 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.

Solberg MF, Robertsen G, Sundt-Hansen LE, Hindar K, Glover KA. 2020. [Domestication leads to increased predation susceptibility](#). *Scientific Reports* 10: 1929.

Sylvester EVA, Wringe BF, Duffy SJ, Hamilton LC, Fleming IA, Bradbury IR. 2018. Migration effort and wild population size influence the prevalence of hybridization between escaped farmed and wild Atlantic salmon. *Aquaculture Environment Interactions* 10, 401–11.

Sylvester EVA, Wringe BF, Duffy SJ, Hamilton LC, Fleming IA, Castellani M, Bentzen P, Bradbury IR. 2019. Estimating the relative fitness of escaped farmed salmon offspring in the wild and modelling the consequences of invasion for wild populations. *Evolutionary Applications* 12, 705–17.

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 førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på villlevende laksefisk. *Fisken og havet*, 13-2010, Havforskningsinstituttet, Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7–2012.

- Taranger GL, Karlsen O, 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* 72, 997–1021.
- 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, Romakkaniemi 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.
- Wennevik V, Quintela M, Skaala Ø, Verspoor E, Prusov S, Glover KA. 2019. Population genetic analysis reveals a geographically limited transition zone between two genetically distinct Atlantic salmon lineages in Norway. *Ecology and Evolution*
- Wringe BF, Jeffery NW, Stanley RRE, Hamilton LC, Anderson EC, Fleming IA, Grant C, Dempson JB, Veinott G, Duffy SJ, Bradbury IR. 2018. Extensive hybridization following a large escape of domesticated Atlantic salmon in the Northwest Atlantic. *Communications Biology* 1.
- 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 escapement events from commercial fish farms. *Fish Manage Ecol* 20:42-51.

5 - Miljøeffekter som følge av utslipp av løste næringssalter fra fiskeoppdrett

Forfatter(e): Vivian Husa (HI)



Tare. Foto: Erling Svendsen.

5.1 - Innledning

Løste næringssalter slippes ut i kystvann fra befolkning (kloakk), industri, jordbruk og akvakultur. Ekstra næringssalter til norske kystområder kommer også som langtransporterte tilførsler, hovedsakelig med kyststrømmen med opprinnelse i Østersjøen og Tyskebukta. Fra svenskegrensa til Jæren er det hovedsakelig andre kilder enn akvakultur som bidrar til utslippene til kystvann, mens fra Rogaland til Finnmark er akvakultur den største kilden.

Når laksefisk spiser i anleggene vil det slippes ut løst nitrogen og fosfor via gjellene og også en mindre andel i form av urea. Ekstra tilførsel av næringssalter til kystvannet kan føre til økt planteplanktonproduksjon, økt mengde dyreplankton og økt mengde nedfall til bunn med konsekvenser for oksygenkonsentrasjoner i bunnvann og effekter på dyresamfunn i sedimentene (eutrofi).

[Les mer om risikorapporten](#)

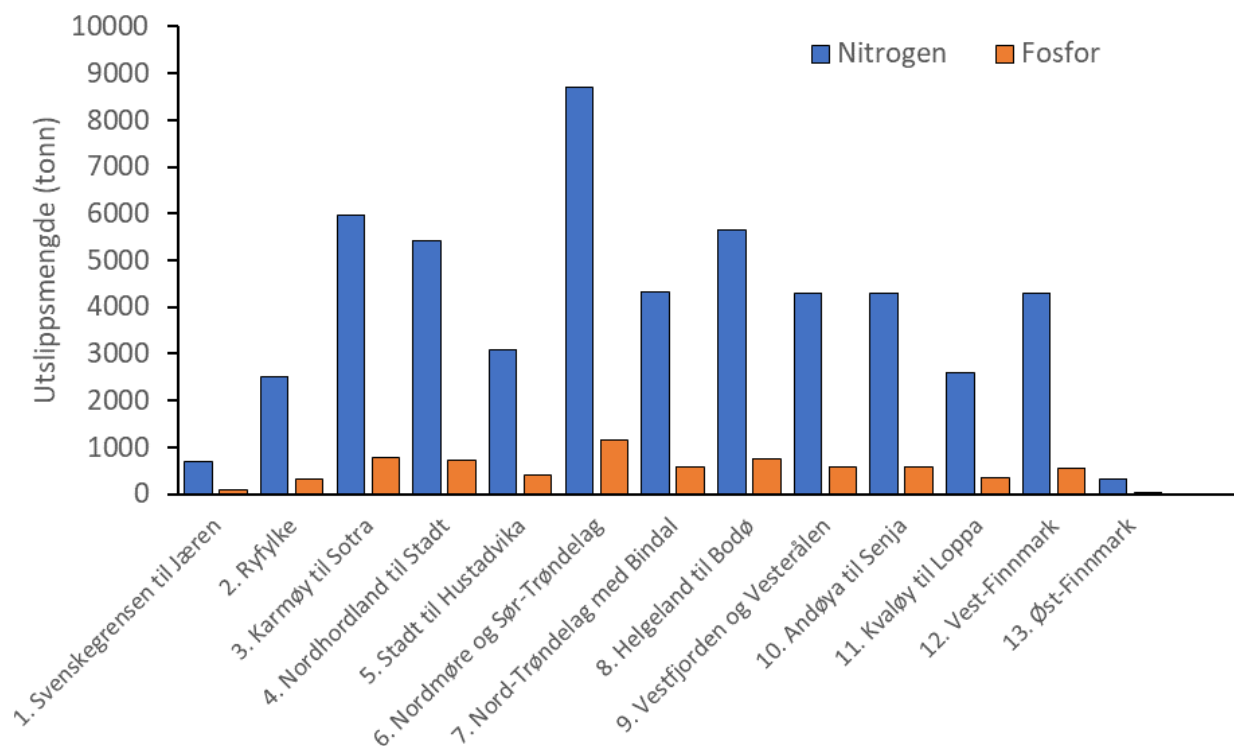
[Kapittel 5 i risikorapporten](#)

5.2 - Utslippsmengde

Norsk produksjon av laks og regnbueørret var om lag 1 340 000 tonn i 2018 og i 1 441 600 tonn 2019 (uttak til slakt, kilde: Fiskeridirektoratet). Vi har i denne risikovurderingen brukt gjennomsnittlig årlig produksjon for 2018-2019 som utgangspunkt for beregningene. Oppløst nitrogen og fosfor slippes ut fra matfiskanlegg som uorganiske forbindelser dannet ved fiskens metabolisme. Utslippsmengden av løste næringssalter vil være proporsjonal med fiskeproduksjonen. Det er 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 godt nok verifiserte. Modellberegninger 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 (tabell 5.1). Vi har i risikovurderingen derfor valgt å bruke TEOTIL modellen som estimerer de høyeste utslippene av løste næringssalter (38,4 kg løst nitrogen og 5,1 kg løst fosfor per tonn laks produsert), for å ikke underestimere utslippene. Dette vil gi estimerte årlige utslipp på 52 111 tonn løst nitrogen og 6885 tonn løst fosfor i perioden 2018-2019. Til sammenligning slippes det årlig ut om lag 48 000 tonn nitrogen og 2600 tonn fosfor til vann fra jordbruk, avløp og landbasert industri (SSB). Figur 5.1 viser utslippsmengde av løst nitrogen og fosfor fra matfiskproduksjon i produksjonsområdene langs kysten.

Tabell 5.1 Utslipp av løst uorganisk nitrogen (DIN) og løst uorganisk fosfor (DIP) (kg) per tonn produsert laks og regnbueørret beregnet med to ulike massebalansebudsjett og to modeller.

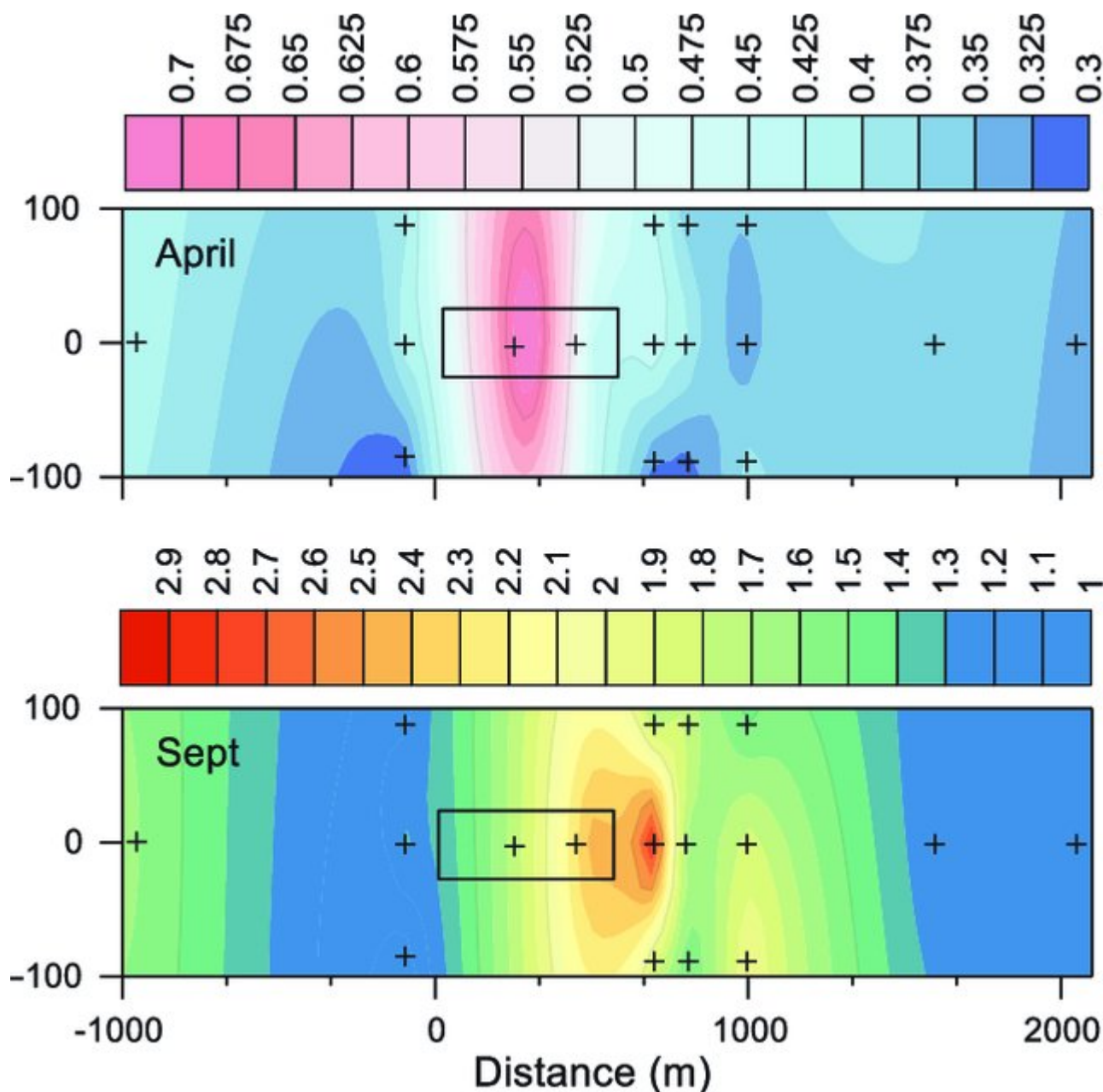
	DIN-kg/tonn fisk	DIP kg/tonn fisk
Massebalansebudsjett I (Wang mfl. 2012)	36	2,45
Massebalansebudsjett II (Torrissen mfl. 2016)	23	- 1,5
ANCYLUS (Svåsand mfl. 2016)	20	3
TEOTIL (Norderhaug 2016 mfl. 2016a)	38,4	5,1



Figur 5.1 Gjennomsnittlig årlig (2018-2019) utslippsmengde av løst nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrett i produksjonsområdene langs norskekysten.

5.3 – Spredning og fortykning

Når fisk produseres i åpne merdanlegg slippes det ut næringssalter direkte til miljøet. Disse omfatter 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 næringssalter fra oppdrettsanlegg, og de fleste konkluderer med relativt svake pulser inntil 1-2 km fra merdene (sammenstilt i Price mfl. 2015). Hvor langt disse pulsene med forhøyede næringssaltverdier strekker seg, vil variere med lokale forhold (vannutskifting, strømforhold o.a.) og biomassen av fisk i anleggene. Utslippsmengde fra fiskeproduksjonen vil også variere med årstiden siden fisken vokser mest om sommeren, noe som gir høyest utslipp i denne perioden. Figur 5.2 viser et eksempel på fordelingen av ammonium (nitrogen) ved et stort lakseanlegg (5000 tonn) på åpen kyst nær Florø i Sogn og Fjordane ved lav og høy produksjon i anlegget (Jansen mfl. 2018).



Figur 5.2 Ammoniumkonsentrasjoner (dybdeintegrerte middelverdier) 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 $\mu\text{mol/l}$, merk ulike fargeskala på figurene) (figur fra Jansen mfl. 2018).

Utslipp fra akvakultur står for det største menneskeskapte bidraget av næringssalter til norsk kystvann på strekningen Rogaland–Finnmark. Utslipp av ekstra næringssalt i områder med dårlig vannutskifting kan føre til at næringssaltkonsentrasjonen i sjøvannet øker lokalt. Tidligere lå en rekke anlegg delvis innelukkede områder, noe som førte til lokale overgjødslingsprosesser. De fleste norske oppdrettsanlegg ligger i dag lokalisert i områder med god overflatestrøm. Dette er nødvendig for at fisken i anleggene skal trives og få nok oksygen. Samtidig sørger overflatestrømmen for utskifting av overflatevannet og er med på å spre og fortynne de løste næringssaltene.

5.4 - Effekter av utslipp av løste næringssalt

5.4.1 - Endring i planteplanktonproduksjonen (eutrofi)

Effekten av næringssaltutslippene på planteplanktonproduksjonen vil avhenge av sjøareal, oppholdstid og grad av

innblanding av andre vannmasser (vannsirkulasjon). 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 planteplanktonproduksjon, økt nedbrytning av algebiomasse i dypet og oksygenmangel i bunnvannet. Denne tilstanden kaller vi eutrofi.

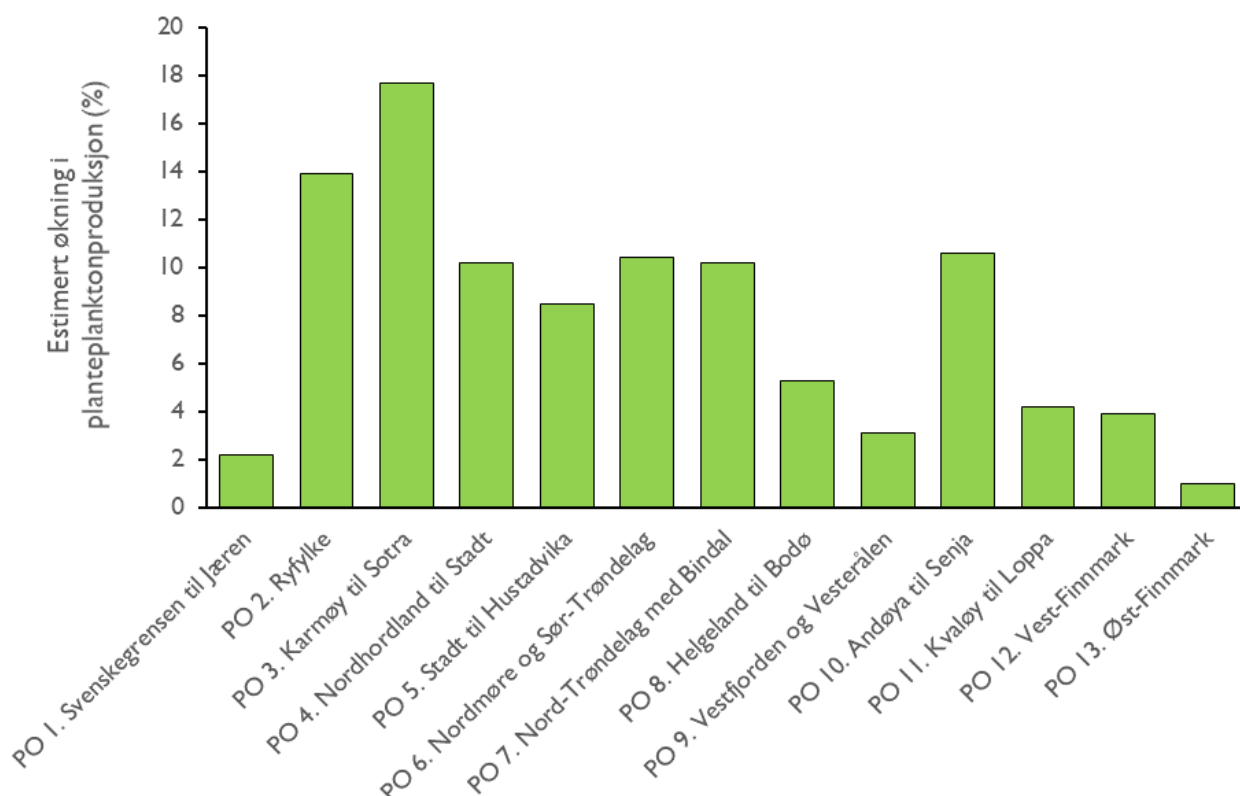
Overgjødning (eutrofiering) av de kystvann defineres av OSPAR som ekstra tilførsler av næringssalter som forårsaker en økt vekst av alger eller vannplanter og fører til uønsket forstyrrelse av balansen mellom organismer i vannet og av kvaliteten på vannet de lever i (Anon 2017). Regionale effekter av utslipp av næringssalter er kjent fra flere deler av verden der menneskeskapte utslipp fra jordbruk og kloakk har skapt store problemer.

En rekke studier har undersøkt planteplanktonforekomstene nært oppdrettsanlegg, men har ikke kunnet påvise forhøyede verdier ved anleggene (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).

Målinger fra områder med høy tetthet av oppdrettsanlegg i Chile, Skottland, Middelhavet (Gowen & Ezzi 1994; Soto & Norambuena 2004; Pitta mfl. 2006) har ikke vist verdier som tyder på 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 heller ingen økte næringssalt- eller klorofyllverdier i de åpne vannmassene (Husa mfl. 2014a).

5.4.2 - Teoretisk beregning av respons i planteplanktonproduksjon

Effekten av utslippene på planteplanktonproduksjonen vil avhenge av sjøareal, oppholdstid og grad av innblanding av andre vannmasser (vannsirkulasjon). Det er mulig å gjøre enkle beregninger av responsen i planteplanktonproduksjonen. Midlere planteplanktonproduksjon i norske kyst- og fjordområder er ca. 135 gram C/m² /år (Wassmann 1990 a, b). Hvis en antar at 100 % av det løste nitrogenet som slippes ut fra matfiskanlegg omsettes til planktonproduksjon, ser vi av figur 3.3 at det vil være størst relativ økning i de naturlige nivåene av planteplanktonbiomasse i produksjonsområde 3 Karmøy til Sotra (17,7 %) og minst i produksjonsområde 12 Øst-Finnmark (1,0 %). Med en teoretisk økning på 17,7 % i planteplanktonproduksjonen, slik som i produksjonsområde 3, vil klorofyll-a-verdiene fremdeles ligge innenfor grensen for god vannkvalitet (Svåsand mfl. 2016). Som mål på overgjødning benyttes her at konsentrasjonen av planteplankton ikke skal være mer enn 50 % over naturlig referansetilstand. Utslippene er beregnet på grunnlag av data fra Fiskeridirektoratets biomassestatistikk for og viser årlige utslipp som gjennomsnittstall i perioden 2018-2019 fordelt på produksjonsområder. Sjøarealene i de ulike produksjonsområdene vil variere, derfor er utslippsmengden vurdert per kystnært sjøareal. Kystnært sjøareal er her definert som arealet innenfor 2 km fra kystlinjen. Dette er gjort fordi samme utslippsmengde vil kunne ha større effekt i et lite sjøareal enn den vil ha i et stort. Beregningene er utført på det totale sjøarealet i hvert produksjonsområde og tar ikke hensyn til lokale forskjeller som områder med mindre vannutskifting og områder med spesielt høy fiskeproduksjon, som kan gi betydelig høyere prosentvis økning enn verdiene vist i figur 5.3.



Figur 5.3 Estimert prosentvis økning i planteplanktonproduksjonen som følge av årlige utslipp av løst nitrogen fra matfiskanlegg (2018-2019) fordelt på produksjonsområder (basert på 100 prosent utnyttelse av nitrogen til karbonfiksering).

5.4.3 - Endringer i makroalgесamfunn på hardbunn

Makroalgесamfunn 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 overgjødslende områder er kjent fra flere deler av verden (Liu mfl. 2010; Pang mfl. 2010; Ménesguen 2010). En undersøkelse av makroalger på hardbunn i Hardangerfjorden, der man har hatt lengre tid med høy oppdrettsintensitet, viste ingen overgjødslings effekter på makroalgесamfunn i fjorden (Husa mfl. 2014b).

5.5 - Overvåkning av miljøtilstand i kystvann

Næringssaltkonsentrasjoner, klorofyll-a verdier (planteplankton) og makroalgесamfunn på hardbunn inngår i overvåkning av miljøkvalitet i kystvann. Som ett ledd i implementeringen av vannforskriften i Norge 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 norskekysten.

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 (Direktoratsgruppen vanndirektivet, Veileder 02:2018), 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.

5.6 - Lokale effekter av utslipp av løste næringssalter

Lokale effekter av utslipp av næringssalt på makroalger på hardbunn eller spesielle grunne naturtyper er ikke vurdert i denne omgang, men dette er problemstillinger som det arbeides med. Slike lokale effekter i grunne områder inngår i dag ikke i noen systematisk overvåkning ved matfiskanlegg.

I matfiskanleggenes påvirkningssone kan det forekomme effekter fra utslipp av næringssalter i strandsonen eller der anlegget er plassert i grunne skjellsandsområder og på tarebanker, slik moderne kystanlegg gjerne ligger i dag. Kontinuerlige pulser av næringssalter 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 næringssaltene slik at man over tid kan få en reduksjon av flerårige, seintvoksende 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.

Stortareskog er en viktig naturtype på bølgeeksponert kyst og fungerer som levested og oppvekstområde for en rekke andre arter. Økende forekomst av store matfiskanlegg på eksponert kyst kan potensielt påvirke denne naturtypen. Studier av effekten av utslipp av løste næringssalter i stortareskog viser liten respons i assosiert fauna og flora. Tareskogssamfunnene både på blader, stilkene og i hapterene (festerøtter) viser kun små forskjeller mellom anlegg og referansestasjoner og viser at dette samfunnet er relativt robust mot utslipp fra oppdrett (Haugland 2019).

Løsliggende kalkalger (ruglbunn): Utslipp av næringssalter kan føre til at kalkalgene blir overgrodd av ettårige, hurtigvoksende algearter, noe som kan nedsette vekstraten til kalkalgene. Undersøkelser fra Skottland, Spania og Middelhavet har vist at kalkalger generelt er sensitive for økt sedimentering av organiske partikler. 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). Det pågår arbeid ved Havforskningsinstituttet for å undersøke effekter av utslipp på denne naturtypen.

Ålegressenger: Hvordan utslipp av næringssalter 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 påvekstalger 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).

5.7 - 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.

Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering.

Bartsch I, Kühlenkamp 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, Kuhlenskamp 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.
- 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 Suecia* 78, 117-124.
- 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
- Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis L, 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.
- Gowen RJ, Ezzi IA. (1994). Assessment and prediction of the potential for hypereutrophication and eutrophication associated with cageculture of salmonids in Scottish waters. Dunstaffnage Marine 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.
- Haugland BT. 2019 Effects of fish farm effluents on kelp forest ecosystems: Kelp performance, associated species, and habitats. PhD thesis, Universitetet i Bergen.
- 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.
- Husa V, Kutti T, Ervik A, Sjøtun K, Hansen PK, Aure J. 2014a. Regional impact from finfish farming in an intensive production area (Hardangerfjorden, Norway). *Marine Biology Research*. 3, 241-252.
- Husa V, Steen H, Sjøtun K. 2014b. Historical changes in the macroalgal communities in Hardangerfjorden. *Marine Biology Research*. 3, 226-240.
- Jansen HM, Broch OJ, Bannister R, Cranford P, Handå A, V Husa, Zeng Jie Jiang, Strohmeier T, Strand H. (2018). Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* 10:385-399.
- 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.
- 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.
- 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 frå Miljødirektoratet M- 589.
- 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
- 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.
- Pang SJ, Liu F, ShanTF, 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.
- 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.
- 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. Oecologia 17, 223-235.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Wassmann P. 1990a. Relationship between primary and export production in the boreal coastal zone of the North Atlantic. Limnology and Oceanography 35: 464-471
- Wassmann P. 1990b. Calculating the load of organic carbon to the aphotic zone in eutrophicated coastal waters. Marine Pollution Bulletin 21: 183-187.
- 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.
- Wilson S, Blake C, Berges JA, Mags CA. (2004). Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. Biological Conservation 120, 283-293.
- 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.

6 - Miljøeffekter på bunn som følge av partikulære organiske utslipp fra fiskeoppdrett

Forfatter(e): Pia Kupka Hansen, Arne Ervik, Raymond Bannister og Vivian Husa (HI)



Bunnprøve med grabb. Foto: Erlend A. Lorentzen.

6.1 - Innledning

Oppdrettsfisk i Norge produseres i all hovedsak i åpne merdanlegg og det slippes ut organiske partikler direkte til miljøet i form av fekalier fra fisken og fôr som ikke spises. Partiklene spres over større områder eller akkumuleres på eller i sedimentet og vil kunne påvirke bunnmiljøet i større eller mindre grad rundt oppdrettsanlegget. Mengden organiske partikler som slippes ut fra fiskeoppdrettsanlegg vil være proporsjonalt med produksjonen av fisk, men påvirkningen vil avhenge av de naturlige forholdene på lokaliteten og i området, især strømforholdene.

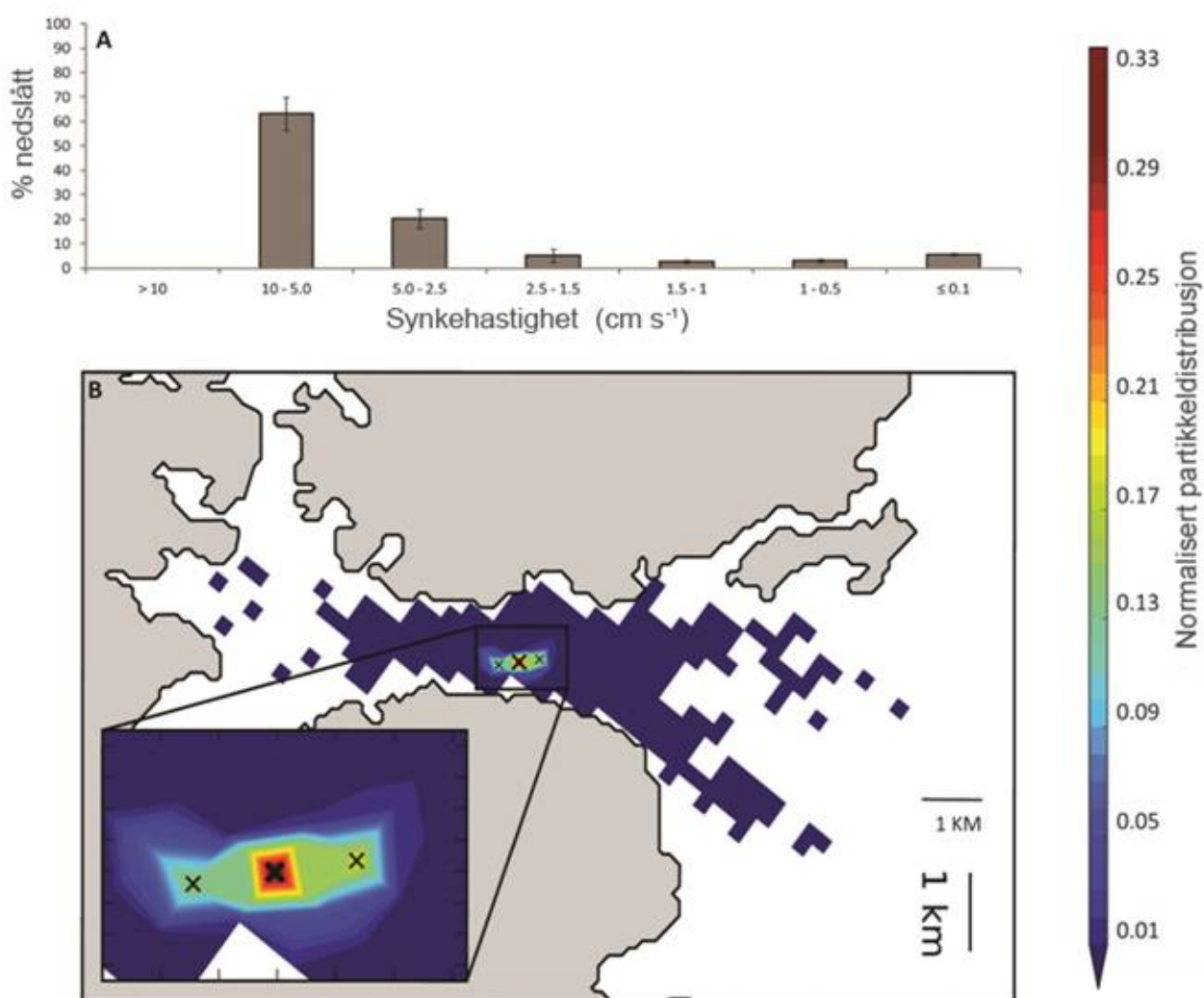
[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 6 i risikorapporten](#)

6.2 - Spredning av partikulært materiale

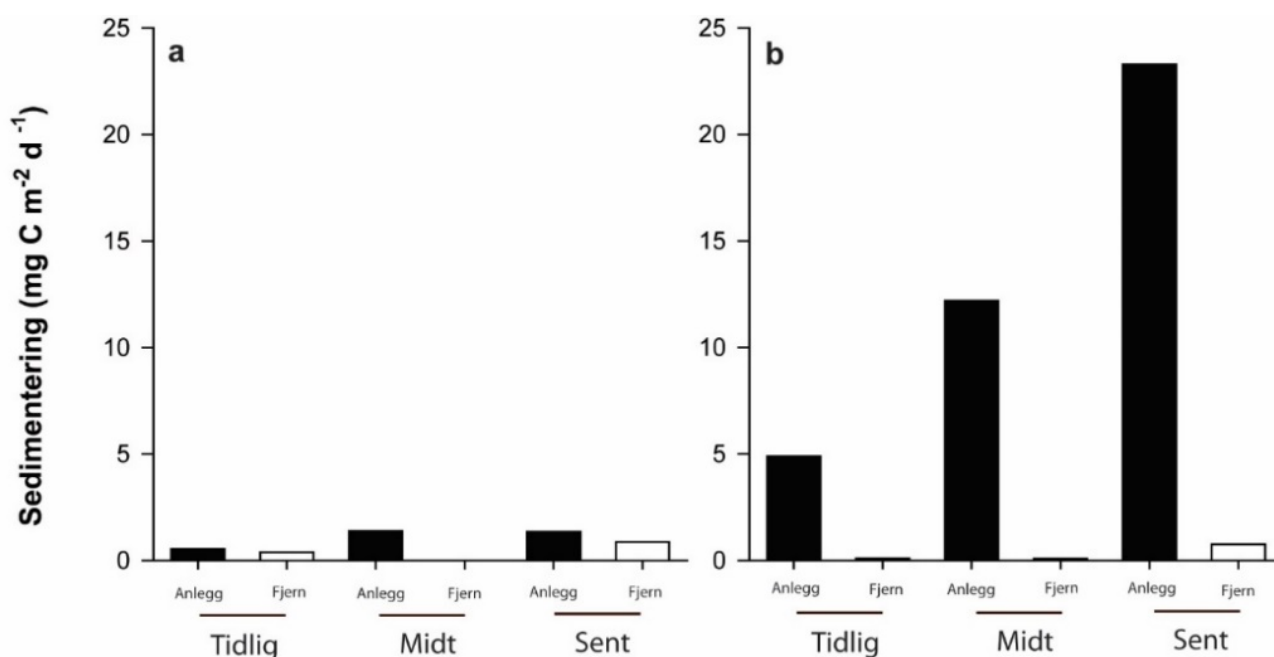
Fôrpellets og fekalier har ulike fysiske egenskaper. Pelletene er relativt faste og går ikke lett i stykker, men fekalier er ofte skjøre og brekkes lettere opp i mindre deler som synker med ulik hastighet. Synkehastigheten for pellets i størrelsen 4–10 mm ligger i området 6–11 cm/s (Yrong-Song mfl. 1999). Fordeling av synkehastigheten av fekalier fra 1,5 kg stor fisk er vist i figur 6.1A. 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 til fekalierne.

Spredningen av partiklene bestemmes av dyp, vannstrøm, hvor raskt de synker og hvor lett de går i oppløsning. De relativt høye synkehastighetene til fôrspill 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 kan vi se på spredningen av partikulært organisk materiale (figur 6.1B) (Bannister mfl. 2016).



Figur 6.1 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).

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 sannsynlighet for å ikke nå miljømålene som er bestemt for virksomheten. Figur 6.2 viser sedimentasjonsrater målt ved to oppdrettsanlegg, ett inne i en fjord og ett ute på kysten, henholdsvis ved anleggene og 800 m fra anleggene (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014). På fjordlokaliteten sedimenterer det meste av det organiske stoffet rett ved anlegget, og tilførslene øker kraftig utover produksjonssyklusen. På kystlokaliteten spres det organiske materialet utover, hvilket resulterer i en langt lavere sedimentasjon, og verdiene er stabile gjennom produksjonsperioden.



Figur 6.2. 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 føring (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014).

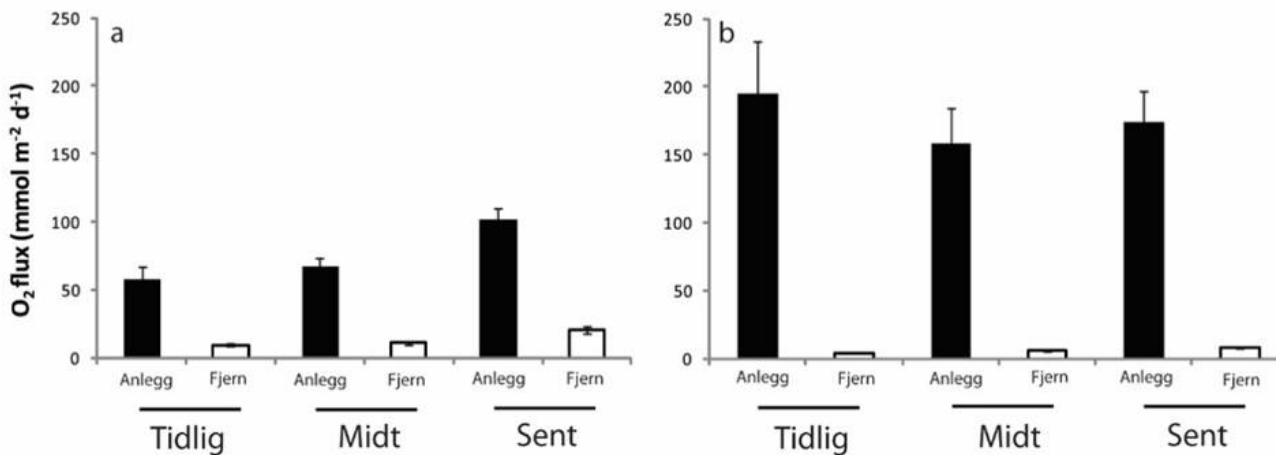
Variasjon i partikkelspredning gjør at størrelsen på påvirkningssonen omkring matfiskanleggene vil variere.

Sedimentasjonen vil oftest 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 kystlokalteter og disse ser ut til å ha større bæreevne enn fjordlokalteter (Keeley mfl. 2019, 2020).

6.3 – Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn

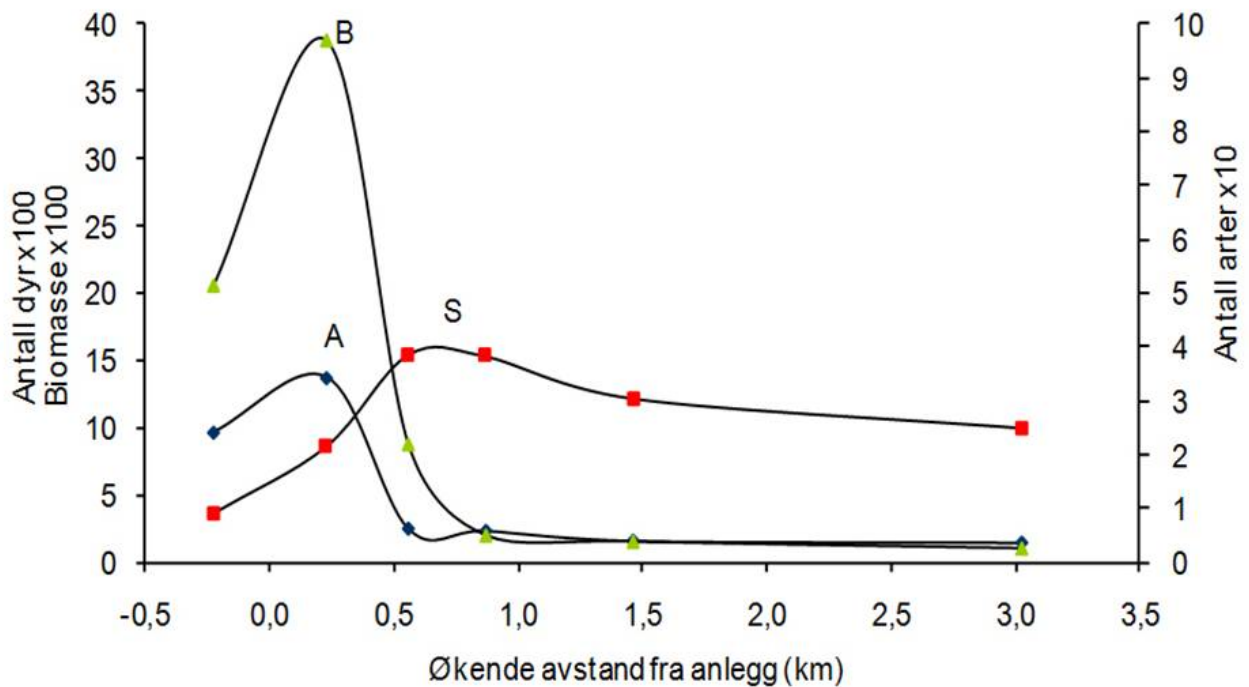
Bløtbunn: Nedbrytningen av organisk stoff forbruker oksygen hva enten det foregår ved bakterier eller dyr. Dersom forbruket er større enn tilførselen, oppstår det oksygenmangel i sedimentene og de blir anoksiske. Visse bakterier kan leve uten oksygen og nedbryter det organiske stoffet, men prosessene 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 mfl. 2012).

Påvirkning på bunnen vises bla gjennom oksygenforbruket, jo høyere oksygenforbruk jo større er sannsynligheten for anoksisk sediment. Der er stor forskjell på oksygenforbruket på ulike lokaliteter avhengig av hvor mye organisk materiale som er akkumulert. Figur 6.3. 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 lavt gjennom produksjonsperioden, men økte med økende fiskebiomasse (figur 6.3a). En stasjon 800 meter borte fra anlegget viste også tegn til påvirkning med rikt bunndyrssamfunn 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 3b). Bunndyrene forsvant, og anoksiske nedbrytningsprosesser tok over. Stasjonen 800 meter lenger vekk var imidlertid lite påvirket, med et relativt fattig bunndyrssamfunn, som er vanlig på dypt vann i fjorder, og et lavt oksygenforbruk gjennom hele produksjonsperioden (Valdemarsen mfl. 2012, 2015; Bannister mfl. 2014).



Figur 6.3. Forbruk av oksygen ved matfiskanlegg (Anlegg) og 800 meter fra anlegg (Fjern) på en strømsterk (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).

Bunndyrsamfunnet er en følsom indikator for organisk påvirkning, og blir mye brukt til overvåking (Black 2001). Som vist i figur 6.4, 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 dyresamfunnet 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).



Figur 6.4. Biomasse av bunndyr (B), antall individ (A) og antall arter (S) i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg fortøyd i et punkt i en fjord i Hordaland (figur fra Kutti 2008).

Hardbunn: Mange anlegg er i dag plassert i områder hvor man finner hardbunn eller en blanding av hard og bløtbunn. 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 strømf forholdene, slik det er for bløtbunn. Fauna på hardbunn består av fastsittende organismer som blant annet svamp og sjøanemoner og bevegelig fauna som blant annet kråkeboller, 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, men der er pågående forskning for å definere indikatorer og bestemme grenseverdier for akseptabel påvirkning på hardbunn.

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 om lag 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).

6.4 - Regionale effekter av utslipp av organiske partikler

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 at dyresamfunnene på bunnen endrer seg. Oksygenforbruket øker og bunndyrssamfunnet endres slik vi kjenner det fra bunnpåvirkning tettere på anleggene. Det økte oksygenforbruket kan gi oksygensvikt i bunnvannet, spesielt 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 utskiftning av dypvannet vil være avgjørende for hvor mye organisk materiale fjorden tåler (Aure 2013).

6.5 - Rehabilitering av lokaliteter

Ved brakklegging av lokaliteter vil forholdene i sedimentet endre seg mot den tilstand som var før man satte ut fisk. Internasjonal forskning har vist at regenerering av bløtbunn ved permanent brakklegging kan ta fra et par måneder til sju år (Karakassis 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, men 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).

6.6 - Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder

Oppdrettsanlegg trekker til seg dyr som enten direkte spiser fôrspill eller fekalier, eller bytteetere som spiser disse dyrene (Carss 1990). Sporing av terrestriske (landbaserte) 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 oppdrettsavfallet (Olsen mfl. 2009, Olsen mfl. 2012, 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 (Samuelsen 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. Foreløpige 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 nært anlegg kan også ha fettsyrer i vevet som indikerer at de delvis lever av organiske 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 reproduksjonspotensial. 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 kan både funksjonsevne og reproduksjonssuksess reduseres (White mfl. 2016, White mfl. 2017).

6.7 - Lokale effekter på sårbare bunntyper

Det er ikke gjort en risikovurdering på sårbare bunntyper ennå, men i de neste årene kommer vi til å ha økt fokus på hvordan utslipp av organiske partikler fra matfiskanlegg påvirker sårbare habitater som korallrev, korallskog og svampområder. 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. Disse naturtypene kan ha en forhøyet risiko for påvirkning fordi den enten tåler mindre eller bruker svært lang tid på å reetablere seg. Å etablere et korallrev eller et større kalkalgeområde kan ta tusenvis av år. Kunnskap om dette vil kunne gi en mer optimal plassering av nye anlegg og gi et bedre grunnlag for risikovurdering av effekten av utslipp. Ut fra den erfaring vi har i dag angående effekter av utslipp på bløtbunn og hardbunn, kan det anslås at utslipp av 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 buffersone man bør ha rundt anlegg for å unngå permanent skade.

Koraller: Det er lite kunnskap om hvordan dypvannskorallrev bygget av øyekorall *Lophelia pertusa* påvirkes av langtidsutslipp fra matfiskproduksjon (Tangen & Fossen 2012). Foreløpige resultater fra et korttidseksperiment har imidlertid vist at organiske utslipp reduserer vekstratene betydelig til *Lophelia pertusa* nær anleggene (<250 m) og øker erosjonen av det døde kalkskelettet 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). 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 nært 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).

6.8 - Overvåking

For å følge med i påvirkningen overvåkes miljøtilstanden i bunnen både rett ved anlegget og i området rundt. I 2000 kom den første standarden for miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg, Norsk Standard NS9410, den ble revidert i 2007 og siste revisjon kom i 2016. I 2005 kom den første forskriften som påla oppdretter å overvåke miljøtilstanden på bunnen ved anleggene. Tidligere hadde det vært opp til myndighetene å bestemme når der skulle utføres miljøundersøkelser.

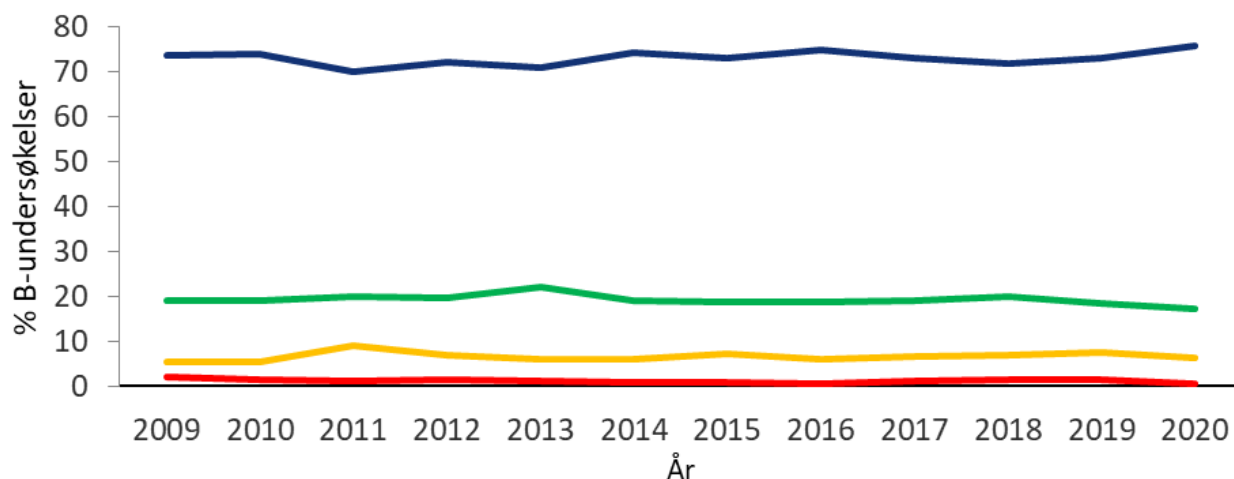
Overvåkingen av organisk utslipp ved akvakulturanlegg skal følge norsk standard NS9410:2016 (Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). Standarden omfatter to typer undersøkelser, B og C, hvor B-undersøkelsen brukes nær anleggene (anleggssonen) og C-undersøkelsen i området omkring (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).

6.8.1 - 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 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.

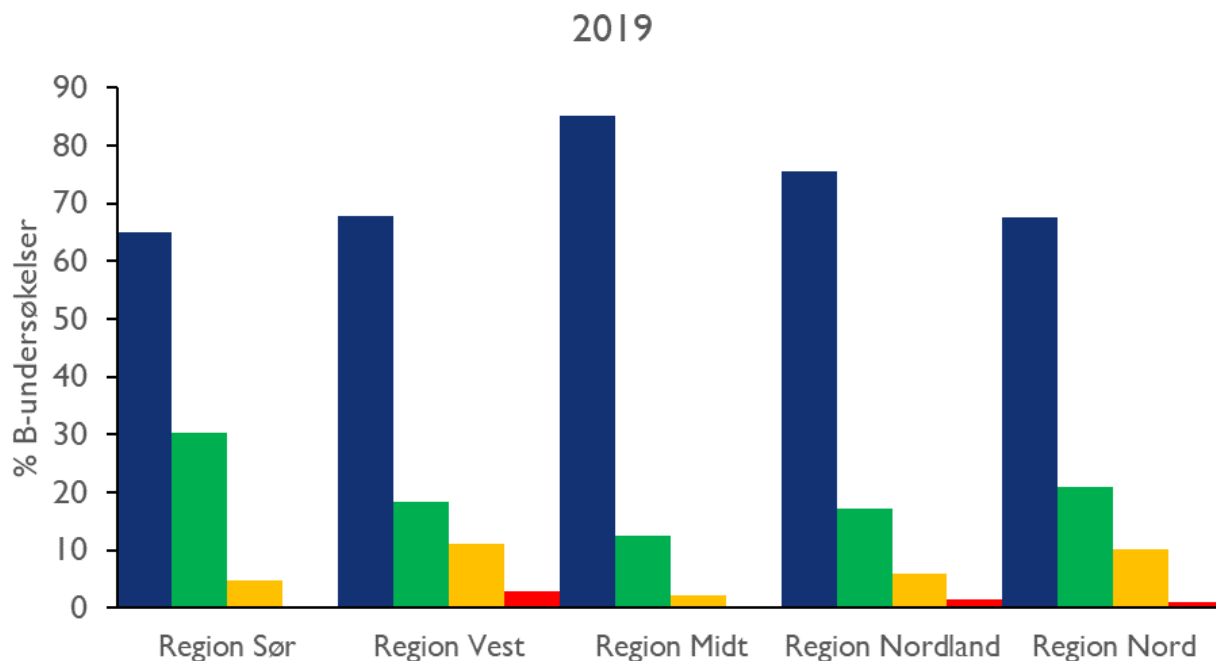
B-undersøkelsen baserer seg på metodikk utviklet for bløtbunn, som er lite egnet til å bestemme påvirkningen på blandingsbunn og hardbunn. NS9410:2016 inneholder veiledning ved undersøkelser på hardbunn, men resultatene er usikre. På lokaliteter der det er vanskelig å gjennomføre en B-undersøkelse kan forvaltningen fatte vedtak om alternativ overvåking. Det satt i gang forskning som skal resultere i metodikk for overvåking av hardbunn. Resultatene fra B-undersøkelsene rapporteres til Fiskeridirektoratet som kvalitetssikrer og godkjenner undersøkelsene.

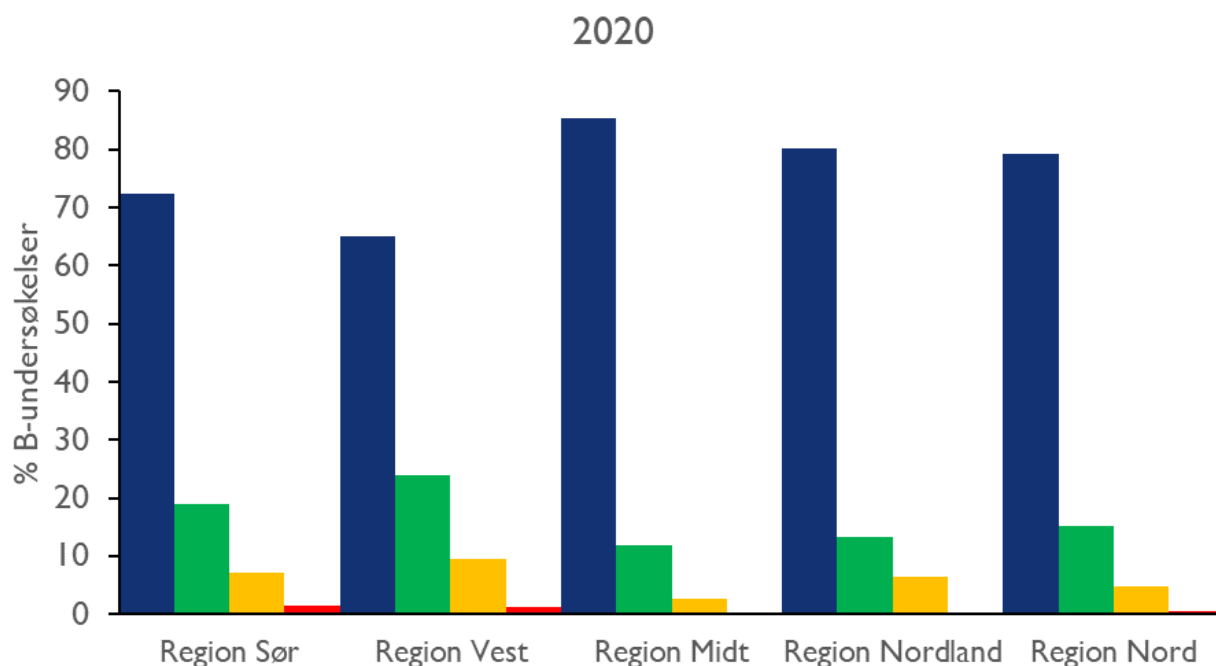
Der er totalt utført 1044 og 959 B-undersøkelser henholdsvis i 2019 og 2020. Resultatene fra B-undersøkelsene for hele landet gjennom de siste 12 årene vises i figur 6.5. Fordelingen av lokaliteter med meget god og god tilstand har vært tilnærmet jevn i perioden. Antall lokaliteter med dårlig eller meget dårlig tilstand har vært under 10 % i hele tidsperioden.



Figur 6.5. Resultater fra gyldige B-undersøkelser fra hele landet fra 2009 til 2018. Figuren viser hvor stor prosentdel av undersøkelsene som har lokalitetstilstand 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (dårlig, gul) og 4 (meget dårlig, rød). Kilde: Fiskeridirektoratet.

Prosentvis fordelingen av B-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og områder for 2019 og 2020 vises i figur 6.6. For alle områdene, ligger andelen lokaliteter med meget god lokalitetstilstand (tilstand 1) på minst 70 %. Total for hele landet lå 1 % av lokaliteter i tilstand 4 (uakseptabel) og 6 % og 7 % henholdsvis i 2019 og 2020 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.





Figur 6.6. Prosentvis fordeling av B-undersøkelser i 2019 og 2020 fordelt på lokalitetstilstand. Lokalitetstilstanden for den enkelte lokalitet er angitt med fargekode for tilstand 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (dårlig, gul) og 4 (meget dårlig, rød) Kilde: Fiskeridirektoratet.

6.8.2 - 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 400–600 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 risikobasert slik at undersøkelsesfrekvensen øker med økende påvirkning og antall prøvetakingsstasjoner bestemmes av hvor mye fisk som produseres i anlegget. C-undersøkelser skal gjennomføres C-undersøkelser ved alle anlegg med en risikobasert frekvens.

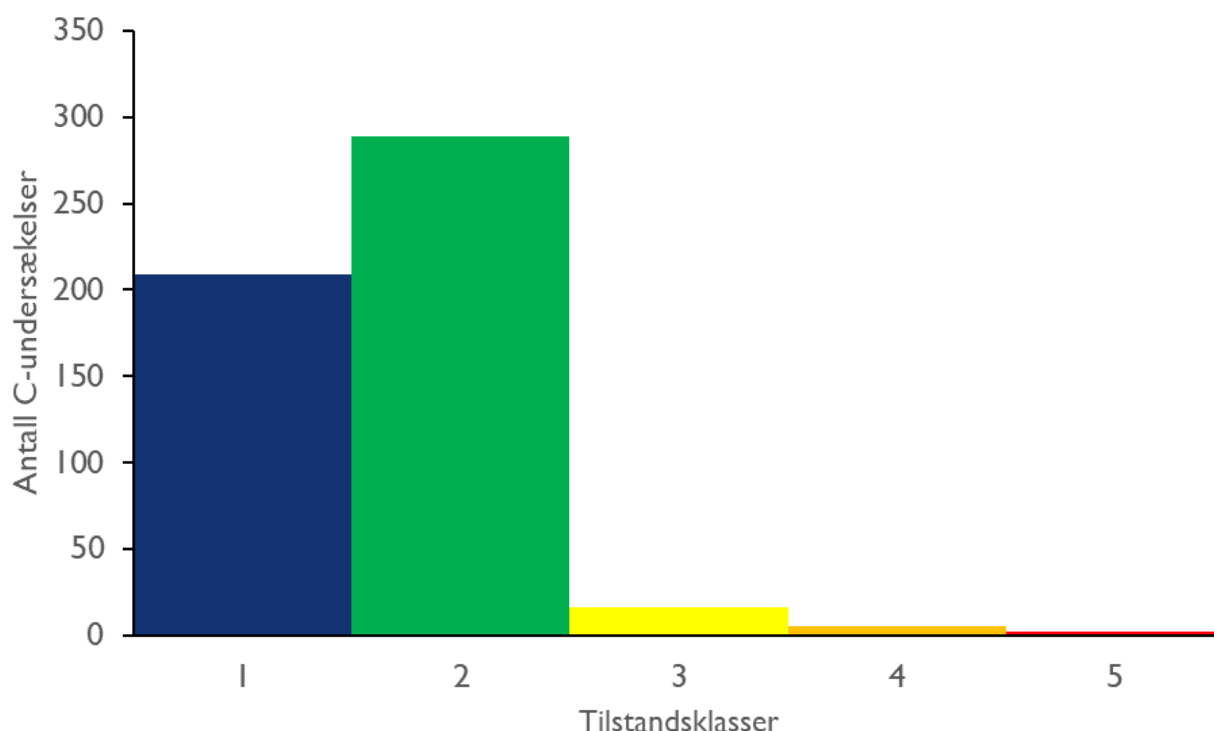
Klassifiseringen av faunaprøver gjøres i henhold til veileder: "Klassifisering av miljøtilstand i vann" (Veileder 02:2013). Det beregnes normaliserte nEQR verdier (normalised ecological quality ratio) for ulike diversitets- og sensitivitetsindekser for faunasammensetningen. Gjennomsnittet av enkeltindeksenes 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. Der er pågående forskning på hardbunns påvirkning som vil bli brukt til å definere indikatorer og grenseverdier for påvirkning også i overgangssonen. Resultatene brukes med et visst forbehold da ikke alle lokaliteter med hardbunn er blitt undersøkt. Miljøovervåking av overgangssonen har tidligere blitt forvaltet av Fiskeridirektoratet, men fra 2017 er dette ansvaret blitt overført til Miljødirektoratet.

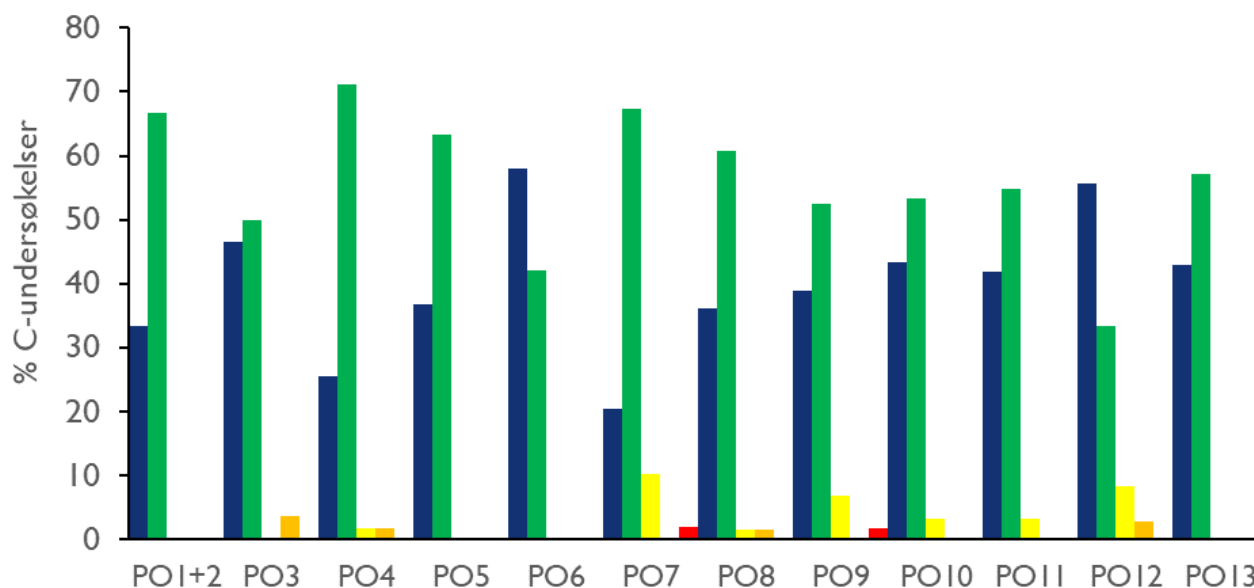
Da stasjonene som inngår i C-undersøkelsen og som ligger nærmere anlegget ikke direkte kan vurderes ut fra miljømål satt i vannforskriften/NS9410-2016 har vi valgt å bruke miljøtilstanden i det ytterste punktet i overgangssonen. Miljøtilstanden i dette punktet skal kunne si noe om hvorvidt anlegget påvirker miljøet i overgangen til regional sone. Resultatene fra de andre prøvestasjonene vil bli brukt i som tilleggsinformasjon.

C-undersøkelsen utføres ikke hvert år og antall utførte undersøkelser kan derfor variere fra år til år. Årets risikovurdering er basert på 521 C-undersøkelser, hvor de fleste hadde minst god tilstand (tilstand 2) på den ytterste stasjonen i overgangssonen (figur 6.7).



Figur 6.7. Miljøtilstandsklasse for den ytterste stasjonen i overgangssonen for 88 C-undersøkelser gjennomført i 2018. Miljøtilstandsklasser (gjennomsnittlig indeksverdi, nEQR): 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (moderat, gul), 4 (dårlig, oransje) og 5 (svært dårlig, rød). Kilde: Miljødirektoratet.

Prosentvis fordelingen av C-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og produksjonsområder vises i figur 6.8. I de fleste produksjonsområdene lå andelen av lokaliteter med miljøtilstand 2 eller bedre på over 90 %. Unntakelsen er PO7 hvor den er nede på 88 %.



Figur 6.8. Prosentvis fordeling i miljøtilstandsklasser (nEQR) på den ytterste stasjonen i overgangssonen på 88 matfisklokaliteter i 2018 fordelt på fylker. Tilstandsklasse 1 (meget god), tilstandsklasse 2 (god), tilstandsklasse 3 (moderat), tilstandsklasse 4 (dårlig), tilstandsklasse 5 (svært dårlig). Kilder: Miljødirektoratet.

Det er imidlertid er en mindre andel av prøver fra inne i overgangssonen som i visse produksjonssoner (PO3, PO7, PO8 og PO9) kommer i moderat og dårlig tilstand. I slike tilfeller skal det settes i gang tiltak så lokalitetens tilstand kan bedres. Fremtidige undersøkelser vil gi si noe om hvor effektive disse tiltakene er.

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.

6.9 – Referanser

Aure J. (2013). Oppdrett og oksygen i Hardangerfjordbassenget. Havforskningsrapporten 2013. 198 s.

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, Hansen PK, 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.

Black D. (2001). *Environmental Impacts of Aquaculture*. Sheffield Academic Press, Sheffield. 212 s.

Carss DN. (1990) Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture* 90, 29–40.

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.

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.

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.

Karakassis Y, Hatziyanni E, Tsapakis M, Plaiti W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 184, 205–218

Keeley N, Valdemarsen, Woodcock S, Holmer M, Husa V, Bannister R. (2019). Resilience of dynamic coastal benthic ecosystems in response to large-scale finfish farming. Aquacult. Envir. Interact. 11, 161–179

Keeley NB, Valdemarsen, Strohmeier T, Pochon X, Dahlgren T, Bannister R. (2020). Mixed-habitat assimilation of organic waste in coastal environments – It's all about synergy. Sci. Tot. Environ. 699, 134281

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.

NS 9410:2016. (2016). Norsk Standard: Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). 36 s.

Macleod CK, Crawford CM, Moltschaniwskyj NA. (2004). Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. Marine Pollution Bulletin 49, 79–88

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.

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.

Salvo F, Mersereau J, Hamoutene D, Belley R, Dufour SC. (2017). Spatial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland. Ecological Indicators 76, 207–218.

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.

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.

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.

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.

Yrong-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.

7 - Miljøeffekter som følge av utslipp av kobber fra fiskeoppdrett

Forfatter(e): , Vivian Husa og Pia Kupka Hansen (HI)



Blåskjell som vokser på notprøver med eller uten kobberimpregnering. Foto: Rune Antonsen.

7.1 - Innledning

Kobber er et naturlig forekommende tungmetall både i jordskorpen, marine sediment og i sjøvann. Stoffet er en viktig faktor for enkelte enzymreaksjoner i organismer, men er giftig dersom konsentrasjonen av kobberforbindelser blir for høy. I tillegg til å være et essensielt metall tilsatt fôret, brukes kobber som antibegroingsmiddel på nøter. I det marine miljø kan kobber eksistere både som Cu(I) og som Cu(II). Kjemiske former og konsentrasjoner av uorganisk kobber i sjøvann blir derfor påvirket av redoks-statusen til sjøvann og sediment.

[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 7 i risikorapporten](#)

7.2 - Kobber i marine sediment

Kobberkonsentrasjon i upåvirkete marine sediment er vanligvis under 10 mg/kg tørt sediment (Sadiq 1992). Kobber tilført marine sediment vil bli værende der i en eller annen kjemisk form. Det er derfor forventet at kjemiske nivå i marine sediment gradvis vil øke ved kontinuerlig tilførsel.

Den mest stabile formen for kobber er kobberferriitt CuFe_2O_4 (s) i miljøer der redoks-statusen (pe+pH) er større enn seks for oksygenrikt og for mindre oksygenrikt sjøvann. Den mest stabile formen i oksygenfattig sjøvann der redoks-statusen er mindre enn seks er kobbersulfid Cu_2S (s). Utfelling eller oppløsning kan påvirke konsentrasjonene i porevann og sjøvann (Sadiq 1992). Slik kan anaerobe og sulfidrike sediment i nærsone binde kobber og redusere biologisk tilgjengelighet (Brooks & Mahnken 2003).

7.3 - Kobber i sjøvann

Løst kobber i sjøvann kan eksistere i flere kjemiske og fysiske former som partikler, ioner, og organiske og uorganiske komplekser. Den kjemiske atferden til kobber i sjøvann er viktig for bioakkumulering og giftighet for marine organismer.

En litteraturgjennomgang av tilgjengelige data har satt bakgrunnsnivå i sjøvann til 0,1 µg/l. For noen havområder er det rapportert om økende konsentrasjoner av kobber med økende dyp. Dette blir tilskrevet opptak av kobber i planteplankton eller biota i overflaten og regenerering av kobber i dypere vannmasser. Cu(I)-Cl komplekser er den dominerende uorganiske formen i sjøvann der redoks-statusen ligger mellom 3,5 og 15 (Sadiq 1992) .

For oksygenrikt og mindre oksygenrikt sjøvann er Cu-Cl den mest vanlige formen, mens Cu-S er mest vanlig i svært oksygenfattig sjøvann.

7.4 - Opptak og giftighet

Kobber kan bli tatt opp av marine organismer, men kobber blir ikke biomagnifisert til høyere trofiske nivå.

Bioakkumuleringsstudier viser at opptak av kobber til marine organismer hovedsakelig skjer som Cu²⁺ ion. Cu²⁺ ion er den giftigste formen etterfulgt av Cu-OH kompleks.

7.5 - Utslipp av kobber

Utslippsmengde fra et oppdrettsanlegg kommer fra fôrspill , fekalier og/eller kobber som faller av som store eller små partikler eller som lekker ut som kobberioner fra not-impregneringen.

Omtrent 70 % av fôringrediensene er i dag plantebasert og 30 % er basert på marine råstoff (Ytrestøyl et al., 2015). Råstoffene brukt til fôrproduksjon inneholder blant annet halogenerte organiske forbindelser som PCB, dioksiner, furaner, klorerte pesticider, bromerte flammehemmere og tungmetallforbindelser som kvikksølv (Hg), arsen (As) og kadmium (Cd), kobber (Cu) og sink (Zn). Andre stoffer tilsettes fôret i små mengder og er nødvendige for at fisken kan ha god tilvekst. Dette inkluderer også Cu og Zn, som derfor også kommer inn under kategorien mineraler når de blir tilsatt fôret.

Opptaket av kobber i fisken gjennom fôret er avhengig av konsentrasjonen i fiskefôret. Ved konsentrasjoner i fôret nær behovsgrensen (det oppdrettsfisken trenger for å opprettholde de fysiologiske funksjonene) er opptaket høyt, mens når konsentrasjonen er høyere enn behovsgrensen blir opptaket av kobber regulert eller redusert i tarmen til fisken. Som konsekvens gir dette et høyere utslipp av kobber gjennom fekalier. For kobber er retensjonen (tilbakeholdelsesgraden) i fisk 25% ved konsentrasjon på 5 mg/kg fôr, mens når konsentrasjon i fôret er 35 mg/kg er retensjonen kun 5,7 %. Ved en fôrkonsentrasjon på 11 mg/kg, som er gjennomsnittskonsentrasjonen i fiskefôr analysert i 2018, estimeres det at retensjon av kobber er 21%. Hele 79% av kobberet slippes dermed ut gjennom fekalier eller urin. Fôrforbruk per anlegg per år kan variere fra 700 tonn til 14000 tonn. Dersom et gjennomsnittlig oppdrettsanlegg bruker 2000 tonn fôr per år vil ca 16 kg kobber gå gjennom fisken i anlegget (tabell 7.1). Tabellen viser også beregnet utslipp av andre utvalgte miljøgifter fra fôret.

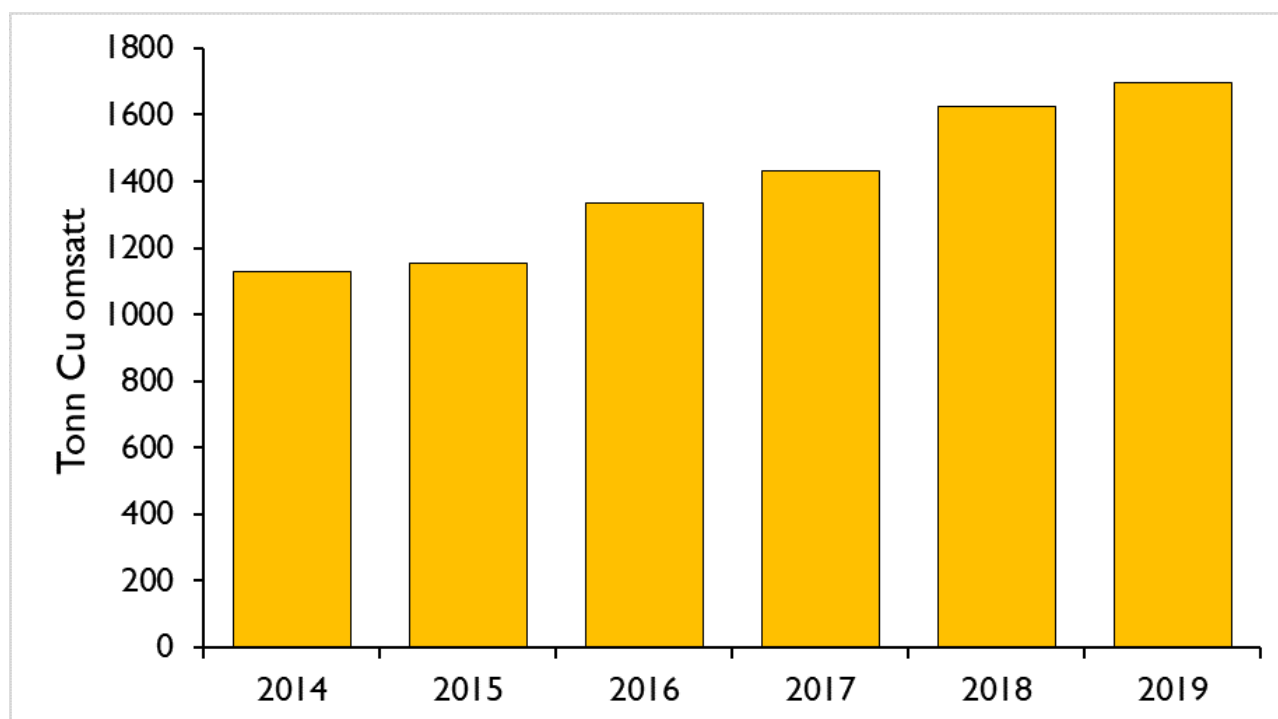
Tabell 7.1. Oversikt over utslipp av utvalgte stoffer gitt forforbruk per 1000 tonn og forspill på 0,5 eller 8 % basert på Sele et al., 2019 og retensjonsdata fra Havforskningsinstituttet.

Miljøgift	Øvre grenseverdi	Gjennomsnitt fullfør i 2018	Andel som går gjennom laksen	Utslipp gitt forforbruk på 1000 tonn gitt 0,5 % forspill	Utslipp gitt forforbruk på 1000 tonn gitt 8 % forspill
Hg	0,2 mg/kg	0,03 mg/kg	0,59	18 g	19 g
Cu	25 mg/kg	9,8 mg/kg	0,79	7,8 kg	7,9 kg
Cd	1,0 mg/kg	0,16 mg/kg	0,95	152 g	153 g
Zn	200 mg/kg	174 mg/kg	0,68	119 kg	123 kg
ΣDDT	50 µg/kg	4,9 µg/kg	0,57	2,9 g	3,0 g
ΣKlordan	20 µg/kg	1,1 µg/kg	0,67	0,7 g	0,8 g
HCB	10 µg/kg	1,1 µg/kg	0,57	0,6 g	0,7 g
PCB	30 µg/kg	3,0 µg/kg	0,46	1,4 g	1,5 g
PBDE7	Ikke fastsatt	0,38µg/kg	0,58	0,22 g	0,23 g

7.6 - Utslipp av kobber brukt som antibegroingsmiddel

Kobber(I)oksid dvs Cu_2O er den formen av kobber som blir brukt som antibegroingsmiddel. Når spor av kobber fra Cu_2O impregnert not går i løsning i sjøvannet, er det giftig for organismer som vokser på noten.

Utslipp av kobber fra akvakultur har økt fra 118 tonn i 2003 til 1088 tonn i 2016 og bidro til >85 % av utslipp av kobber til norske kystområder i 2016 (Skarbøvik et al., 2017). I 2014 ble det omsatt 1130 tonn kobber til bruk som grohemmende midler, mens tilsvarende forbruk i 2019 var 1698 tonn (Produktregisteret) (figur 7.1). Dette tilsvarer en økning på 50 % over denne perioden, og en gjennomsnittlig årlig økning på 9 %.



Figur 7.1. Omsetning av Cu til bruk som antibegroingsmiddel i norsk akvakultur i perioden 2014-2019. Kilde: Produktregisteret.

7.7 - Økte konsentrasjoner i sediment rapportert fra C-undersøkelsene

Vi har brukt verdiene som er rapportert i C-undersøkelsene for anleggssonen og overgangssonen i forhold til tilstandsklassene som er satt av Miljødirektoratet. Miljødirektoratet har definert fem tilstandsklasser for kobber i marine sediment. 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-God: skal ikke føre til toksiske effekter, tilstandsklasse III-Moderat: kan gi kroniske effekter ved langtidseksponering, tilstandsklasse IV-Dårlig: kan gi akutte toksiske effekter ved korttidseksponering og tilstandsklasse V-Svært dårlig kan gi omfattende akutt-toksiske effekter. Når det gjelder giftighetsstudier for kobber er det ikke klare forskjeller på konsentrasjoner som gir kroniske effekter ved langtidseksponering og akutt giftighet ved korttidseksponering (Miljødirektoratet 2016). Den øvre grense for tilstandsklasse II- God grenser derfor både til tilstandsklasse III-Moderat og Tilstandsklasse IV-Dårlig (tabell 7.2). Vi har derfor valgt å klassifisere tilstandsklasse I og II som God og tilstandsklasse III og IV som Dårlig i vurderingen vi har gjort av hvor stor prosentandel som har dårlig miljøtilstand for kobber i anleggssonen eller overgangssonen fra C-undersøkelsene fra de enkelte produksjonsområdene (tabell 7.3). Produksjonsområde 1 og 2 er slått sammen for å få bedre tallgrunnlag.

Tabell 7.2. Tilstandsklasser av kobber (Cu) i kystvann og sediment (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 (µg/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

Tabell 7.3. % lokaliteter som har dårlig miljøtilstand i anleggssonen eller i overgangssonen basert på C-undersøkelser i perioden 2017-2020, totalt 541 C-undersøkelser.

Produksjonsområde	Antall C-undersøkelser	% lokaliteter som har dårlig miljøtilstand av Cu i anleggssonen	% lokaliteter med dårlig miljøtilstand av Cu i overgangssonen
1. Svenskegrensen til Jæren og 2. Ryfylke	28	22	7
3. Karmøy til Sotra	58	53	17
4. Nordhordland til Stadt	63	41	4
5. Stadt til Hustadvika	30	15	0
6. Nordmøre og Sør-Trøndelag	84	11	6
7. Nord-Trøndelag med Bindal	49	21	4
8. Helgeland til Bodø	62	15	3
9. Vestfjorden og Vesterålen	62	2	0
10. Andøya til Senja	30	0	0
11. Kvaløy til Loppa	31	4	0
12. Vest-Finnmark	37	9	8
13. Øst-Finnmark	7	0	0

7.8 - Artenes toleranse for kobber

I høye nok konsentrasjoner kan kobber føre til skade på en rekke arter og gi redusert arts mangfold. Giftighetsstudier har vist at tidlige livsstadier av marine virvelløse dyr er mest følsomme for kobbereksposering, mens voksne stadier er

mindre følsomme og til dels ganske robuste. Artene sin toleranse kan uttrykkes som den konsentrasjonen av et stoff som ikke gir noen målbar effekt, såkalt PNEC (Predicted no effect concentration).

Eksponeringer for kobber i 2 døgn gav 50 % feilutvikling av embryo av stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) ved $5,3 \pm 0,5$ µg/l og tilsvarende ved konsentrasjoner ved 49 ± 20 µg/l for larvestadie av krabben *Cancer magister* (Martin mfl., 1981). Kronisk eksponering av kobber på larvestadiet av den antarktiske pigghuden *Sterechinus neumayeri* har vist at halvparten av individene blir påvirket (EC50 verdi) ved 1,4 µg/l (King & Riddle 2001). Terskelverdier for konsentrasjoner som ikke gir effekt i en studie som inkluderte 24 arter (species sensitivity distribution) er blitt rapportert til 5,7 ug løst Cu/l (Foekema et al., 2015). En annen gjennomgang av 65 marine arter har gitt tilsvarende terskelverdi på 5,6 ug løst Cu/l (Hall et al., 1999).

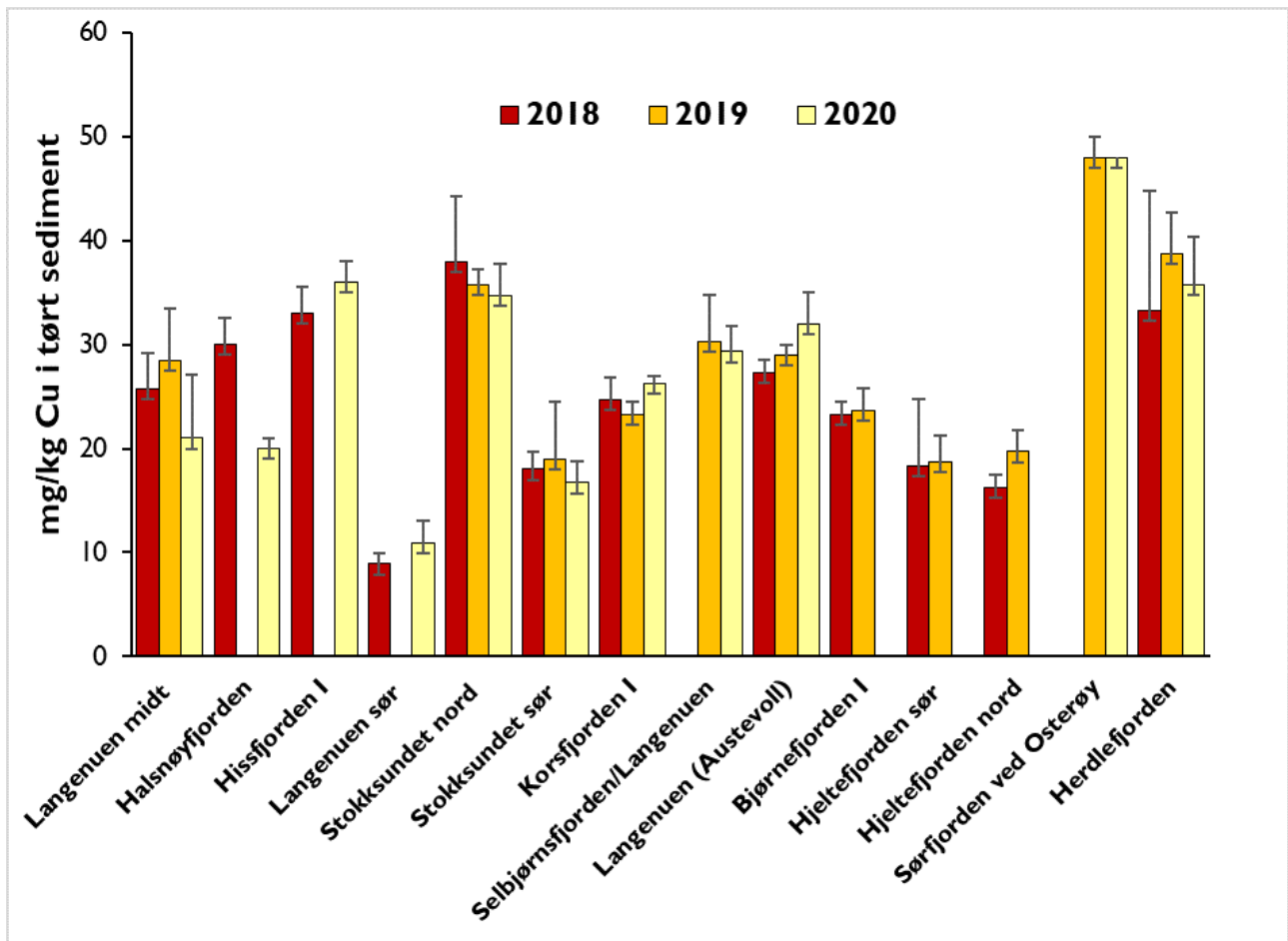
Grenser for tilstandsklasser I–V for kobber i kystvann og sediment er vist i tabell 7.4 (Miljødirektoratet, 2016). PNEC for marine organismer er satt til 2,6 µg/l (Tabell 1). Denne verdien er basert på giftighetsstudier som gir HC5-50 verdi på 5,2 µg/l, med en sikkerhetsfaktor på 2 fordi en manglet mesokosmos studier eller felt data (European Copper Institute, 2005). Bakgrunnsverdier for kobber i vann og sediment er satt på grunnlag av verdier rapportert av OSPAR (2006). Nedre grenseverdier for Tilstandsklasse III Moderat og tilstandsklasse IV Dårlig er satt lik fordi forskjellen i konsentrasjoner som gir kronisk eller akutte effekter er relativt liten (Miljødirektoratet, 2014).

7.9 - Nivå i sediment i fjernsonen i fjorder i Vestland

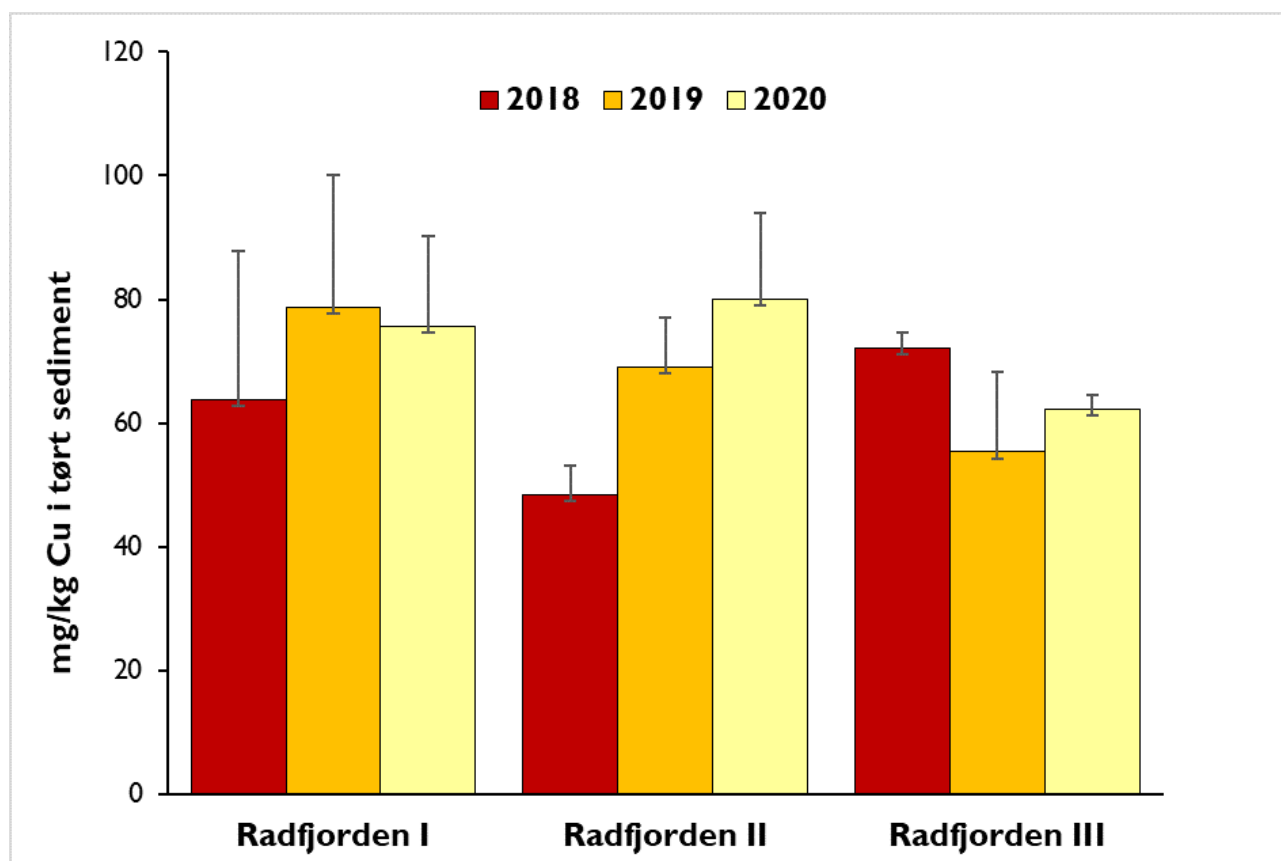
Overvåking av kobbernivå i sediment i fjernsonen i utvalgte fjorder i Hordaland utført på oppdrag fra Blue Planet i 2013 og 2016 viste forhøyede nivå i Radfjorden og en mulig økning i Hissfjorden. Havforskningsinstituttet har startet egen overvåking i flere fjorder i Hordaland/Vestland i 2018 for å få data på nivå på kobber og andre miljøgifter og mulighet for å studere om disse endrer seg over tid (figur 7.2). Resultatene for kobber i sediment viste a nivåene varierer og at det er vanskelig å trekke konklusjoner om tidstrend etter så kort periode med målinger (figur 7.3). De høyeste nivåene ble funnet Sørfjorden (figur 7.3) og i Radfjorden (figur 7.4). Nivåene i Radfjorden var helt på grensen til dårlig miljøtilstand, noe som gir forhøyet risiko for negative effekter av kobber.



Figur 7.2. Overvåkingsstasjoner i sediment (svart sirkel) og oppdrettslokaliteter (gul sirkel). Overvåkingsstasjoner ligger i fjernsonen til oppdrettslokalitetene > 1000 m avstand.



Figur 7.3. Nivå av kobber i sediment i utvalgte fjorder i Vestland i perioden 2018-2020.



Figur 7.4. Nivå av kobber i sediment fra tre stasjoner i Radfjorden i perioden 2018-2020.

7.10 - Referanser

Brooks KM, Mahnken CVW (2003). Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment III. Accumulation of zink and copper. Fisheries Research 62, 295-305.

European Copper Institute. 2005. EU Risk Assessment - [Copper, Copper II sulphate pentahydrate, copper(I)oxide, copper(II)oxid, dicopper chloride trihydroxide] CAS [7440-50-8, 7758-98-7, 1317-39-1, 1317-38-0, 1332-65-6. PNEC derivation for copper in marine waters. (<https://echa.europa.eu/copper-voluntary-risk-assessment-reports>).

Hall LW, Anderson RD. 1999. A Deterministic Ecological Risk Assessment for Copper in European Saltwater Environments. Marine Pollution Bulletin. 38(3): 207-281.

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.

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 (2014). Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. M-241. 197 s.

Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. M-608. 24 s.

OSPAR (2006). Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment. OSPAR Agreement 2005-6 Revised by ASMO 2006 (ASMO 2006 Summary Record ASMO 06/12/01).

Sadiq M. Toxic metal chemistry in marine environments. Environmental Science and pollution; 1. 1992. Marcel Dekker Inc. New York. ISBN 0-8247-8647-5. Pp 390.

Sele V, Sanden M, Berntssen M, Storesund J, Lie KK, Espe M, Lundebye A-K, Hemre G-I, Waagbø R, Ørnstrud R. 2019. Program for overvåking av fiskefôr. Årsrapport for prøver innsamlet i 2018. Rapport fra Havforskningen Nr 30-2019. ISSN:1893-4536. pp 47.

Skarbøvik E, Allan I, Sample JE, Greipsland I, Selvik JR, Schanke LB, Beldring S, Stålnacke P, Kaste Ø. 2017. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters—2016. NIVA report M - 862—2017. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.

Ytrestøyl T, Aas TS, Åsgard T (2015). Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. Aquaculture 448, 365-374.

8 - Miljøeffekter på non-target-arter ved bruk av legemidler

Forfatter(e): Ole Samuelson, Rita Hannisdal og Ann-Lisbeth Agnalt (HI)



Effekter av teflubenzuron på Europeisk hummer. Foto: Eva Farestveit.

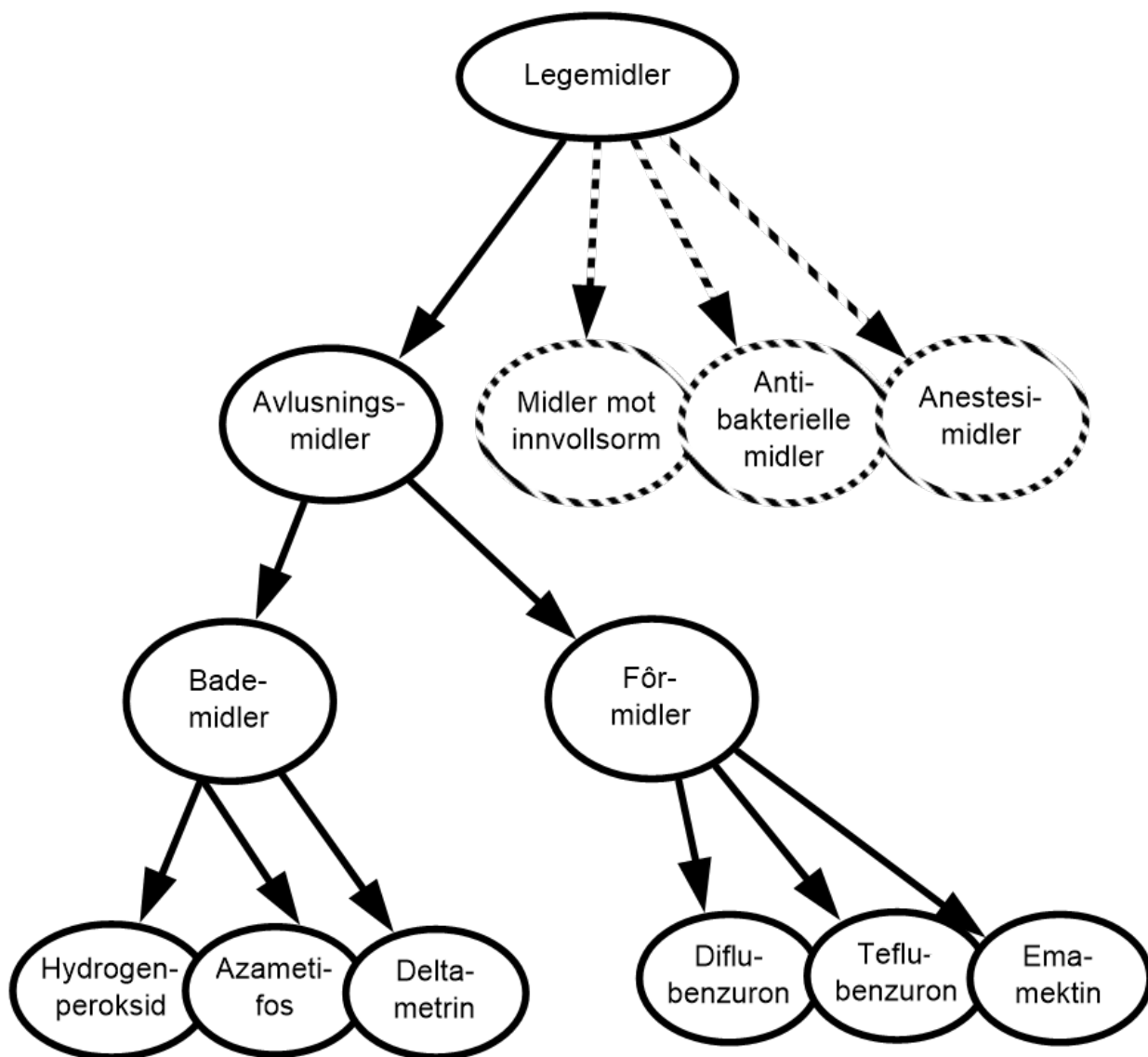
8.1 - Innledning

Her gis en oversikt over legemidler som brukes i norsk akvakultur (t.o.m. 2019) for behandling mot innvollsorm, bakterier (antibakterielle midler) og lakselus (figur 8.1). I tillegg kommer anestesi- og desinfeksjonsmidler. Vi har valgt å fokusere på midler brukt mot lakselus, som gis enten som bademidler eller i fôret, og mulige effekter av disse på andre arter enn lakselus (non-target arter). Kunnskapen i denne rapporten er grunnlaget for risikovurderingen av norsk fiskeoppdrett 2021 (Grefsrud mfl. 2021).

Når det gjelder å sikre at oppdrettsfisk til konsum ikke inneholder rester av legemidler i helseskadelige konsentrasjoner, er det etablert tilbakeholdelsestider, som er tid det skal gå mellom medisiner og slakting av oppdrettsfisk. I tillegg innførte Norge på slutten av 1990-tallet et omfattende kontrollsystem, som følger EUs regelverk (EU 1996). Der analyseres oppdrettsfisk for å sjekke at det ikke er rester av legemidler over den etablerte grenseverdien (Maximum Residue Limit, MRL) (EU 2009). Resultatene for norsk oppdrettslaks publiseres årlig i en egen rapport (Bernhard mfl. 2020) og vil ikke bli omtalt mer i denne kunnskapsrapporten.

Lakselus tilhører dyregruppen krepsdyr, og medikamenter som dreper disse kan også påvirke andre krepsdyr, alt fra planktonorganismer til krabber og hummer. Spørsmål om negative effekter har særlig vært rettet mot viktige kommersielle arter. I tillegg kommer spørsmål om mulige effekter på planktonorganismer og tidlige livsstadier av fiske- og skalldyrarter. I strandsonen lever skalldyr som kan bli påvirket, men andre organismer som tang og tare vil potensielt også eksponeres. Det gis derfor en oversikt over kunnskapsstatus av effekter av legemidler på non-target arter samt

hvordan bademidler og fôrbaserte legemidler spres i miljøet. Det refereres i teksten 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).



Figur 8.1. Skematisk oversikt over de ulike midlene som går under betegnelsen legemidler i norsk akvakultur. Midlene med heltrukket linje er inkludert i risikovurdering 2021 (Grefsrud mfl. 2021).

[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 8 i risikorapporten](#)

8.2 - Desinfeksjonsmidler

Formalin (formaldehyd løst i vann) brukes i fiskeoppdrett både som desinfeksjonsmiddel og mot overflateinfeksjoner på fisk i ferskvann forårsaket av bakterier, parasitter og sopp. Forbruket ble tidligere ikke registrert, men fra 2016 omsettes formalin gjennom godkjente legemiddelgrossister og inngår i registreringene. Ved teknisk bruk kreves ikke forskrivning av autorisert dyrehelsepersonell og bruken reguleres av et annet lovverk enn det lovverket som regulerer bruken av legemidler. Forbruket av formalin i 2016 var på 39 815 kg aktiv substans (figur 8.2). Forbruket økte til 46 579 kg i 2017,

og i 2019 ble det rapportert forbruk på 41 183 kg. Doser som er beskrevet i litteraturen er 167 og 225 ppm og 0,01% (Treves-Brown 2000, Poppe 1999). Formaldehyd kan produseres naturlig på flere måter og er en del av karbonkretsløpet i naturen. Formaldehyd er godt løselig i vann og metaboliseres via maursyre eller metanol til karbondioksid og vann. Hvor store utslippene av formalin er til miljøet fra oppdrettsvirksomhet er vanskelig å stadfeste.

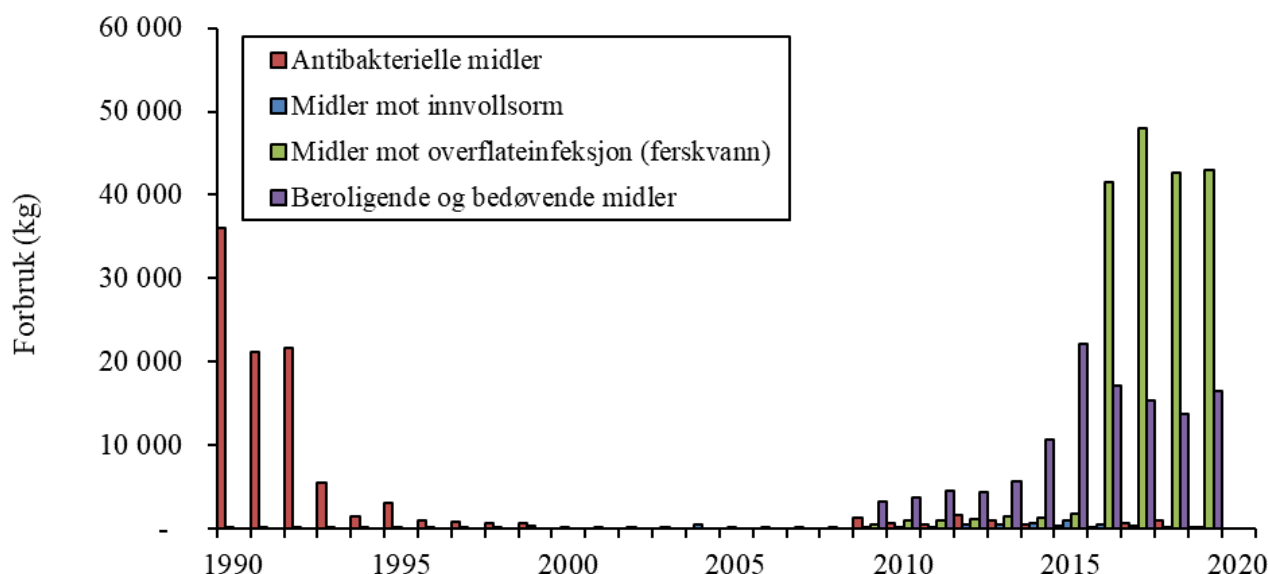
8.3 – Legemidler mot innvollsorm

Salget av midler mot bendelmark (*Eubothrium* sp.) i perioden før 2000 var på mindre enn 240 kg med årlig nedgang fra 2004 til 2009, men har siden hatt en liten årlig økning (figur 8.2). I 2014 ble det benyttet totalt 625 kg, og i 2015 økte forbruket til 942 kg. Forbruket har siden blitt redusert og utgjorde 50 kg i 2019. Det eneste brukte 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 (Hektoen 1995). Effektene av praziquantel på muslinger, snegler, krepsdyr og børstemark var imidlertid små og de vurderte risikoen for påvirkning på miljøet som lav.

8.4 – Antibakterielle midler

Det er få problemer med bakterielle sykdommer i norsk fiskeoppdrett, som har medført lavt forbruk av antibakterielle midler (antibiotika og kjemoterapeutika) over mange år. Denne trenden fortsatte også i 2019. Salget av antibakterielle midler til behandling av oppdrettsfisk, målt som kg aktiv substans, hadde en nedgang fra 511 kg, til 301 kg og 212 kg i perioden 2014-2016, ifølge tall fra Folkehelseinstituttet (figur 8.2). Forbruket var på 213 kg i 2019. I forhold til det totale forbruket (human, veterinær og akvakultur) av antibakterielle midler i Norge, utgjør forbruket i akvakultur rundt 2% av totalen (NORM/NORM-VET 2018). Statistikk fra Veterinært legemiddelregister (VetReg) viser at de fleste resepter er forskrevet til behandling av små rensefisk (tidlige livsstadier) og dermed er hver resept på et lite kvantum sammenlignet med behandling av et stort oppdrettsanlegg. Dette forbruket bidrar derfor lite til det totale forbruket (Sommerset mfl. 2020).

Antibakterielle midler gis via fôret og følger for en stor del det organiske avfallet (fekalier og spillfôr) ut i miljøet. Miljøeffektene av en medisinerer er derfor i hovedsak begrenset til bunnen i nærområdet rundt anlegg som behandles. Antibakterielle midler er lite toksiske for høyerestående organismer, men kan forårsake utvikling av resistente bakterier. Regelmessig testing av fiskepatogene bakterier isolert fra laksefisk i oppdrett har imidlertid bare avdekket enkelte tilfeller av nedsatt følsomhet for antibakterielle medikamenter (Sommerset mfl. 2020). I 2018, som i tidligere år, ble det identifisert nedsatt følsomhet for oksolinsyre i bakterien *Flavobacterium psychrophilum* isolert fra syk regnbueørret. Mekanismen bak har blitt relatert til kromosomale mutasjoner og derfor vurderes muligheten for overføring av motstandsdyktighet (resistens) til andre bakterier som liten. Det er påvist rester av antibakterielle midler i villfisk og blåskjell fanget nært 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.



Figur 8.2. Årlig forbruk (kg) av antibakterielle midler, midler mot innvollsorm, overflateinfeksjon i ferskvann og beroligende og bedøvende midler fra 1990 til 2018 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).

8.5 - Legemidler mot lakselus

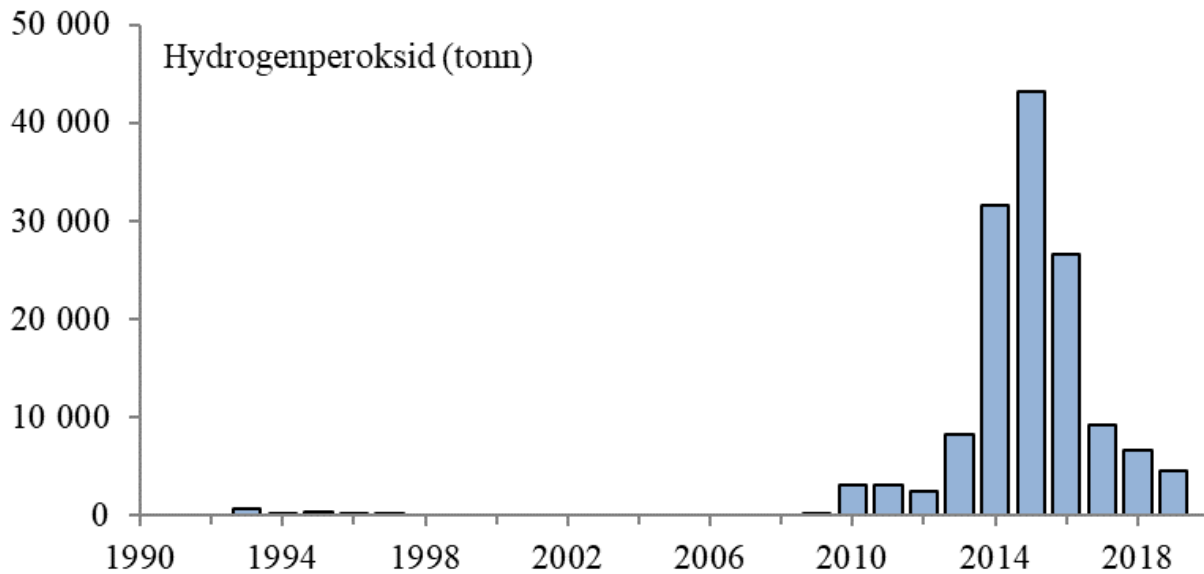
Basert på hvordan avlusningsmidlene administreres kan en dele medikamentene i to grupper, de som brukes til badebehandling (hydrogenperoksid, azametiphos, cypermetrin, deltametrin) og de som administreres til fisken via fôret (diflubenzuron, teflubenzuron, emamektin-benzoat). Etter et generelt lavt forbruk av midler mot lakselus fra begynnelsen av 2000-tallet økte forbruket årlig fra 2008 og fram til 2015. Fra 2016 har det imidlertid vært en årlig reduksjon i forbruket. Redusert forbruk av legemidler de siste årene er i hovedsak forårsaket av at oppdretterne har tatt i bruk ikke-medikamentelle metoder som varmt vann, ferskvann og mekanisk fjerning av lakselus (se også kunnskapsstatus velferd). Tall for forbruk av alle legemidlene er publisert av Folkehelseinstituttet (www.fhi.no).

8.5.1 - Bademidler

8.5.1.1 - Hydrogenperoksid

Hydrogenperoksid er et oksidasjonsmiddel med kjemisk formelen H_2O_2 som også brukes til avlusning. Når lakselus eksponeres for hydrogenperoksid tas det opp gjennom skallet og oralt. Innen lusa spaltes hydrogenperoksid til oksygen og vann noe som kan forårsake midlertidig eller permanent skade på innvendige strukturer og som får parasitten til å løsne fra verten og flytte til overflaten (Thomassen 1993, Bruno og Raynard 1994). Hydroksyl radikaler kan angripe lipider og makromolekyler i celler og dermed inaktivere enzymer og DNA replikasjon (Cotran mfl. 1989; Urbina mfl. 2019). Virkning av hydrogenperoksid kan også skyldes at substansen har sterk oksiderende effekt på makromolekyler. Det er vist at utvikling av embryo i egg til hunnlusen, samt klekkesuksess påvirkes negativt av hydrogenperoksid (Johnson mfl. 1993, Aaen mfl. 2014). Hydrogenperoksid selges i Norge under navnene *Nemona* og *Paramova*. Behandlingsdosen for laks for *Nemona* varierer fra 1500 til 2100 mg/l, avhengig av temperaturen. Behandlingstiden er anbefalt å være i 20 minutter. Behandlingsdosen ved bruk av *Paramova* er 1500 mg/l og behandlingstiden er anbefalt å være i 15-20 minutter. For både *Nemona* og *Paramova* er det oppgitt (Veterinærkatalogen) at det skal brukes med stor forsiktighet ved sjøtemperaturer mellom 14°C og 18°C. Laks skal ikke behandles hvis temperaturen er over 18°C . Det brukes mot preadult og adult lakselus. I tillegg til å brukes mot lakselus kan hydrogenperoksid også brukes mot amøbegjellesyke (AGD) hos laks. Da brukes en lavere dose og kortere behandlingstid enn ved avlusning.

Forbruk. Statistikken over forbruket viser samlet salg av rent (100%) hydrogenperoksid. På midten av 1990-tallet begynte næringen å bruke hydrogenperoksid for å bli kvitt lakselus på laksen. Forbruket var veldig lite sammenlignet med dagens nivå (figur 8.3). Fra 1998 til 2009 var stoffet ikke i bruk, men i 2010 og fram til 2013 økte det fra 3071 til 8262 tonn. Forbruket var størst i 2015, på 43246 tonn, men har deretter blitt redusert årlig til 4523 tonn i 2019.



Figur 8.3. Årlig forbruk av hydrogenperoksid (i tonn) i norsk akvakultur fra 1990 til 2019 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).

Spredning og fortynning. Hydrogenperoksid spaltes lett til vann og oksygen. 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 tettheten av sjøvann. Det kan imidlertid være nok til at behandlingsløsningen kan synke under spesielle forhold. Ved Havforskningsinstituttet arbeides det med å utvikle gode spredningsmodeller for å kunne forutsi hvordan utslipp fra et anlegg vil spres i miljøet. Næringsalter, finpartikulært materiale og badebehandlingsmidler vil i hovedsak følge overflatestrømmen. Havforskningsinstituttet har gjort noen foreløpige eksperimenter med spredning av en konsentrasjon av et passivt sporstoff basert på numeriske strømodellresultater fra Hardangerfjorden. Det ble benyttet modellresultater med 200 meters romlige 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). I sine simuleringer viste Refseth mfl. (2017) at i enkelte områder kan man finne konsentrasjoner under 10 mg/l hydrogenperoksid etter 4 timer. I strømsvake områder kan slike konsentrasjoner finnes inntil 10 timer, men utbredelsen vil være mindre i utstrekning. Videre viste simuleringene at konsentrasjoner over 100 mg/l kan man forvente å observere stort sett innenfor en radius på 1-2 km, og 300 mg/l innenfor en radius på 1 km.

Det er gjennomført to feltstudier hvor målinger av hydrogenperoksid er gjort i tilknytning til utslipp fra merd. Undersøkelsene er gjort på to oppdrettslokaliteter på Vestlandet en dag tidlig i oktober 2015 (Fagereng og Haavik 2015, Fagereng 2016) og over to dager i midten av april 2016 (Andersen og Hagen 2016, Fagereng 2016). Undersøkelsene i oktober 2015 var ved et anlegg hvor dypet var rundt 190 m, og vannprøver ble tatt i 8 ulike dyp fra 10 til 150 m. 8 ulike tidspunkt ble valgt, fra 2 til 20 minutter etter at hydrogenperoksid ble sluppet. Noen målinger ble også gjort etter 30 og 40 minutter. Prøver ble tatt i tre ulike retninger fra anlegget i to prøveserier. Det var svak strøm på observasjonsdagen. Laksen ble behandlet for AGD med behandlingsdose (1330 mg/l) som er lavere enn ved behandling mot lus. Undersøkelsen i april var gjort ved et anlegg hvor det var ca. 60 m dyp, og det ble gjort prøvetaking ved seks ulike dyp fra 2 til 60 m, på 10 ulike tidspunkt fra 5 minutter før behandling til 25 minutter etter behandling, og ved 4 ulike punkt rundt anlegget hvor den største avstanden var 15 meter fra kanten av anlegget. Det ble gjennomført tre slike serier av undersøkelser. Behandlingsdosen varierte fra 1800 til 2300 mg/l. Sjøtemperaturen var 6°C og strømmen ble vurdert å være svak i området.

I april 2016 ble det målt lave konsentrasjoner av hydrogenperoksid i majoriteten av målepunktene, men det ble funnet restkonsentrasjoner både i horisontal og vertikal retning fra anlegget, også på siste måletidspunkt det vil si 25 minutter etter slipp ble det målt konsentrasjoner på over 200 mg/l. Totalt var konsentrasjonen i 78% av prøvene under 1 mg/l og i kun 5% av prøvene ble det målt høyere verdier enn 100 mg/l. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på 5-20 meters dyp, bortsett fra et målepunkt som ble gjort rett under merden 8 minutter etter slipp. Her hadde hydrogenperoksid sunket til bunnen (60 m). Konsentrasjonen var 723 mg/l, men var redusert til 323 mg/l 7 minutter senere. Totalt sett tyder resultatene på en rask horisontal enn vertikal spredning (Fagereng 2016).

I oktober 2015 ble det ikke funnet høyere konsentrasjoner enn 5 mg/l i en radius på 70 meter fra anlegget og det ble konkluderte med at hydrogenperoksid ble raskt fortynnet, både i avstand og tid etter behandling (Fagereng og Haavik 2015, Fagereng 2016). Den høyeste konsentrasjonen ble målt til 25 mg/l, målt i én prøve tatt 15 m fra anlegget på 10 m dyp 25 minutter etter utslipp (Fagereng 2016, tabell 4). Det ble ikke observert noe som antydte at hydrogenperoksid sank i dette studiet. Vi vil gjerne presiser at slike feltundersøkelser er meget krevende både med hensyn til fysiske ressurser, mannskap og ikke minst logistikk.

Nedbrytning. Nedbrytningen (halveringstid) av hydrogenperoksid i vann er avhengig av flere faktorer som temperatur, pH og tetthet av organiske partikler som hydrogenperoksid kan reagere med (Lyons mfl. 2014). I tillegg kan også tilstedeværelsen av ulike plankton føre til at konsentrasjonen reduseres raskere (Wong mfl. 2003). Bruno og Raynard (1994), i likhet med flere andre studier, fant en halveringstid på omkring 7 dager ved 15°C. Lyons mfl. (2014) beregnet halveringstiden til 28 dager i filtrert sjøvann ved 10°C og en utgangskonsentrasjon på 1386 mg/l. I samme studiet varierte halveringstiden fra 8 til 19 dager ved 10°C når ulike utgangskonsentrasjoner (1800, 1200, 800, 500, 300 mg/l) ble brukt, men resultatene indikerte ingen trend i forhold til utgangskonsentrasjon. Lyons mfl. (2014) fant også at filtrert sjøvann ga raskere degradering enn rå sjøvann med plankton, noe som er meget overraskende. Fagereng (2016) fant derimot at halveringstidene varierte med utgangskonsentrasjon (160, 22, 3 mg/l) og temperatur (8,7 og 12°C). Laveste verdi var 3-4 dager ved 12°C og 28 dager ved 8.7°C. Det er med andre ord stor variasjon mellom de ulike studier og ikke alle oppgir informasjon om vannkvalitet, temperatur eller andre påvirkende faktorer. Det er derfor behov for mer kontrollerte undersøkelser.

Årstidsvariasjon; sammenfall i forbruk og forekomst av non-target arter. Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille endringer som følge av eksponering for legemidler og de naturlige endringene. I Skottland ble det i perioden september 1999 til august 2004 undersøkt mulige endringer i flora og fauna ved fire oppdrettslokaliteter som følge av bruk av flere lusemidler (før og etter), deriblant også hydrogenperoksid (SEPA 2005). De kunne ikke påvise en sammenheng mellom forbruk av lusemidler og endring i artssammensetning (sesong og livsytklus). For eksempel, oppblomstringer av planteplankton var upåvirket og det samme gjaldt bunnslåing av rur (*Balanus* spp.). Larver av rur er frittlevende i vannmassene og kan teoretisk bli påvirket av hydrogenperoksid ved bruk. Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller endringer i en arts mengde som følge av eksponering for hydrogenperoksid.

Artenes følsomhet. En arts toleranse for legemiddelet bestemmes på grunnlag av standard toksisitetstester. Mål for overlevelse som benyttes, LC₅₀, er konsentrasjoner som dreper 50% av individene som eksponeres eller 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 24-timers eksponering, for å kunne sammenligne med data fra andre publiserte studier.

En times eksponering for hydrogenperoksid hadde liten effekt på enkelte testorganismer, mens andre arter var til dels svært følsomme (tabell 8.1). I første kategori kommer blant annet strandreke (*Palaemon elegans*) og tangpungreke (*Praunus flexuosus*). Når disse artene ble eksponert i 1 time med en løsning på 1700 mg/l gav dette 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 LC₅₀ 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 for strandreke der dødeligheten fortsatte indikerer derfor at en eksponering for hydrogenperoksid har effekt også etter at eksponeringen er over. Når eksponeringstiden ble utvidet til 24 timer var det mulig å beregne LC₅₀ verdier til 171 mg/l for strandreke og 77 mg/l for pungreke. Torskeegg (*Gadus morhua*) viste seg imidlertid å være robust ovenfor hydrogenperoksid (Refseth mfl. 2017). Rekelarver og en canadisk masteroppgave

En tilsvarende studie som tidligere beskrevet for andre lusemidler, ble gjennomført med hydrogenperoksid og villfangede hoppekreps (Passamaquoddy Bay, New Brunswick) (Burridge og Van Geest 2014). 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 en fargetest indikasjoner på dødelighet (Burridge og Van Geest 2014). Disse resultatene samsvarer godt med lignende studier gjennomført med hoppekreps (*Calanus* sp.) i Norge (tabell 8.1), med LC₅₀ 30,6 mg/l etter én times eksponering (Escobar-Lux mfl. 2019). Kopepoditt V stadiet av hoppekreps var imidlertid mindre sensitiv med LC₅₀ 77.1 mg/l (Escobar-Lux mfl. 2019). Lengre eksponering (24-96 timer) av hoppekreps for hydrogenperoksid gav betydelig lavere LC₅₀ verdier (6.0- 2.5 mg/l) (Hansen mfl. 2017). Dødelighet ble også observert ved eksponering (1 time) av Europeisk hummerlarver (*Homarus gammarus*) i stadium I, II, III og IV med LC₅₀ verdier på 177, 404, 665 og 737 mg/l (Escobar-Lux mfl. 2020). Krill (*Meganyctiphanes norvegica*) er imidlertid den arten som, til nå, har vist seg å være mest sensitiv der det ble registrert høy dødelighet under eksponeringen på 1 time og som gav en akutt LC₅₀ verdi på 32.5 mg/l. Imidlertid fortsatte dødeligheten også i perioden etter eksponering. Etter 24 timer var LC₅₀ redusert til 4.9 mg/l og 0.9 mg/l etter 48 timer (Escobar-Lux og Samuelsen 2020). Forsinket dødelighet etter eksponering for hydrogenperoksid er forholdsvis vanlig og registrert hos flere andre organismer. Foruten krepsdyr er det også andre arter som er sensitive for hydrogenperoksid, som sukkertare og børstemark. En times eksponering av sukkertare (*Saccharina latissima*) gav en LC₅₀ på 80.7 mg/l (Haugland mfl. 2019) mens LC₅₀ for børstemarkene *Capitella* sp. and *Ophryotrocha* spp. var henholdsvis 159.3mg/l og 64.3 mg/l. Et utslipp av hydrogenperoksid vil, basert på disse toksisitetsstudiene, 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.

Vi har i tillegg til dødelighet også inkludert kunnskap om ikke-dødelige effekter som paralyse, endringer i atferd, respirasjon og gnuttrykk. Konsentrasjoner på 0.5 og 1% av anbefalt behandlingsdose på 1700 mg/l påvirket både oksygenforbruket og fluktresponsen i kopepoden *Calanus* sp. (Escobar-Lux mfl. 2019). Eksponering for en konsentrasjon på 85 mg/l (5% av behandlingsdose) førte til at fluktresponsen opphørte helt. For å vurdere ikke-dødelige effekter på små Europeisk hummer (stadium V) ble de eksponert for doser tilsvarende 85, 170 og 510 mg/l i 1 time. Evnen til å finne skjul og aktivitet til hummeren ble negativt påvirket av hydrogenperoksid eksponering, men den negative effekten var kortvarig og borte etter 24 timer (Escobar-Lux mfl. 2020).

Tabell 8.1. Oppsummering av ulike arters følsomhet for hydrogenperoksid (mg/l). LC₅₀, den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet, etter 20 minutter, 1 time eller 24 timers eksponering for hydrogenperoksid. For noen av eksperimentene er det også inkludert for eksempel 24 timer i rent vann da indikert som for eksempel "1 time + 24" som angir en forsinket dødelighet. Varians er enten oppgitt som standardavvik eller konfidensintervall. Behandling av oppdrettslaks gis som en konsentrasjon av 1500-2100 mg/l. * *Homarus gammarus* ***H. americanus*

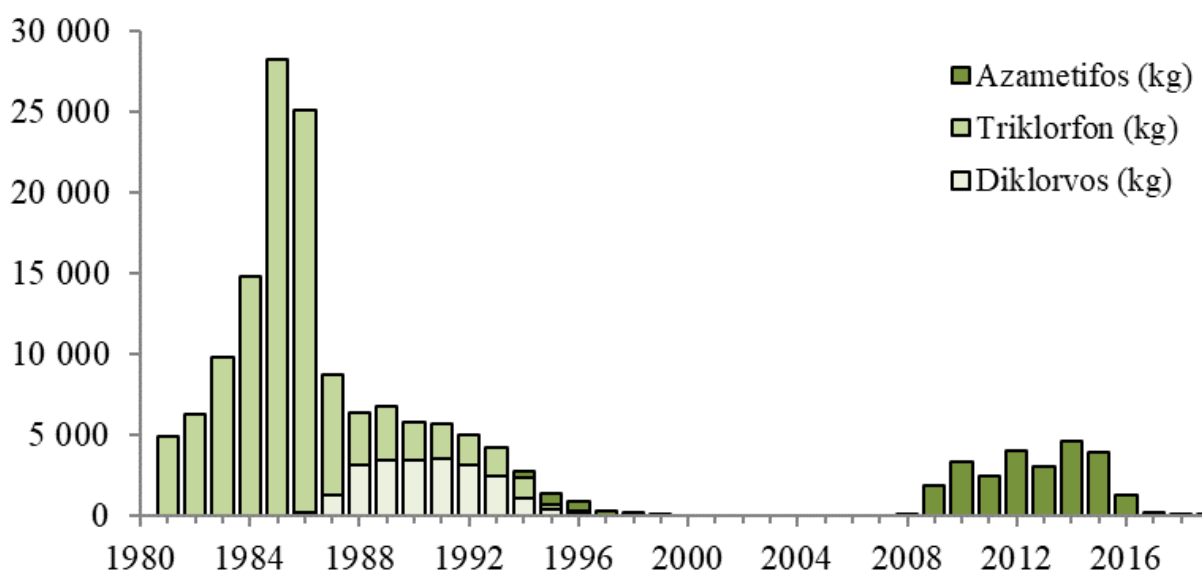
Art	Eksponerings - tid	LC ₅₀ (mg/l)	Varians	Land	Kilde
Europeisk hummer*; stadium I	1 time+24	177	143-212	Norge	Escobar Lux mfl. 2020
Europeisk hummer*; stadium II	1 time+24	404	285-519	Norge	Escobar Lux mfl. 2020
Europeisk hummer*; stadium III	1 time+24	665	423-906	Norge	Escobar Lux mfl. 2020
Europeisk hummer*; stadium IV	1 time+24	737	507-967	Norge	Escobar Lux mfl. 2020
Strandreke (<i>Palaemon elegans</i>)	1 time+24	>1700		Norge	Brokke 2015
Tangpungreke (<i>Praunus flexuosus</i>)	1 time+24	>1700		Norge	Brokke 2015
Hoppekreps (<i>Calanus</i> sp.); voksne	1 time+24	30,6	25,4-35,8	Norge	Escobar Lux mfl. 2016
Hoppekreps (<i>Calanus</i> sp.); copepoditt V	1 time+24	77,1	57,9-96,2	Norge	Escobar Lux mfl. 2016
Krill (<i>Meganyctiphanes norvegicus</i>)	1 time+24	4,95	1,2-7,9	Norge	Escobar Lux og Samuelsen 2020
Hoppekreps (<i>Acartia tonsia</i>)	1 time+48	13	9,3-20	Canada	Keen 2020
Villfanget hoppekreps (Calanoider)	1 time+48	10	8,3-13	Canada	Keen 2020
Sukkertare (<i>Saccharina latissima</i>)	1 time+15 dager	80,7	±53,5	Norge	Haugland et al. 2019
Børstemark (<i>Ophryotrocha</i> sp.)	1 time+72	64,3		Norge	Fang mfl. 2018
Amerikansk hummer**; stadium I	1 time+95	1637,0		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Amerikansk hummer**; voksen	1 time+95	> 3750		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Pungreker (<i>Mysis stenolepsis</i>)	1 time+95	973,0		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Mudderreke (<i>Crangon septemspinosa</i>)	1 time+95	3182,0		Canada	Fairchild mfl. 2010
Chilensk steinkrabbe (<i>Metacarcinus edwardsii</i>) ; larve	20 min+48	1642		Chile	Gebauer mfl. 2017
Grønn kråkebolle (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>)	24 timer	10-100		Norge	Refseth mfl. 2017
Kongsnegl (<i>Buccinum undatum</i>)	24 timer	10-100		Norge	Refseth mfl. 2017
Strandreke (<i>Palaemon elegans</i>)	24 timer	171,4		Norge	Brokke 2015
Tangpungreke (<i>Praunus flexuosus</i>)	24 timer	77,5		Norge	Brokke 2015
Bladfoting (<i>Artemia salina</i>)	24 timer	800		Norge	Refseth mfl. 2017
Dypvannsreke (<i>Pandalus borealis</i>)	24 timer	37		Norge	Refseth mfl. 2017
Rognkjeks (<i>Cyclopterus lumpus</i>); juvenil	24 timer	167		Norge	Refseth mfl. 2017
Torsk (<i>Gadus morhua</i>); egg	24 timer	342		Norge	Refseth mfl. 2017

8.5.1.2 - Organofosfater

Azametifos hører til gruppen av kjemiske forbindelser som kalles organofosfater. De virker hemmende på enzymet acetylkinesterase. Hemming av dette enzymet fører til overstimulering av musklene, etterfulgt av blokkering som gir lammelse og død. Azametifos selges i Norge under navnet *Azasure Vet*. Det har effekt på både preadulte og adulte stadier av lakselus. Behandlingsdosen for I aks er 100 µg/l i minst 30 minutter, men ikke lenger enn 60 minutter. Er sjøtemperaturer høyere enn 10°C anbefales det å behandle i maksimum 30 minutter. Neguvon og Nuvan er legemidler

hvor virkestoffene er henholdsvis triklorfon og diklorvos. Oppløst i vann spaltes triklorfon til diklorvos, sistnevnte antas å ha sterkest effekt. Triklorfon og diklorvos er organofosfater, med samme virkningsmekanisme som azametifos, men med noe svakere virkning.

Forbruk. Forbruket av organofosfater var høyt på begynnelsen av 1980-tallet, med maks forbruk i 1985 på 28 260 kg triklorfon (figur 8.4). Fram til 1995 var det triklorfon og diklorvos som hadde størst forbruk, men siden 1997 har azametifos vært enerådende. Fra 2000 til 2007 var ikke azametifos i bruk, mens i 2008 var forbruket 66 kg, for så å øke jevnlig fram til 2014 hvor forbruket var på 4630 kg og 3904 kg året etter. Siden har forbruket avtatt drastisk, til 154 kg i 2019.



Figur 8.4. Forbruk av organofosfater (kg) som legemidler i norsk akvakultur fra 1990 til 2019 (statistikk fra Folkehelseinstituttet). Organofosfatene triklorfon og diklorvos selges ikke lenger i Norge.

Spredning og fortynning. Azametifos er svært vannløselig ($>1\text{g/l}$) med en lav oktanol/vann fordelingskoeffisient ($\log K_{ow} = 1.05$). På grunn av den høye vannløseligheten er det veldig liten sannsynlighet for at det binder seg til organisk materiale (SEPA 2005). Ved Havforskningsinstituttet arbeides det med å utvikle gode spredningsmodeller for å kunne forutsi hvordan utslipp fra anlegg og brønnbåt vil spres i miljøet. Næringssalter, finpartikulært materiale og badebehandlingsmidler vil i hovedsak følge overflatestrømmen. Modellering av behandling med azametifos på norske oppdrettsanlegg viste at med en tålegrense på 50% for hummerlarver vil påvirkningsområdet være lite ($0,04\text{--}0,2\text{ km}^2$) (Parsons mfl. 2020) Modellering gjort i Skottland viste at konsentrasjoner rundt et anlegg vil reduseres til under $0,2\text{ }\mu\text{g/l}$ innen 24 timer for områder uten mye strøm og til $0,02\text{ }\mu\text{g/l}$ i strømrrike områder (Turrell 1994 i SEPA 2005). Videre indikerte modellene at azametifos mest sannsynlig vil spres som en sky i de øvre vannlagene, fra 0 til 10 m (SEPA 2005).

Det er gjennomført to feltundersøkelser i Canada (nordlige deler av Fundybukta) hvor azametifos ble sluppet sammen med fargestoff for å se spredning etter utslipp (Ernst mfl. 2001, 2014). Den første undersøkelsen ble gjort i oktober 1996, ved tre ulike lokaliteter (uten laks i merd), og viste at det var noe ulik spredning på de tre lokalitetene (Ernst mfl. 2001). Fargestoffet kunne detekteres opp til 5 timer etter utslipp og var synlig i avstand fra 900 m til 3 km. For to av lokalitetene fordelte stoffet seg ned til ca. 10 m, mens for den tredje lokaliteten ble det funnet rester ned til 25 m. De tok vannprøver etter utslipp for følsomhetsundersøkelser på tangloppe, *Eohaustorius estuarius*, hvorav kun én av 27 vannprøver forårsaket immobilisering etter 48 timers eksponering. Denne prøven ble tatt 30 minutter etter utslipp. Ernst mfl. (2014) gjorde lignende undersøkelser med slipp fra både merd og brønnbåt i september 2010 (med laks i merd og

brønnbåt). De fant målbare rester av azametifos (konsentrasjon ikke oppgitt) opp til 1.7 km fra merden og 150 m fra brønnbåt. Høyeste konsentrasjon var på litt over 25 µg/l ca. 1 m fra merdkanten. Nivået av azametifos etter behandling i merd var tre ganger så høyt som etter behandling med brønnbåt. Det var mye organiske partikler i merden, men azametifos ble i hovedsak funnet oppløst i vann, og ikke bundet til partiklene. Det ble tatt vannprøver i distanse og tid etter utslipp for å se effekten på tangloppen *E. estuarius*. Det var kun vannprøver tatt inne i merden før utslipp som forårsaket dødelighet etter 1 times eksponering. De påpekte viktigheten av å gjennomføre 1 times følsomhetstester som er mer realistiske enn for eksempel 48 timers eksponering (Ernst mfl. 2014).

Langford mfl. (2015) gjorde undersøkelser ved tre norske anlegg som hadde brukt azametifos og fant konsentrasjoner på opptil 26 ng/l i vannprøver tatt ved ett av anleggene i uken etter behandlingen. Konsentrasjonene ble suksessivt lavere med økende avstand fra anlegget og var 0,5 ng/l én km unna. Det at det ble funnet målbare konsentrasjoner av azametifos så lenge etter en behandling er litt overraskende, men dette ble ikke forklart eller diskutert i rapporten. Denne undersøkelsen indikerer en langsommere forrynningsrate sammenlignet med de utenlandske studiene.

Nedbrytning. Halveringstid for azametifos er oppgitt å være rundt ni dager (SEPA 2005). Temperatur var ikke oppgitt, men vi har sett denne halveringstiden både relatert til 8 °C og 12 °C (ulike kjemikaliekataloger). Det er oppgitt en halveringstid på 10,8 dager ved 20 °C og ved pH 7 (Worthing og Walker 1987 i Urbina mfl. 2019). Vi har ikke funnet noen av halveringsstudiene publisert i sin helhet. Det er ikke oppgitt om nedbrytning av azametifos påvirkes av sjøtemperaturen.

Årstidsvariasjon; sammenfall i forbruk og forekomst av non-target arter. Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille endringer som følge av eksponering for legemidler og de naturlige endringene. Både modeller for spredning av azametifos og målinger gjort i felt etter behandling antyder at individer og arter i de øvre vannlag vil være mest utsatt ved badebehandling.

Burridge og Van Geest (2014) referer til en upublisert studie gjort ved lakseanlegg i New Brunswick Canada august til september 1996, hvor det ble gjort målinger før, under og etter behandlinger med azametifos. De fant ingen endringer i oksygen eller klorofyll-a som indikerer ingen endringer i primærproduksjonen. Det er gjort noen få studier hvor individer av ulike arter er plassert i bur i, ved og rundt oppdrettsanlegg som har behandlet med azametifos (Burridge og Van Geest (2014). A merikansk hummer (voksne individer) døde når de var plassert inne i selve behandlingsmerden, men alle overlevde i de burene som var plassert i ulike distanser fra anlegget. Et annet studium i Canada viste lignende resultater for tangloppe *Eohaustorius estuarius*, hvor kun behandlingsløsningen gav dødelighet etter én times eksponering (Ernst mfl. 2014). Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller biomasse som følge av eksponering for azametifos.

Artenes følsomhet. I kontrollerte laboratorieforsøk der ulike non-target arter (strandreke, tangpungreke, hoppekreps, mudderreke *Crangon septemspinosa*, pungreke *Mysid* sp.) (se tabell 8.2) ble testet viste det seg at effekten var relativt liten ved 1 times eksponering. Unntaket var voksen amerikansk hummer (*Homarus americanus*) som hadde 50% dødelighet ved en behandlingsløsning på 24,8 µg/l, det vil si en forrynningsfaktor på fire (tabell 8.2). Brokke (2015) fant at etter 24 timers eksponering var LC₅₀-verdien høyere enn behandlingsdosen for strandreker, mens tangpungreke var noe mer sensitiv (tabell 8.2). Studie med europeisk hummer larve stadium I og II, gav en LC₅₀ verdi på henholdsvis 43.1 µg/l og 20.5 µg/l etter en time eksponering (Parsons mfl. 2019). Robertson mfl. (1992) eksponerte europeisk hummerlarver (uten å definere hvilket stadium) i 1 time og fant 100% dødelighet ved eksponering for 100 µg/l. Ved 10 µg/l ble 14 av 20 individer (70%) immobilisert, og døde etter to dager i friskt vann. Dypvannsreker (*Pandalus borealis*) som ble utsatt for azametifos tilsvarende 1/500 og 1/1000 av behandlings dose hadde ikke økt dødelighet sammenlignet med kontroll gruppe (Frantzen mfl. 2020). Det var ikke økt dødelighet for dypvannsreker på larve stadiet som ble eksponert for doser tilsvarende 1/1000 av behandlingsdosen i to timer (Bechmann mfl. 2020). En studie på California flekkreker (*Pandalus platyceros*), viste at reker like etter skallskifte (post-molt) var mer følsomme enn reker mellom skallskifte (internmolt). LC₅₀ for reker etter skallskifte ble ved tre gjentagende eksponering i en time

estimert til 39.8, 27.1, og 17.1 μ g/l ved henholdsvis 5, 11 and 17 ° C. Det ble ikke registrert døde reker mellom skallskifte, ved konsentrasjoner opp til 100 μ g/l (Mill 2019).

Amerikansk hummer (voksne) ble eksponert to gjentakende ganger i 30 minutter for 1 μ g/l azametifos per dag, i tre dager. Det ble ikke observert dødelighet på hummeren (Burridge og Van Geest 2014). Madden mfl. (1991) undersøkte akutt dødelighet på sildelarver. De eksponerte larvene i 96 timer for konsentrasjoner 0-200 μ g/l. Ingen dødelighet ble funnet i løpet av denne tiden. Testing ved høyere konsentrasjoner gjorde at LC₅₀ ble estimert til 250 μ g/l ved 96 timers eksponering. De fant at ved behandlingsdosen var 77-78% av AcHE aktiviteten redusert i forsøksdyrene. Når voksen europeisk hummer ble eksponert for diklorvos i en konsentrasjon på 100 μ g/l ble det registrert én død hummer etter 4,5 timer og én etter 6 timer (Egidius og 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 diklorvos, og overlevde 10 timer i en konsentrasjon på 1000 μ g/l.

I en Canadisk studie med hoppekreps (*Acartia tonsa*) og villfanget hoppekreps ble LC₅₀ ved en time eksponering estimert til henholdsvis 220 μ g/l og 529 μ g/l (Keen 2020) . Forsøk med artemia (*Artemia salina*) og hjuldyr (*Brachionus plicatilis*) gav en LC₅₀ >10 000 μ g/l etter 24 timer eksponering (Ernst mfl. 2001).

Vi har i tillegg til dødelighet også inkludert kunnskap om ikke-dødelige effekter som paralyse, endringer i atferd, respirasjon og genuttrykk. Etter en time eksponering var 50% av Europeisk hummer larve immobilisert ved doser på 15.5 μ g/l (stadium I) og 9.2 μ g/l (stadium II) (Parsons mfl. 2019). Dypvannsreker (*Pandalus borealis*) som ble eksponert for azametifos tilsvarende 1/500 og 1/1000 av en behandlingsdose hadde ikke endret atferd sammenlignet med kontroll gruppe (Frantzen mfl. 2020). Eksponering av dypvannsreker på larve stadiet med doser tilsvarende 1/1000 av behandlingsdosen i to timer medførte redusert svømme aktivitet for larver i stadium II men ikke for stadium I. Genuttrykk ble undersøkt og *pyruvate kinase* og *myosin regulatory light chain 2* var signifikant nedregulert hos larvene som var eksponert for azametifos (Bechmann mfl. 2020).

Ved eksponering av hoppekreps (*Acartia tonsa*) i en time ved doser opp til 7500 μ g/l ble det ikke observert endret klekkesuksess, mens immobilitet økte ved økende konsentrasjon (Keen 2020). Azametifos i doser opp til 100 μ g/l påvirket ikke skallskiftesuksess, tid mellom skallskifte, ryggskjoldlengde, vekt eller kondisjonsfaktor (Mill 2019)

Tabell 8.2. Oppsummering av ulike arters følsomhet for azametifos ($\mu\text{g/l}$). LC_{50} , den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet, etter 30 minutter, 1 time eller 24 timers eksponering for azametifos ($\mu\text{g/l}$). For noen av eksperimentene er det også inkludert for eksempel 24 timer i rent vann da indikert som for eksempel "1 time + 24" som angir en forsinket dødelighet. Varians er enten oppgitt som standardavvik eller konfidensintervall. Behandling av oppdrettslaks gis som en konsentrasjon av 100 $\mu\text{g/l}$. * *Homarus gammarus* ***H. americanus*

Art	Eksponerings -tid	LC_{50} ($\mu\text{g/l}$)	Varians	Land	Kilde
Europeisk hummer*, larve (stadium I)	1 time+24	43,1	13,0-131	Norge	Parsons mfl. 2020
Europeisk hummer*, larve (stadium II)	1 time+24	20,5	13,2-30,9	Norge	Parsons mfl. 2020
Strandreke (<i>Palaemon elegans</i>)	1 time+24	> 200		Norge	Brokke 2015
Tangpungreke (<i>Praunus flexuosus</i>)	1 time+24	> 200		Norge	Brokke 2015
Hoppekreps (<i>Acartia tonsia</i>)	1 time+48	166	115-262	Canada	Keen 2020
Villfanget hoppekreps (Calanoider)	1 time+48	360	223-623	Canada	Keen 2020
Amerikansk hummer**, larve (stadium II)	1 time+95	> 86,5		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Amerikansk hummer**, larve (stadium II) 10°C	1 time+95	26,5		USA	Pahl og Optiz 1999
Amerikansk hummer**, larve (stadium II) 12°C	1 time+95	20,7		USA	Pahl og Optiz 1999
Amerikansk hummer, voksen	1 time+95	24,8		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Mudderreke (<i>Crangon septemspinosa</i>)	1 time-95	> 85,5		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Pungreke (<i>Mysid</i> sp.)	1 time-95	> 85,5		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Hoppekreps (<i>Calanus</i> sp.)	1 time+95	> 100		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Chilensk bergkrabbe (<i>Metacarcinus edwardsii</i>) ; larve (zoea I)	30 min +24	2,84	$\pm 0,39$	Chile	Gebauer mfl. 2017
California flekkreke (<i>Pandalus platyceros</i>), voksne like etter skallskifte, 5°C	1 time x 3 i løpet av 24 timer	39,8	25.1-63.0	California	Mill 2019
California flekkreke (<i>Pandalus platyceros</i>), voksne like etter skallskifte, 11°C	1 time x 3 i løpet av 24 timer	27,1	19.1-38.2	California	Mill 2019
California flekkreke (<i>Pandalus platyceros</i>), voksne like etter skallskifte, 17°C	1 time x 3 i løpet av 24 timer	17,1	9.32-31.4	California	Mill 2019
California flekkreke (<i>Pandalus platyceros</i>), voksne mellom skallskifte 5-17°C	1 time x 3 i løpet av 24 timer	> 100		California	Mill 2019
Mudderreke (<i>Crangon septemspinosa</i>)	24 timer	19,2		Canada	Ernst mfl. 2014
Punkreke (<i>Mysis stenolepsis</i>)	24 timer	10,5		Canada	Ernst mfl. 2014
Tangpungreke (<i>Praunus flexuosus</i>)	24 timer	28,7		Norge	Brokke 2015
Strandreke (<i>Palaemon elegans</i>)	24 timer	>200		Norge	Brokke 2015

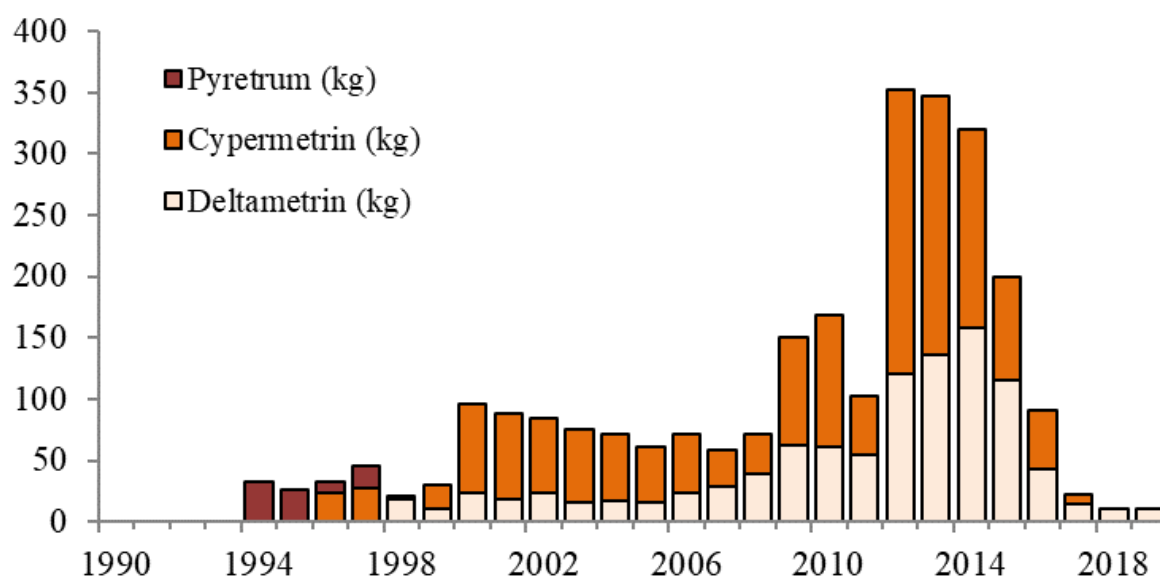
8.5.1.3 - Pyretroider (deltametrin og cypermetrin)

Deltametrin og cypermetrin tilhører stoffgruppen pyretroider. Disse stoffene påvirker nervecellene ved å forsinke/forhindre at Na^+ kanalene lukkes etter depolarisering og forstyrrer således en normal repolarisering av cellene. Dermed blokkeres overføring av impulser i parasittenes nervebaner, som igjen medfører eksitasjon, paralyse og død hos lakselusa. Deltametrin selges i Norge under navnet *Apha Max*. Anbefalte dosering av deltametrin er 2 $\mu\text{g/l}$

(tilsvarende 2000 ng/l), og behandlingstiden er 30 minutter. Det er oppgitt at effekten reduseres ved sjøtemperaturer lavere enn 6 °C. Det påpekes at nøtene bør være rene ved behandling for å sikre mest mulig effekt. Deltametrin skal ikke benyttes hvis det oppbevares hummer eller krabbe i umiddelbar nærhet (<200 m).

Cypermeterin var sist solgt i Norge i 2017, og da ble det solgt under navnet *Excis vet.* og *Betamax vet.* Cypermeterin er noe mindre potent enn deltametrin, og anbefalte doseringer var 5 µg/l (tilsvarende 5000 ng/l) som *Excis vet* og 15 µg/l (tilsvarende 15 000 ng/l) som *Betamax vet.* Pyretrum (solgt under navnet Py-Sal) ble brukt kun i noen få år i Norge, 1993- 1996.

Forbruk. Pyretroider ble tatt i bruk i 1994, og da som pyretrum, med et totalt forbruk på 32 kg (figur 8.5). Pyretrum ble noen år seinere erstattet av delta- og cypermeterin. Det totale årlige forbruket fram til 2000 var i snitt 31 kg, men økte så til 96 kg, fordelt på 23 kg deltametrin og 73 kg cypermeterin. I 2009 økte igjen de årlige forbruket til 150 kg, 62 og 88 kg for delta- og cypermeterin. I 2012 til 2014 var forbruket på henholdsvis 353, 347 og 320 kg, og avtok til å utgjøre kun 10 kg deltametrin i 2018 og 2019.



Figur 8.5. Årlig forbruk av pyretroider (kg) som legemidler i norsk akvakultur fra 1990 til 2019 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).

Spredning og fortynning. Deltametrin og cypermeterin er lite løselig i vann (<0,002 mg/l) og binder seg lett til andre stoffer og partikler (log K_{ow} >4) (www.felleskatalogen.no, SEPA 2005). Siden pyretroider er lite vannløselige vil de kunne 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. Ved Havforskningsinstituttet arbeides det med å utvikle gode spredningsmodeller for å kunne forutsi hvordan utslipp fra anlegg og brønnbåt vil spres i miljøet. Næringssalter, finpartikulært materiale og badebehandlingsmidler vil i hovedsak følge overflatestrømmen. Parsons mfl. (2020) simulerte spredning av deltametrin i det marine miljø etter avlusning ved 23 anlegg langs norskekysten som hadde brukt et eller begge stoffene i løpet av 2017-2018. Spredningen ble simulert 24 timer etter slipp og konsentrasjonen ble satt i forhold til 50% tålegrensen for hummerlarver (LC_{50}). De viste at influensområdet ved bruk av deltametrin varierte fra 21,1 til 39,0 km². Van Geest mfl. (2014a) fant veldig rask reduksjon av deltametrin i kar som også inneholdt tangloppearten *Echinogammarus finmarchicus*, 77% reduksjon innen 24 timer. Dette betyr at selv om fortynning er den viktigste årsaken til reduksjon i konsentrasjonen av deltametrin vil andre faktorer som binding/absorpsjon til organisk materiale og annet materiale som plastikk, også bidra. Willis mfl. (2005) simulerte spredning og fortynning av cypermeterin fra et anlegg i Skottland. De høyeste konsentrasjonene i deres modeller var 25

minutter etter behandling, og verdiene varierte fra 195 til 218 ng/l for tre ulike simuleringer (dag 1, 2 og 6 i deres studie). Modelleringsstudiene viste altså at cypermetrin raskt ble fortynnet og spredt etter utslipp.

I en feltundersøkelse i Canada hvor behandlingsløsningen med deltametrin var tilsatt fargestoff ble det tatt vannprøver av utslippsvannet i avstander inntil 1500 m fra anlegget (Ernst mfl. 2014). Restkonsentrasjoner ble ikke analysert, men tanglopparten *E. estuarius* (48 timers $LC_{50} = 1,0-3,6 \mu\text{g/l}$) ble brukt som indikator (Ernst mfl. 2001). Vannprøver tatt inntil 500 m fra anlegget ga noe dødelighet ved 1 times eksponering, men hvis tangloppen ble eksponert i 48 timer ble det observert dødelighet opptil 1000 m fra anlegget. Konsentrasjoner av cypermetrin på 20-40 ng/l kunne finnes opptil 4 til 5 timer etter utslipp. I et feltstudium gjennomført i Norge ble strandreke satt i bur i ulike dyp og avstander fra et oppdrettsanlegg som behandlet laksen med deltametrin. Det ble ikke observert dødelighet i grupper som var plassert lengre enn 50 m fra anlegget (Grøsvik og Andersen 1997). I en annen norsk undersøkelse fra 2014 ble det ikke funnet pyretroider, verken i vann- eller sedimentprøver, men små rester ble funnet i blåskjell ved anlegget (4,8 ng/g) (Langford mfl. 2015). Prøvene var tatt ved et anlegg en uke etter medisinerings med azametifos og muligens også cypermetrin. En lignende undersøkelse i Skottland viste at den høyeste målte konsentrasjonen var 187 ng/l, 25 minutter etter utslipp ca. 25 m fra anlegget i strømrørningen (Hunter og Fraser 1995 i Willis mfl. 2005).

Blåskjell fra fem ulike blåskjellanlegg i Trondheimsområdet ble undersøkt for rester av legemidler (Brooks mfl. 2019). Tre av blåskjellanleggene lå i nærheten av lakseanlegg som hadde behandlet med ulike legemidler og skjellene kunne da potensielt ta opp disse. Alle de undersøkte blåskjellene var negative for innhold av rester av deltametrin.

Nedbrytning. Van Geest mfl. (2014a) fant 77% reduksjon av deltametrin etter 24 timer i kar som også inneholdt tanglopparten *Echinogammarus finmarchicus*, men det oppgis ikke om denne reduksjonen var som følge av binding til annet materiale eller om det skyldtes ren nedbrytning. To andre studier viser helt motsatte resultater av hverandre. Mens Maguire mfl. (1989) beregnet en halveringstid av deltametrin på mindre enn 3 timer i rensert sterilt vann uten tilgang på lys, publiserte Tomlin (1994) halveringstiden for deltametrin løst i vann med temperatur på 25 ° C og pH 9 til å være 2,5 dager. Nye studier bør gjøres for å bestemme halveringstiden i sjøvann.

Eliminering av deltametrin i bløtvev hos blåskjell skjer i to faser, noe som er relativt vanlig for mange legemidler (two-compartment model dvs. to-fase eliminasjon). Den første fasen er en meget rask nedbrytning som så går over i den andre fase hvor nedbrytningen er meget langsom. For blåskjell var det en meget rask nedbrytning i løpet av de første 24 timene, fra ca. 120 til 4-5 ng/l i hovedforsøket og fra 4-4,5 til 1-2,2 ng/l i elimineringsforsøket (Brooks mfl. 2019). Deretter tok det 4-5 dager til det ikke lenger var målbare konsentrasjoner.

Årstidsvariasjon; sammenfall i forbruk og forekomst av non-target arter. Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille naturlige endringene fra endringer som forårsakes av eksponering for legemidler. I Skottland ble det i perioden september 1999 til august 2004 undersøkt mulige endringer i flora og fauna ved fire oppdrettslokaliteter som følge av bruk av flere lusmidler (før og etter), deriblant også cypermetrin (SEPA 2005, Willis mfl. 2005). De fant ingen effekter på dyreplankton, hverken på artsnivå eller samfunnsnivå. De fant endringer i artssammensetning, men dette ble forklart med flekkvis fordeling, sesong og livs-syklus. Videre konkluderte de med at oppblomstringer av planteplankton også var påvirket av bruken av legemidler. Undersøkelser på bunnslåing av rur viste ingen effekter. Larver av rur (*Balanus* spp.) er frittsvømmende i vannmassene og kan teoretisk bli påvirket av bademidler som cypermetrin.

Artenes følsomhet. En arts toleranse for legemiddelet bestemmes på grunnlag av standard toksisitetstester. Mål for overlevelse som benyttes, LC_{50} , er konsentrasjoner som dreper 50% av individene som eksponeres eller 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 24-timers eksponering, for å kunne sammenligne med data fra andre publiserte studier.

Europeisk hummerlarver (stadium I og II) var sensitive for eksponering av deltametrin og dødeligheten økte med økende konsentrasjon (Parsons mfl. 2020). LC_{50} ble beregnet til 2,6 ng/l for stadium I og 2,9 ng/l for stadium II (Tabell

8.3). Ved å inkludere immobilisering dvs. lammelse eller delvis lammelse ble en EC_{50} beregnet til 0,6 for stadium I og 0,4 ng/l for stadium II. En forsinket dødelighet ble observert etter 24 timer. Laveste konsentrasjon som resulterte i dødelighet var 0,1 ng/l hvor ca. 31% av Stadium I og ca. 20% av stadium II døde. I kontrollen døde ca. 9% stadium I og ingen i stadium II. Til sammenligning var larver (stadium I) av dypvannsreken sensitiv for 2 ng/l konsentrasjoner av deltametrin (Bechmann mfl. 2020). Mer enn 80% av nyklekte larver døde etter 2 timers eksponering. Også i dette eksperimentet ble det observert en forsinket dødelighet etter eksponering, men det var stor variasjon mellom forsøksenhetene når den høye dødelighet inntraff, fra 4 til 12 dager etter eksponering. Dette var i motsetning til kontrollen hvor litt under 20% av larvene døde etter 13 dager. Ingen av de eksponerte rekelarvene skiftet skall til stadium 2 i løpet av de 13-14 dagene som ble inkludert i observasjonsperioden. Det ble ikke observert dødelighet ved dag 0 i et eksperiment hvor voksne reker med utrogn ble eksponert for 3.2 ng/l deltametrin i 2 timer (Franzen mfl. 2020). Derimot ble det observert en forsinket dødelighet hvor 70 til 80% av rekene var døde syv dager etter eksponering. Eksponeringsforsøk i laboratorier viser at også larver av amerikansk hummer er spesielt sensitive (tabell 8.3). Lignende resultater ga lignende resultater (LC_{50}) for strandreker og tangpungreker som for mudderreke i Canada, både etter 1 og 24 timers eksponering (Brokke 2015, Burrige og Van Geest 2014). Innfangete hoppekreps (Passamaquoddy Bay, New Brunswick) eksponert for 200 og 2000 ng/l deltametrin ble ubevegelige (immobile) og sank til bunnen av tanken i løpet av 15–60 minutter (Burrige og Van Geest 2014). Etter fem timer i friskt vann var de fremdeles immobilisert, men ingen dødelighet ble observert.

En studie i Skottland brukte LC_{10} for fem ulike arter av krepsdyr (hoppekreps, pungreke, mudderreke, gulfreke, vinkekrabbe) og en fiskeart (tannkarpe) til å beregne sensitivitetskurver med formål å definere grenseverdier for miljøeffekt av deltametrin (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 deltametrin (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 deltametrin, var LC_{50} -verdien 16 ng/g (Van Geest mfl. 2014b). Studiene viser at deltametrin er svært toksisk for enkelte non-target organismer, og et utslipp vil sannsynligvis påvirke planktoniske organismer i nærområdet.

Brooks mfl. (2019) undersøkte om blåskjell kan ta opp og evt. akkumulere legemidlene deltametrin, teflubenzuron eller emamektin ved eksponering med tanke på at blåskjellanlegg som ligger i nærheten av lakseanlegg som bruker avlusningsmidler. Blåskjell ble i laboratoriet eksponert for 20 ng/l deltametrin (1% av behandlingsdose til laks) i 14 dager. Deltametrin ble raskt tatt opp i vevet i løpet av de to første dagene til en konsentrasjon på 59 ng/l, for deretter å ta opp litt og litt fram til dag 14 hvor konsentrasjonen i snitt målte til litt under 120 ng/l. Det var dog observert stor variasjon i hvert av målepunktene. Analyser av vannet viste at de var eksponert for omtrent $47,1 \pm 4,4$ ng/l. Ved dag 15 dvs. første dag i reint vann viste meget lave konsentrasjoner på 4-5 ng/l.

Vi har i tillegg til dødelighet også inkludert kunnskap om ikke-dødelige effekter som paralyse, endringer i atferd, respirasjon og gnuttrykk. Immobilisering dvs. individer som blir lammet eller delvis lammet som følge av eksponering har vi definert som en ikke-dødelig eller også kalt subletal effekt. Slike estimater inkluderer blant annet EC_{50} . Immobilisering er beskrevet for sørlige bergkrabbelarver, hummerlarver og rekelarver (Gebauer mfl. 2017, Bechmann mfl. 2020, Parsons mfl. 2020). For hummerlarver i stadium I og II skjedde dette i økende grad med økende konsentrasjon av deltametrin (Parsons mfl. 2020). Immobilisering oppstod ved konsentrasjoner 0,01 ng/l i ca. 15% stadium I og ca. 10% stadium II hummerlarver. En lignende observasjon er også gjort for dypvannrekelarver som ble eksponert i 2 ng/l deltametrin i to timer (karakterisert som «weak»; Behcmann mfl. 2020). Ved dag 4 var 49-85% immobilisert eller «weak». Dette resulterte selvsagt også i redusert svømmeaktivitet eller bevegelse hvor aktiviteten ble målt ved antall ganger en lyskilde ble krysset i løpet av en time. Antall krysnings kunne være fra den samme larven eller av alle fem larvene i hver gruppe. Normale larver dvs. kontroll, hadde i gjennomsnitt 1000 slike aktivitetshendelser i løpet av en time, mens de tidligere eksponerte larvene hadde en sterkt redusert aktivitet på rundt 100 per time

(Bechmann mfl. 2020). Det er dog uklart om immobiliserte larver var inkludert i estimatene. Voksne dypvannsreker viste også redusert svømmeaktivitet/immobilisering når de hadde vært eksponert for 6 ng/l i 2 timer (Franzen mfl. 2020). også i dette eksperimentet er det litt usikkert om immobiliserte reker ble inkludert i estimatene for svømmeaktivitet. De overlevende reker gjenopptok normal svømmeaktivitet syv dager etter eksponering. Det ble ikke funnet effekt av 6 ng/l eksponering i 2 timer på tap av egg fra voksne reker, heller ingen effekt på embryo utviklingen (Franzen mfl. 2020).

Deltametrin i kombinasjon med azametifos. Det er gjennomført tre studier hvor toksisitet av en kombinasjon av deltametrin og azametifos er undersøkt. Motivasjonen til å gjennomføre slike studier var at en slik kombinasjon har vært brukt for behandling av laks som har lakselus, særlig var dette i bruk for noen år siden. Voksne strandreker *P. elegans*, voksne tangmysider *P. flexuosus*, voksne dypvannsreker med utrogn og larver av dypvannsreken *P. borealis* ble eksponert for ulike mengder av azametifos og deltametrin, men det eksperimentelle oppsettet var ikke tilstrekkelig i noen av studiene til å konkludere om dødeligheten økte i en slik kombinasjon (Brokke 2015, Bechmann mfl. 2020, Franzen mfl. 2020). Toksisiteten ser ut til å følge effekten av deltametrin, dog ser du ut til å være en forhøyet dødelighet.

Deltametrin i kombinasjon med hydrogenperoksid. Det er gjennomført et studium hvor effekten av en kombinasjon av azametifos og hydrogenperoksid ble undersøkt på voksne dypvannsreker (*P. borealis*) (Franzen mfl. 2020). Kombinasjonen var 2.4 mg/l (hydrogenperoksid) og 6 ng/l (deltametrin). Det eksperimentelle oppsettet var ikke tilstrekkelig til å konkludere om det var en forsterkende effekt med en slik kombinasjon. Toksisiteten ser ut til å følge effekten av deltametrin.

Tabell 8.3. Oppsummering av ulike arters følsomhet for deltametrin (ng/l). LC₅₀, den konsentrasjonen som forårsaker 50% dødelighet, etter 40 minutter, 1 time eller 24 timers eksponering for deltametrin (ng/l). For noen av eksperimentene er det også inkludert for eksempel 24 timer i rent vann da indikert som for eksempel "1 time + 24" som angir en forsinket dødelighet. Varians er enten oppgitt som standardavvik eller konfidensintervall. Behandling av laks gis som en konsentrasjon av 2000 ng/l.

Art	Eksponerings tid	LC ₅₀ (ng/l)	Varians	Land	Kilde
Europeisk hummer*, larve (stadium I)	1 time+24	2,6	0,6-11	Norge	Parsons mfl. 2020
Europeisk hummer, larve (stadium II)	1 time+24	2,9	1,5-5,7	Norge	Parsons mfl. 2020
Strandreke (<i>Palaemon elegans</i>)	1 time+24	119,0	91-153	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke (<i>Praunus flexuosus</i>)	1 time+24	105,1	81,4-137	Norge	Brokke 2015
Amerikansk hummer**, stadium I	1 time+95	3,4		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Amerikansk hummer; stadium III	1 time+16 dager	36,5		Canada	Fairchild mfl. 2010
Amerikansk hummer; voksen	1 time+95	18,8		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Tangloppe (<i>Eohaustorius estuarius</i>)	1 time+95	13,1		Canada	Fairchild mfl. 2010
Tangloppe (<i>Echinogammarus finmarchicus</i>)	1 time+95	70,0		Canada	Van Geest mfl. 2014b
Pungreker (<i>Mysid</i> sp.)	1 time+95	13,9		Canada	Burridge og Van Geest 2014
Mudderreke (<i>Crangon septemspinosa</i>)	1 time+95	142,0		Canada	Fairchild mfl. 2010
Chilensk bergkrabbe (<i>Metacarcinus edwardsii</i>) ; larve (zoea I)	40 min +24	1252,0	±460	Chile	Gebauer mfl. 2017
Strandreke (<i>Palaemon elegans</i>)	24 timer+24	6,3	2,2-16,2	Norge	Brokke 2015
Tangpungreke (<i>Praunus flexuosus</i>)	24 timer+24	8,3	0,7-49,7	Norge	Brokke 2015
Amerikansk hummer; stadium I	24 timer	0,8		Canada	Burridge mfl. 2014
Amerikansk hummer; stadium II	24 timer	0,6		Canada	Burridge mfl. 2014
Amerikansk hummer; stadium IV	24 timer	1,7		Canada	Burridge mfl. 2014
Amerikansk hummer; voksen	24 timer	15,0		Canada	Burridge mfl. 2014
Tangloppe (<i>Echinogammarus finmarchicus</i>)	24 timer	9,4		Canada	Van Geest mfl. 2014b
Pungreker (<i>Mysid</i> sp.)	24 timer	1,4		Canada	Burridge mfl. 2014
Mudderreke (<i>Crangon septemspinosa</i>)	24 timer	27,0		Canada	Burridge mfl. 2014

8.5.2 - Fôrmidler

8.5.2.1 - Flubenzuroner (diflu- og teflubenzuron)

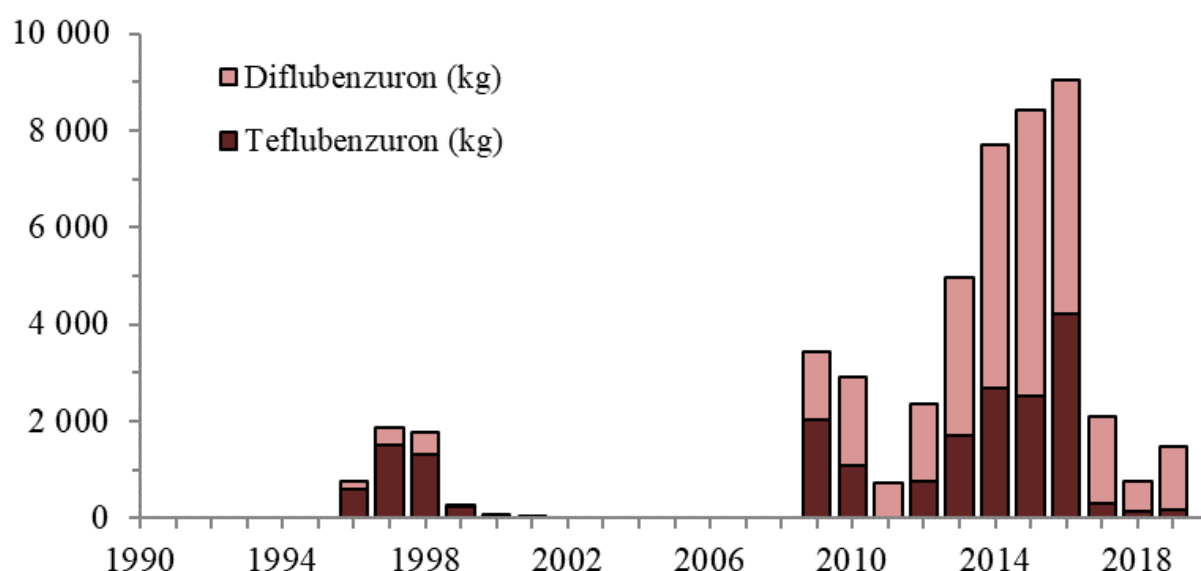
Flubenzuroner er betegnelsen på en gruppe avlusningsmidler som administreres til fisken via fôret. Stoffene virker ved å hemme syntesen, det vil si produksjon av kitin som er et hornaktig stoff som bygger opp hudskjelettet hos blant annet kreps og insekter. Dette fører til at det nye hudskjelettet som dannes ikke er sterkt nok og organismen kan dø ved neste skallskifte. I norsk fiskeoppdrett brukes både diflubenzuron og teflubenzuron. Diflubenzuron selges som *Reeze* og anbefalt dosering er 3-6 mg/kg laks per dag i 14 påfølgende dager. Teflubenzuron selges som *Ektobann* og anbefalt dosering er 10 mg/kg laks per dag i syv påfølgende dager. Det anbefales at flubenzuroner ikke brukes ved sjøtemperaturer <9 °C. Legemidlene overføres fra vert (i dette tilfellet laks) til parasitt (lakselus) ved at parasitten spiser slim, hud og blod på fisken. Flubenzuroner er effektive mot alle stadier av parasitten som gjennomgår et skallskifte. Behandling med flubenzuroner bør ikke gjentas før tidligst etter 12 uker på grunn av akkumulering og lang halveringstid i miljøet.

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 oppdrettsnæringen, 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.*»

Forbruk

Flubenzuroner ble første gang tatt i bruk 1996, og da var det totale forbruket på 770 kg hvorav 79% var teflubenzuron (figur 8.6). De var i bruk frem til 2001, for så ikke bli brukt igjen før i 2009 og da med et forbruk på 3 441 kg, hvorav 59% var teflubenzuron. Høyeste årlige forbruk ble registrert i 2016 med 4824 kg diflubenzuron og 4209 kg teflubenzuron. Siden har det årlige forbruket blitt kraftig redusert, til 1479 kg i 2019 der diflubenzuron utgjorde 88%.



Figur 8.6. Årlig forbruk av flubenzuroner (kg) i norsk akvakultur, fra 1990 til 2019 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).

Spredning og fortykning. Flubenzuroner har høy affinitet til organisk materiale (diflubenzuron har logKow 3,8 og teflubenzuron har logKow 5,4) (Marsella mfl. 2000). Flubenzuroner gis i føret som fisken spiser, men opptaket fra laksens tarm er imidlertid lavt til moderat (biotilgjengelighet 10–30%). Siden laksen i liten grad omdanner disse stoffene, vil mesteparten bli utskilt i uforandret form via urin eller bundet til fekalier. Medikamentene tilføres dermed miljøet som spillfôr under behandling, og via fekalier og urin i opptil et par uker etter at medisineringen er avsluttet. Løseligheten i vann er derimot liten for både di- og teflubenzuron, og begge stoffene har vannavvisende (hydrofobe) egenskaper.

Spredning og fortykning av flubenzuroner vil altså være både som oppløst i vann og at stoffene binder seg til tilgjengelig organisk materiale. Det at stoffene lett binder seg til organisk materiale vil bidra til å redusere konsentrasjonen i vannfasen. Denne prosessen er beskrevet fra mindre ferskvannsdammer og små estuarier, men ikke i et marint system. Ut lekking av flubenzuroner fra organisk materiale, som pellets og fekalier, til vannfasen vil være liten (Selvik mfl. 2002, Samuelsen 2016). Flubenzuroner vil derfor hovedsakelig spres med det organisk materiale til sedimentet, og vil følge samme spredningsmønster som organisk avfall fra anlegget. Tilførselen til miljøet vil være begrenset til perioden med medisiner og en kort tid etter (Samuelsen mfl. 2015). Kjemisk analyse har vist at fekalier

kan ha betydelig høyere konsentrasjoner av medikamentene enn nivået var i den medisinerende pelleten (Samuelsen upubl. data). Medisinerende pellets og intakte fekalier vil generelt synke 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.

Flubenzuroner oppløst i vannfasen har blitt funnet opptil 1100 m fra oppdrettsanlegg og i en periode på minst to uker etter avsluttet medisinering (NIVA 1998, Langford mfl. 2011). Den høyeste konsentrasjonen ble målt til 295 ng/l diflubenzuron 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 medisinering (Samuelsen mfl. 2015).

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 (våttvekt) (Samuelsen mfl. 2015). Tilsvarende konsentrasjon av diflubenzuron var 49,5 mg/kg sediment (tørrvekt) (NIVA 1998). Havforskningsinstituttet gjennomførte feltundersøkelser i 2015 og 2016 i utvalgte områder på Vestlandet 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 di- og teflubenzuron. De høyeste nivåene var 1,23 mg/kg for teflubenzuron og 0,25 mg/kg for diflubenzuron i prøver tatt like ved anleggene. Sedimentprøver fra to 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 (SARF098 2016). I avstand 100 m fra anleggene varierte konsentrasjonene fra 0 til 2,8 mg/kg. 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 både i Skottland og Norge konstaterte altså en gradvis reduksjon av flubenzuroner i sedimentet over tid (SEPA 1999a, Samuelsen mfl. 2015). Mulige årsaker til en slik reduksjon kan være nedbrytning av organiske materiale, at organismer som børstemark som inneholder medisinerester blir spist av andre organismer, eller at andre mer mobile organismer enn børstemark også konsumerer organisk materiale med medisinerester. Organiske partikler kan også transporteres til andre område via vannstrømmene (resuspensjon).

Non-target arter som reker, krabber og sjøkreps kan konsumere medisinholdig organisk materiale direkte eller få det via konsum av andre arter (Samuelsen mfl. 2015). Samuelsen mfl. (2015) fant rester av teflubenzuron i 24 av 30 arter (fisk og krepsdyr) som ble undersøkt i tilknytning til et anlegg like etter medisinering. Artene ble fanget inn maksimum 300 m fra anlegget. Konsentrasjonene var generelt lave, men det ble funnet høye verdier i enkeltindivider av for eksempel sei (*Pollachius virens*), noe som kan tyde på konsum av fôrpellet fra oppdrettsanlegget under medisineringen. 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 åtte måneder etter medisinering. Andre feltundersøkelser har påvist flubenzuroner 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, påviste restkonsentrasjoner av begge medikamentene 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. I en tidligere feltundersøkelse ble det påvist konsentrasjoner av teflubenzuron i enkelte prøver av sei som var høyere enn MRL-verdien som er satt til 500 ng/g (Samuelsen mfl. 2015). Blåskjell fra fem ulike blåskjellanlegg i Trondheimsområdet ble undersøkt for rester av legemidler (Brooks mfl. 2019).

Tre av blåskjellanleggene lå i nærheten av lakseanlegg som hadde behandlet med ulike legemidler og skjellene kunne da potensielt ta opp disse. Alle de undersøkte blåskjellene var negative for innhold av rester av teflubenzuron.

Nedbrytning. Kjemisk nedbrytning av flubenzuroner løst i vann kan 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, men nedbrytningshastigheten påvirkes av vannets pH og temperatur og er beskrevet å være raskere under basiske forhold (Mabury og 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 flubenzuroner bundet til organisk materiale i marine sedimenter, under både oksygenrike og oksygenfattige forhold, er veldig stabile (Selvik mfl. 2002, Samuelsen 2016). Marint sediment ble anriket med flubenzuroner enten som knuste eller hele medisinererte 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. Feltundersøkelser konstaterte 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). For diflubenzuron viste forsøk fra NIVA (1998) at halveringstiden varierte med temperatur, fra 100 dager ved 5°C til 30 dager ved 15°C.

Eliminasjonshastigheten av flubenzuroner i atlantisk laks viser en halveringstid på 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). Halveringstiden i blåskjell ble beregnet til 4,3 til 4,7 dager (Brooks mfl. 2019). At flubenzuroner skilles ut så 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.

Årstidsvariasjon; sammenfall i forbruk og forekomst av non-target arter. Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille endringer som følge av eksponering for legemidler og de naturlige endringene. Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller biomasse som følge av eksponering for flubenzuroner.

Artenes følsomhet. En arts toleranse for legemiddelet bestemmes på grunnlag av standard toksisitetstester. Mål for overlevelse som benyttes, LC_{50} , er konsentrasjoner som dreper 50% av individene som eksponeres eller utsettes for behandlingen under definerte eksperimentelle betingelser og over et definert tidsrom. Siden di- og teflubenzuron påvirker kitin-syntesen vil dyregrupper med kitin som en del av hudskjelettet 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.

Effekter av **flubenzuroner i vannfasen** er undersøkt for tre marine arter, hoppekrepsene *Acartia tonsa* og *Tisbe battaglia* og pungreken *Mysidopsis bairdii*, i tillegg til en del ferskvannsarter (Langford mfl. 2011, Macken mfl. 2015). Eksponeringstiden i forsøkene er fra 24 timer til 30 dager. 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 vårflye (*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. Brooks mfl. (2019) undersøkte om blåskjell kan ta opp og eventuelt akkumulere teflubenzuron. Blåskjell ble i laboratoriet eksponert kontinuerlig for 1 µg/l teflubenzuron oppløst i vann, over en periode på 14 dager. Det ble registrert et langsomt opptak i blåskjellene med en maksimal konsentrasjon ved siste eksponeringsdag på litt under 1,6 µg/g. Elimineringen var relativt rask med en halveringstid på 4,3 til 4,7 dager.

Effekt av **flubenzuron 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 flubenzuron 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.

Forsøk gjort ved Havforskningsinstituttet viste økende dødelighet når børstemarken *Capitella* sp. ble ført med konsentrasjoner av teflubenzuron på 1, 2 og 4 g teflubenzuron per kilo fôr i 32 dager (Fang mfl. 2020). Høyest dødelighet på 27% ble registrert i gruppen som fikk fôr med 4 g teflubenzuron og det var bare i denne gruppen en registrerte negativ effekt på vekst, respirasjon og appetitt hos børstemarkene.

Samuelsen mfl. (2014) studerte i laboratorieforsøk effekten av oralt administrert teflubenzuron på yngel av europeisk hummer med doser tilsvarende konsentrasjoner i fekalier og medisineret fôr. Eksponeringen varte syv påfølgende dager for å simulere utslipp ved medisinerings. Dette gav en dødelighet på 30 til 50% i de medisinerne 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. Det laveste nivået målt i hummerne som døde var 12 ng/g, dette er lavere enn det som ble funnet i flere 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 ved 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 (Olsvik mfl. 2019, Samuelsen mfl. 2020, Samuelsen upubliserte data). Strandreker ble føret med små mengder teflubenzuron i 66 dager og den konsentrasjonen i dyrene som gav 50% dødelighet (LC₅₀) ble beregnet til 18.4 ng/g (Samuelsen mfl. 2020). Denne verdien er mindre enn konsentrasjonen som har vært målt i flere arter av krepsdyr fanget i nærheten av oppdrettsanlegg som sjøkreps, dypvannsreker (*Pandalus borealis*), trollhummer (*Munida* sp.) og trollkrabbe (*Lithodes maja*) (Samuelsen mfl. 2015). Blomsterreker eksponert for en liten dose teflubenzuron i 46 dager hadde dødelighet på 25% og en snittkonsentrasjon i rekene på 71 ng/g, som indikerer at blomsterreker er noe mindre sensitive sammenlignet med strandreker (Olsvik mfl. 2019). Noen av de samme typer av misdannelser som ble funnet på hummeryngel ble også registrert på blomsterreker.

Pelagiske larver av dypvannsreke (*Pandalus borealis*) ble eksponert for små fôrpartikler som inneholdt 0,7 g diflubenzuron per kg fôr (Bechmann mfl. 2018). Partiklene fordelte seg i vann med en snitt konsentrasjon på 1,5 µg diflubenzuron/l. 14 dagers eksponering etterfulgt av 20 dager observasjon resulterte i ca. 70% dødelighet sammenlignet med ca. 15% dødelighet i kontroll. En analyse av stadium I larver på dag 8 viste en konsentrasjon av diflubenzuron på 180 ng/g. Høyest dødelighet av rekelarvene var observert fra dag 8 til dag 16. Høy dødelighet (61-73%) ble også observert i grupper av voksne dypvannsreker føret med medisinføret Reeleeze vet (Diflubenzuron). Etter åtte dager ble snittkonsentrasjonen i rekene målt til 1585 ± 1083 ng/g (n = 5), (variasjon: 42–2411 ng/g) (Bechmann mfl. 2017). I en annen undersøkelse ble det vist at diflubenzuron påvirket reproduksjonen til amfipoden *Corophium volutator* og NOEC-verdien ble estimert til å være mellom 10 og 100 µg/kg sediment (NIVA 1998).

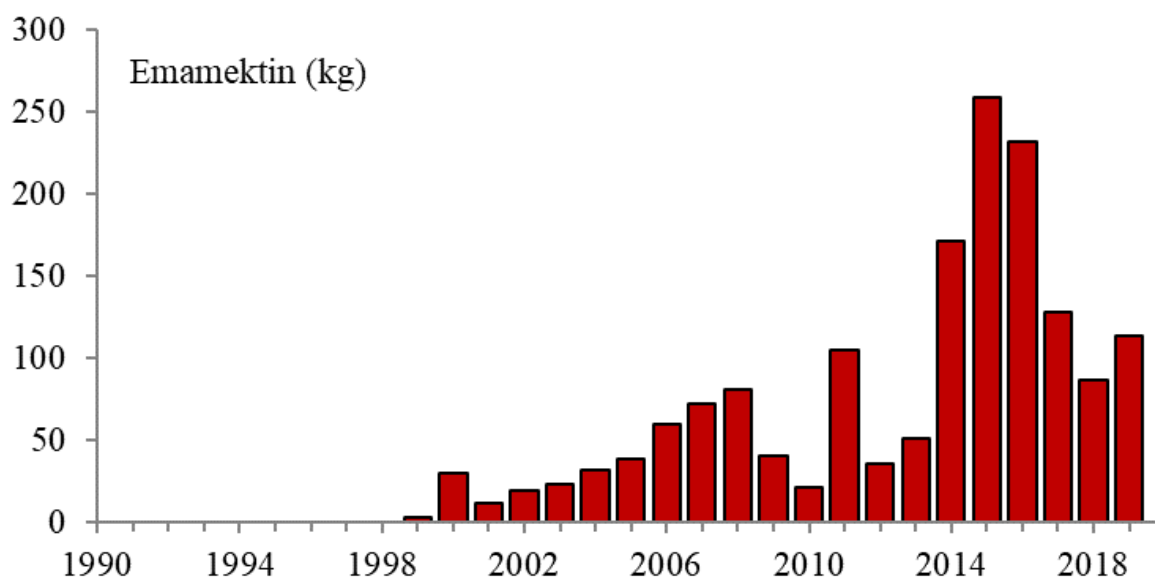
Det er også interessant å merke seg at kronisk eksponering for lave doser av teflubenzuron kan forårsake sub-letale effekter. Morfologiske misdannelser som stive og forkalkede gangbein og misdannet halevifte så vel som endret genuttrykk, metabolske prosesser assosiert til kitinsyntese og energimetabolismen er beskrevet på ulike nivå i

blomsterreke, Europeisk hummer og strandreker (Samuelsen mfl. 2014, Olsvik mfl. 2015, 2017, 2019). Adferd, aktivitet og læring hos små Europeisk hummer ble også endret etter eksponering for lave doser av teflubenzuron og der konsentrasjonen i dyrene da forsøkene ble gjennomført var under 1 ng/g (Cresci mfl. 2018).

8.5.2.2 - Enamektin

Enamektin-benzoat, heretter bare kalt emamektin, tilhører stoffgruppen avermektiner og tilsettes fôret til fisken. Det er beskrevet at emamektin påvirker spenningspotensialet i nerveceller (hyperpolarisering) som resulterer først i paralyse og så død, men den eksakte virkningsmekanismen som dreper lakselus er ikke helt klarlagt. Enamektin selges som SLICE i Norge og anbefalt dosering er 50 µg/kg laks/ørret daglig i 7 dager. Det er anbefalt begrensninger i behandlingshyppigheten pga. den lange halveringstiden. Det bør maks. utføres tre behandlinger i løpet av 12 måneder, og maks. fem behandlinger i løpet av en 2 års produksjonssyklus.

Forbruk. Enamektin ble først brukt i 1999, 3,5 kg totalt (figur 8.7). Det årlige forbruket var under 100 kg fram til rundt 2011, men økte kraftig i perioden 2014 til 2016 (172, 259 og 232 kg). Det har siden blir redusert noe, og forbruket i 2019 var 114 kg.



Figur 8.7. Årlig forbruk av emamektin (kg) i norsk akvakultur, fra 1990 til 2019 (statistikk fra Folkehelseinstituttet).

Spredning og fortykning. Enamektin har høy affinitet til organisk materiale (log Kow 5,0) og lav vannløselighet (550 µg/l) (SEPA 2005). Det kan spres til miljøet via fôrspill eller som fekalier fra fisk som er behandlet. Spredningen bestemmes av dybde, vannstrøm og hvor raskt partiklene synker og hvor lett de går i oppløsning. Medisinerte pellets og intakte fekalier vil generelt synke raskt, mens små svevepartikler som kan utgjøre om lag 5–10% (Bannister mfl. 2016), kan spres med strømmen over større områder. Opptil 2,7% av partiklene kan nå lengre enn 2 km fra anlegget. Det er også vist at for norske lokaliteter med lave strømhastigheter <5 cm/s vil det meste av det organiske materiale konsentreres rett under og i nærheten av anlegget (Bannister mfl. 2016). For lokaliteter med høye strømhastigheter >10 cm/s vil partiklene spres over et større område med relativt lave nivåer rett under merdene.

Blåskjell fra fem ulike blåskjellanlegg i Trondheimsområdet ble undersøkt for rester av legemidler (Brooks mfl. 2019). Tre av blåskjellanleggene lå i nærheten av lakseanlegg som hadde behandlet med ulike legemidler og skjellene kunne da potensielt ta opp disse. Alle de undersøkte blåskjellene var negative for innhold av rester av emamektin.

Det er gjort en del undersøkelser i Skottland, hvor én undersøkelse fant høyeste konsentrasjon av emamektin på 95,7 ng/g sediment under anlegget, mens lengre enn 25 m fra anlegget var høyeste målte konsentrasjon 42,0 ng/g (SARF098 2016). I et annet studium ble det funnet restkonsentrasjoner i sediment fra 25-100 m fra anlegget 4

måneder etter behandling (Telfer mfl. 2006). Anlegget hadde behandlet oppdrettslaks med totalt 33 g emamektin. Høyeste konsentrasjon var 2,73 ng/g sediment, 10 m fra anlegget. I det samme studiet ble det funnet restkonsentrasjoner i blåskjell opp til 100 m fra anlegget én uke etter behandling (<1 ng/g). I et annet studium, også fra Skottland, ble det funnet restkonsentrasjoner på 3,6 µg/kg sediment i prøver tatt opptil 100 m fra anlegget fire måneder etter behandling (182,5 g ble brukt totalt for anlegget) (SEPA 2005). I en annen skotsk undersøkelse, som omfattet nesten 1000 sedimentprøver, var høyeste konsentrasjon 95,7 ng/g sediment i prøver tatt under anlegget mens lengre enn 25 m fra anlegget var høyeste målte konsentrasjon 42,0 ng/g (SARF098 2016). I en feltundersøkelse ble høyeste konsentrasjon i sedimentet målt til 6,6 ng/g, etter én behandling (Schlering-Plough 1999). Langford mfl. (2014) fant konsentrasjoner på 2,4 ng/g to måneder etter behandling for et anlegg på Vestlandet i Norge, og 6,5 ng/g ved et annet anlegg. Feltundersøkelser gjort på Vestlandet av Havforskningsinstituttet viste at majoriteten av prøvene hadde konsentrasjoner under 1 ng/g sediment (Samuelson upubliserte data). Åtte oppdrettsanlegg på Shetland ble også undersøkt for restkonsentrasjoner av emamektin i sedimentet (Bloodworth mfl. 2019, SEPA 2018). Konsentrasjonene av emamektin var høyest i prøver tatt like ved anleggene, 25,2 ng/g. 17% av prøvene hadde høyere konsentrasjon enn standard «near-field EQS» på 7,6 ng/g våtvekt sediment, mens 100 m fra anleggene var kun 7% av prøvene høyere enn «far-field EQS» 0,76 ng/g sediment (SEPA 2018). Det bør gjøres en vurdering om Norge skal foreslå liknende EQS verdier som Skottland.

Nedbrytning. Undersøkelser i Skottland viser at emamektin er persistent i sediment, og halveringstiden ble beregnet til 164-225 dager (SEPA 1999b). Emamektin oppløst i vann kan brytes ned av lys (fotolyse) med en halveringstid på ca. 1,5 – 21 dager, avhengig av blant annet pH og daglengde (Veterinærkatalogen).

I blåskjell som ble eksponert for emamektin (1/µg/l) i 14 dager ble det funnet nivåer på rundt 45 ng/g på dag 7 til 14. I løpet av en syv dagers elimineringsperiode ble det ikke observert en signifikant reduksjon i nivået, og de anbefaler derfor at fremtidige studier har en lengre observasjonstid (Brooks mfl. 2019).

Årstidsvariasjon; sammenfall i forbruk og forekomst av non-target arter. Gjennom året vil det naturlig være endringer i artssammensetningen, både i diversitet, mengde og tetthet. For eksempel er det arter som kun finnes i enkelte geografiske områder, og enkelte livsstadier som kun forekommer deler av året. Det kan derfor være utfordrende å skille endringer som følge av eksponering for legemidler og de naturlige endringene. I Skottland ble det i perioden september 1999 til august 2004 undersøkt mulige endringer i flora og fauna ved fire oppdrettslokaliteter som følge av bruk av flere lusmidler (før og etter), deriblant også emamektin (SAMS 2005). De fant ingen effekter på dyreplankton, hverken på artsnivå eller samfunnsnivå.

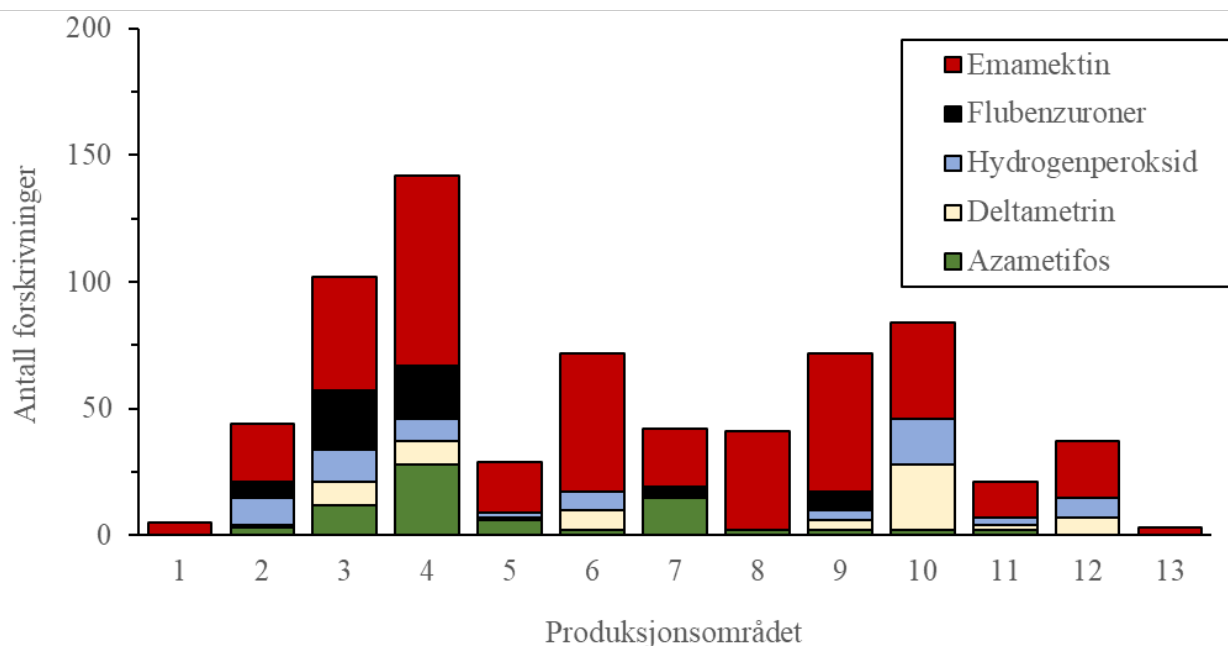
Telfer mfl. (2006) undersøkte fauna før, under og opp til 1 år (september 1997 til september 1998) etter behandling med emamektin på et skotsk oppdrettsanlegg. De vanligste artene rundt anlegget var kongsnegl (*Buccinum undatum*), eremittkreps (*Pagurus* spp.), strandkrabbe (*Carcinus maenas*), svømmekrabbe (*Liocarcinus depurator*), alle artene er alt-spisende og kunne dermed teoretisk spise fôrrester fra oppdrettsanlegget. De fant at, til tross for at antall av hver art og hvilke arter som ble funnet varierte gjennom året, var det ingen forskjell mellom før- og etter-undersøkelsen. De høyeste restkonsentrasjonene ble funnet i kongsnegl (2,2-5 µg/kg) en uke etter behandling og i eremittkreps (2,5 µg/kg) en måned etter behandling. Det ble ikke funnet målbare restkonsentrasjoner i hverken krepsdyr eller skjell. Artsdiversitet under anlegget var lavere sammenlignet med kontrollområdet like etter behandling, men etter 12 måneder var artsdiversiteten tilsvarende som før behandling. Det er foreløpig ikke publisert norske studier som viser funn av endringer i artssammensetning eller endringer i en arts mengde som følge av eksponering for emamektin, men gitt at forbruket er så høyt bør dette gjennomføres.

Artenes følsomhet. Emamektin påvirker nervesystemet og har dermed en direkte effekt på organismen. Det er gjort noen effektstudier med emamektin oppløst i vann, men disse studiene er mindre relevante siden stoffet vil være bundet til organiske partikler. Våre vurderinger er derfor basert på studier hvor non-target arter kan få i seg emamektin via fôrrester og fekalier. Hos voksen amerikansk hummer førte oral administrering av emamektin til fremskyndet skallskifte (Waddy mfl. 2007). Voksen amerikansk hummer var lite følsom, LC₅₀ >644 µg/g ved eksponering for emamektin gjennom fôret over 7-10 dager (Burridge mfl. 2004). Lignende ble også funnet for voksen sjøkreps, LC₅₀ >68,2 µg/g

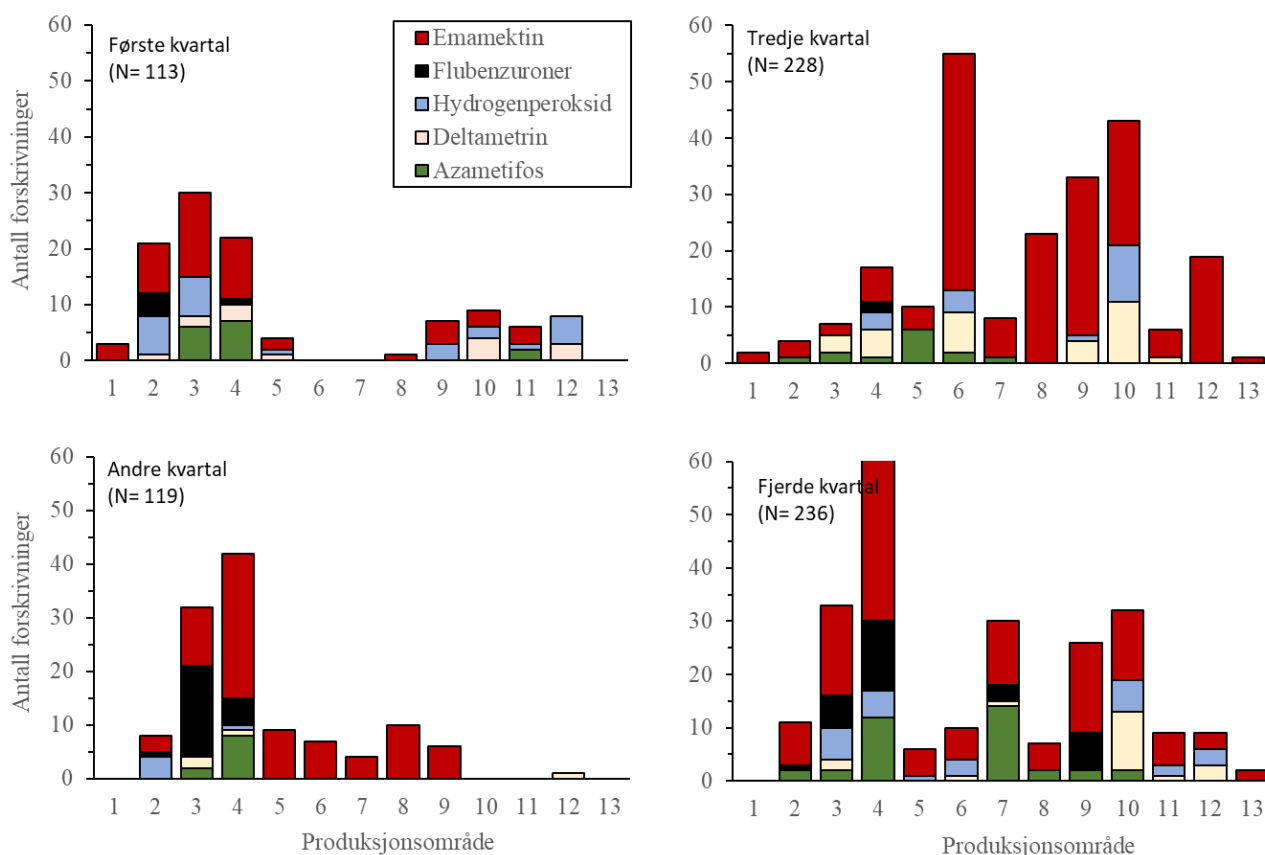
(SARF098 2016). Et forsøk over 10 dager, der emamektin var anriket til sediment, gav LC₅₀-verdier på henholdsvis 153 ng/g og 1368 ng/g for tangloppe (*Corophium volutator*) og børstemarken *Hediste diversicolor* (Mayjor mfl. 2008). Lignende verdier ble også rapportert fra Skottland, LC₅₀ på 193 og 111 ng/g sediment (våttvekt) for mudderreke (*Crangon volutator*) og fjæremark (*Arenicola marina*) (SEPA 1999b). NOEC verdier for sjøkreps eksponert for anriket 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 medisinfôr (10 µg/g) men eksponeringen varte over kun 8 dager (SEPA 1999b). NOEC verdien for sediment anriket med emamektin ble målt til 460 ng/g sediment for børstemarken *Capitella capitata* (SEPA 1999b). Daoud mfl. (2018) fant LC₅₀ >250,2 ng/g for hummerlarver (stadium IV-V) når de ble plassert på sediment tilsatt premix av emamektin. Generelt er LC₅₀ lavere i de eksperimentene hvor bunnlevende dyr eksponeres for sediment (sand) tilsatt emamektin i ren form. Dette gjelder hummeryngel av amerikansk hummer (stadium IV-V), tangloppe, børstemark, mudderreke og fjæremark. Forsøk gjort ved 28 dagers eksponering med emamektin på børstemark (*Arenicola marina*), mudderreke (*Corophium volutator*) og mollusker (*Cerastoderma edule*) viste ingen effekt på dødelighet og vekst for børstemark og bløtdyr ved konsentrasjoner på opp til 1000 µg/kg tørket sediment. Mudderreke var mer sensitiv, og det ble beregnet en LC₅₀ på 316 µg/kg tørket sediment (Cheng 2020).

8.6 - Totalt forbruk av avlusningsmidler 2019 for produksjonsområdene 1-13

Antall forskrivninger var høyest i produksjonsområde 3 og 4 i 2019, men det var også høyt forbruk i område 6, 9 og 10 (figur 8.8). Totalt var ca. 60 % av forskrivningene med emamektin. Flubenzuroner var mest brukt i produksjonsområde 3 og 4, og noe ble også brukt i 2, 7 og 9. Azametifos ble brukt hovedsakelig i produksjonsområde 3, 4 og 7. I produksjonsområde 10 ble det brukt forholdsvis mye hydrogenperoksid og deltametrin. Disse to bademidlene gir høy toksisitet for mange arter. Både hydrogenperoksid og deltametrin ble i mindre grad brukt i andre kvartal 2019, når forekomst av planktoniske egg og larver av dyreplankton og skalldyrarter normalt er høy (figur 8.9). Når vi ser på antall forskrivninger fordelt gjennom året er det minst i første (113) dvs. januar-mars andre kvartal (119) dvs. april til juni. De fleste forskrivningene er gjort i tredje (228) og fjerde kvartal (236). Det er variasjon i hvilke produksjonsområder som bruker de ulike avlusningsmidlene i de ulike kvartalene, men emamektin brukes generelt i alle produksjonsområdene og gjennom hele året.



Figur 8.8. Antall forskrivninger (N=696) for avlusningsmidler i produksjonsområdene 1-13 i 2019 (statistikk fra VetReg).



Figur 8.9. Kvartalsvis forskrivninger i produksjonsområdene 1-13 for 2019 (statistikk fra VetReg).

8.7 - Referanser

Aaen SM, Aunsmo A, Horsberg TE (2014). Impact of hydrogen peroxide on hatching ability of egg strings from salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) in a field treatment and in a laboratory study with ascending concentrations. Aquaculture 422-423, 167-171.

Andersen PA, Hagen L (2016). Fortynningsstudier – Hydrogenperoksid. Feltstudier. Rapport. Aqua Kompetanse AS, 30 s.

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.

Bechmann RK, E Lyng, M Berry, A Kringstad og S Westerlund (2017). Exposing Northern shrimp (*Pandalus borealis*) to fish feed containing the antiparasitic drug diflubenzuron caused high mortality during molting, Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, DOI: 10.1080/15287394.2017.1352213

Bechmann RK, Lyng E, Westerlund S, Bamber S, Berry M, Arnberg M, Kringstad A, Calosi P, Seear PJ (2018). Early life stages of northern shrimp (*Pandalus borealis*) are sensitive to fish feed containing the anti-parasitic drug diflubenzuron. Aquatic toxicology, 198: 82-91.

Bechmann, RK, Arnberg M, Bamber S, Lyng E, Westerlund S, Rundberet JT, Kringstad A, Seear PJ, L Burrige (2020).

Effects of exposing shrimp larvae (*Pandalus borealis*) to aquaculture pesticides at field relevant concentrations, with and without food limitation. *Aquatic Toxicology*, 222: 105453.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X19309932>

Bernhard, A., Nøstbakken, O. J., Frøyland, L., Madsen, L., og Hannisdal, R. (2020). Monitoring Program for Pharmaceuticals, illegal substances and contaminants in farmed fish-Annual report for 2019. *Rapport fra havforskningen*. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2020-26>

Bloodworth JW, Baptie MC, Preedy KF, Best J. (2019). Negative effects of the sea lice therapeutant emamectin benzoate at low concentrations on benthic communities around Scottish fish farms. *Science of The Total Environment*, 669, 91-102.

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-licing 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 .

Brooks, SJ, Ruus A, Rundberget JT, Kringstad A, Lillicrap A. (2019). Bioaccumulation of selected veterinary medicinal products (VMPs) in the blue mussel (*Mytilus edulis*). *Science of the Total Environment* 655 (2019): 1409–1419.

Bruno DW, Raynard RS (1994). Studies on the use of hydrogen peroxide as a method for the control of sea lice on Atlantic salmon. *Aquaculture International* 2, 10-18.

Burridge LE, Hamilton N, Waddy SL, Haya K, Mercer SM, Greenhalgh, R, Tauber R, Radecki SV, Crouch LS, Wislocki PG, Endris RG. (2004). Acute toxicity of emamectin benzoate (SLICE TM) in fish feed to American lobster, *Homarus americanus* . *Aquaculture Research*, 35: 713-722.

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* 2014/002.

Cheng, B, Van Smeden J, Deneer J, Belgers D, Foekema E, Roessink I, Matser A, Van den Brink PJ (2020). The chronic toxicity of emamectin benzoate to three marine benthic species using microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 194, 110452.

Cotran RS, Kumar V, Robbins SL (1989). *Pathological basis of disease*, 4th edn. Saunders, Toronto

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.

Cresci A, Samuelsen OB, Durif CM, Bjelland RM, Skiftesvik AB, Browman HI (2018). Exposure to teflubenzuron negatively impacts exploratory behaviour, learning and activity of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 160: 216-221.

Daoud D, McCarthy A, Dubetz C, Barger DE (2018). The effects of emamectin benzoate or ivermectin spiked sediment on juvenile American lobster (*Homarus americanus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 163: 636-645.

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.

EMA (1999a). Committee for veterinary medical products. Diflubenzuron, Summary report (2). European Agency for the Evaluation of Medicinal Products, Veterinary Medicines Evaluation Unit. EMA/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. EMA/MRL/547/99-Final. 7s.
- Ernst, W, Jackman P, Doe K, Pages F, Julien G, Mackay K, Sutherland T (2001). Dispersion and toxicity to non-target aquatic organisms of pesticides used to treat sea lice on salmon in net pen enclosures. *Marine Pollution Bulletin*, 42 (6): 433-444.
- Ernst W, Doe K; Cook A; Burrige L, Lalonde B, Jackman P, Aube JG, Page F (2014). Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of azamethiphos 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.
- Escobar-Lux RH, Fields DN, Browman HI, Shema SD, Bjelland RM, Agnalt A-L, Skiftesvik AB, Durif CMF, Samuelsen OB (2019). Effects of hydrogen peroxide on mortality, escape response and oxygen consumption of *calanus* spp. *FACETS* 4: 626-637.
- Escobar-Lux RH, Parsons AE, Browman HI, Samuelsen OB, Agnalt A-L (2020). The toxicity of the chemotherapeutant, hydrogen peroxide on European lobster larvae (*Homarus gammarus*) and its effect on post-larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 204: 111111
- Escobar-Lux RH, Samuelsen OB (2020). Acute and delayed mortality of the northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*) when exposed to low concentrations of hydrogen peroxide. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*,
- EU (1996). Council Directive 96/23/EC of 29 April 1996 on measures to monitor certain substances and residues thereof in live animals and animal products
- EU (2009). Commission Regulation (EU) No 37/2010 of 22 December 2009 on pharmacologically active substances and their classification regarding maximum residue limits in foodstuffs of animal origin
- 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.
- Fagereng M, Haavik S (2015). Monitoring of hydrogen peroxide in surrounding seawater after treatment of farmed fish in netpen. Preliminary report of field experiments in October 2015. Report. University of Bergen. 6 s.
- Fairchild WL, Doe KG, Jackman PM, Arsenault JT, Aubé JG, Losier M, Cook AM (2010). 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.
- Fang J, Samuelsen O.B., Strand Ø., Jansen H., (2018). Acute toxic effects of hydrogen peroxide, used for salmon lice treatment, on the survival of polychaetes (*Capitella* sp. and *Ophryotrocha* spp.) *Aquaculture Environment Interactions*, Vol 10: 363-368.
- Fang J, Samuelsen OB, Strand Ø, Hansen PK, Jansen H (2020). The effects of teflubenzuron on mortality, physiology and accumulation in *Capitella* sp. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 203: 111029
- Frantzen M, Bytingsvik J, Tassara L, Reinardy HC, Refseth GH, Watts EJ, Evenset A. (2020). Effects of the sea lice bath treatment pharmaceuticals hydrogen peroxide, azamethiphos and deltamethrin on egg-carrying shrimp (*Pandalus borealis*). *Marine Environmental Research*, 159: 105007.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113619306543>

Gebauer P, Paschke K, Vera C, Toro J E, Pardo M, Urbina M (2017). Lethal and sub-lethal effects of commonly used anti-salmon louse formulations on non-target crab *Metacarcinus edwardsii* larvae. Chemosphere, 185, 1019-1029.

Grefsrud ES, Svåsand T, Glover K, Husa V, Hansen P, Samuelsen O, Sandlund N, Stien LH (reds.) (2019).

Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2019. Fisken og havet, særnr. 1-2019. Havforskningsinstituttet, Bergen.

<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/fisken-og-havet-2019-5>

Grøsvik E, Andersen RE (1997). Investigation of environmental effects in the field. Unpublished report submitted to Apharma, Norway by Rogaland Research. 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.

Haugland BT, Rastrick SPC, Agnalt A-L, Husa V, Kutti T, Samuelsen OB (2019). Mortality and reduced photosynthetic performance in sugar kelp *Saccharina latissimi* caused by the salmon-lice therapeutant hydrogen peroxide. Aquaculture Environment Interactions, 11: 1-13.

Hektoen H (1995). Miljøvirkninger av havbruk, Sluttrapport til Forskningsrådet 1990-94. Norges Forskningsråd ISBN: 82-12-00558-5. 45 s.

Sommerset I, Walde C S, Bang Jensen B, Bornø B, Haukaas A og Brun E (red) (2020) Fiskehelserapporten (2019). Veterinærinstituttet, Veterinærinstituttet rapportserie nr. 4/2017. 124 s. <https://www.vetinst.no/rapporter-og-publikasjoner/rapporter/2020/fiskehelserapporten-2019>

Ivie GW, Bull DL, Veech JA (1980). Fate of diflubenzuron in water. Journal of Agricultural Food Chemistry 26, 330-337.

Johnson SC, Constible JM, Richard J (1993). Laboratory investigations on the efficacy of hydrogen peroxide against the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* and its toxicological and histopathological effects on Atlantic salmon *Salmo Salar* and chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. Disease of Aquatic Organisms. 17: 197-204.

Keen, J. (2020). The effects of the anti-sea lice chemotherapeutants Salmosan® and Interlox® Paramove® 30 on marine zooplankton. Degree of Master of Environmental Toxicology, Simon Fraser University, Canada. 76 s.

Langford K, Bæk K, Kringstad A, Rundberget T, Øxnevad S, Thomas KV (2015). Screening of the sea lice medications azamethiphos, deltamethrin and cypermethrin Screening av lusemidlene azametifos, deltametrin og cypermetrin. Miljødirektoratet, Miljøovervåking, M-345. 28 s.

Langford KH, Øxnevad S, Schøyen M Thomas KV (2014). Do antiparasitic medicines used in aquaculture pose a risk to the Norwegian aquatic environment? Environmental Science og Technology 46: 7774-7780.

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 and <http://www.antibiotikaresistens.no>

Lyons MC, Wong DKH, Page FH (2014). Degradation of hydrogen peroxide in seawater using the anti-sea louse formulation Interlox® Paramove™50. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3080: 26 s.

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.

- Madden S, Callanan K, Roberson N, Moore DC (1991). Determination of acute toxicity (LC50) of CGA18809 to yolk sac and post yolk sac herring larvae (*Clupea harengus* L.). Fish. Res. Serv.
- Maguire RJ, Carey JH, Hart JH, Tkacz RJ, Lee H-B (1989). Persistence and Fate of Deltamethrin Sprayed on a Pond. J Agric Food Chem, 37 (4): 1153-1159.
- Marsella AM, Jaskolka M, Mabury SA (2000). Aqueous solubilities, photolysis rates and partition coefficient of benzoylphenylurea insecticides. Pest Management Science 56, 789-794.
- Maylor 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.
- 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.
- Mill, K. (2019). The lethal and sublethal effects of the anti-sea lice formulation Salmosan® on the Pacific spot prawn (*Pandalus platyceros*). Degree of Master of Environmental Toxicology, Simon Fraser University, Canada. 75 s .
- 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 (2018). Usage of Antimicrobial Agents and Occurrence of Antimicrobial Resistance in Norway. Tromsø/Oslo 2018. ISSN:1502-2307(print)/1890-9965(electronic).
- Olsvik PA, Samuelsen OB, Agnalt A-L , Lunestad BT, (2015). Transcriptional responses to teflubenzuron exposure in European lobster (*Homarus gammarus*). Aquatic Toxicology, 167: 143-156
- Olsvik PA, Lunestad BT, Agnalt A-L, Samuelsen OB, (2017). Impact of teflubenzuron on the rockpool shrimp (*Palaemon elegans*). Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology, 2001: 35-43.
- Olsvik PA, Aulin M, Samuelsen OB, Hannisdal R, Agnalt A-L, Lunestad BT, (2019). Whole-animal accumulation, oxidative stress, transcriptomic and metabolomic responses in the pink shrimp (*Pandalus montagui*) exposed to teflubenzuron. Journal of Applied Toxicology, 39: 485-497
- Pahl BC, Opitz HM (1999). The effects of cypermethrin (Excis) and azamethiphos (Salmosan) on lobster *Homarus americanus* H. Milne Edwards larvae in a laboratory study. Aquaculture Research, 30: 655-665.
- Parsons AE, Escobar-Lux RH, Sævik PN, Samuelsen OB og Agnalt A-L (2020). The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster (*Homarus gammarus*) larvae in the Norwegian marine environment. Environmental Pollution. 254: 114725.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749120302451>
- 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.
- Robertson NA, Madden S, Moore DC, Davies IM (1992). Repeated short exposure of lobster larvae (*Homarus Gammarus* L.) to CGA18809. Fisheries Research Services Report No 13/92

- 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, Parsons AE, Agnalt A-L, Tjensvoll T, Lunestad BT, Hannisdal R (2020). Mortality in the rockpool shrimp (*Palaemon elegans*) following long-term exposure to low doses of the anti-parasitic drug teflubenzuron. *Aquaculture Environment Interaction*, Vol 12: 23-29.
- 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.
- 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.
- SARF098 (2016). Towards understanding of the environmental impact of sea lice medicine-the PAMP Suite. 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.
- 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.
- SEPA (1999a). Calicide (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). Enamectin Benzoate. An environmental Risk Assessment. Scottish Environmental Protection Agency. 23 s.
- SEPA (2005). Ecological effects of sea lice medicines in Scottish sea lochs. Final report 9 February 2005. 286 s.
- SEPA (2018). Evaluation of a new seabed monitoring approach to investigate the impacts of marine cage fish farms. Scottish Environmental Protection Agency, Report 39 s. <http://contactscotland-bsl.org/>
- Telfer TC, Baird DJ, McHenery JG, Stone J, Sutherland I, Wislocki P (2006). Environmental effects of the anti-sea lice (Copepoda: Caligidae) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment. *Aquaculture*, 260 (1-4): 163-180.
- Thomassen, JJVI. (1993). A new method for control of salmon lice. In: *Fish Farming Technology* (eds H Reinertsen, LA Dahle, L Jørgensen and K Tvinnereim) Balkema: Rotterdam. pp. 233-236.
- Tomlin C (red) (1994). The pesticide manual: A world compendium. Incorporating the agrochemicals Handbook. 10th ed. British Crop Protection Council and Royal Society and chemistry. Thornton health. UK.
- Treves-Brown KM (2000). *Applied Fish Pharmacology*. Kluwer Academic Publisher, London
- Urbina MA, Cumillaf JP, Paschke K, Gebauer P (2019). Effects of pharmaceuticals used to treat salmon lice on non-target species: evidence from a systematic review. *Sci Total Environ* 649:1124–1136.
- Van Geest JL, BurrIDGE 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, Burrige 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, Burrige LE (2007). Relationship between doses of emamectin benzoate and moulting respons of ovigerous American lobsters (*Homarus americanus*). Ecotoxicology and Environmental Safety 67, 95-99.

Willis, KJ, Gillibrand PA, Cromey CJ, Black KD (2005). Sea lice treatments on salmon farms have no adverse effects on zooplankton communities: a case study. Marine Pollution Bulleting, 50: 806-816.

Wong GTF, Dunstan WM, Kim D-B (2003). The decomposition of hydrogen peroxide by marine phytoplankton. La décomposition du peroxyde d'hydrogène par le phytoplancton marin. Oceanologica Acta 26: 191–198.

9 - Bruk av rensefisk i norsk oppdrett

Forfatter(e): Nina Sandlund, Stein Mortensen, Kjell Nedreaas, Anne Berit Skiftesvik, Eeva Jansson og Kim Halvorsen (HI)



Grønnngylt. Foto: Erling Svendsen.

9.1 - Innledning

Bruk av rensefisk som avlusningsmetode mot lakselus i norsk havbruk, har økt jevnt de siste årene. [I 2019 passerte for første gang totalt utsett av rensefisk 60 millioner individer til en samlet verdi på over 1,3 mrd. NOK.](#) Både leppefisk og rognkjeks benyttes som rensefisk og metoden er regnet som et miljøvennlig alternativ til bruk av legemidler. Rensefisk påfører også oppdrettsfisken mindre stress enn avlusningsmetoder som krever håndtering. Rensefisk som settes ut i norske oppdrettsanlegg er definert som akvakulturdyr, og dermed underlagt det samme regelverket som andre oppdrettsorganismer. Anlegg med rensefisk er dermed flerartskulturer (polykulturer). All rognkjeks som brukes som rensefisk kommer fra oppdrett. Av leppefisk er noe av berggylten fra oppdrett, men storparten av forbruket kommer fra villfanget leppefisk, og de vanligste artene som høstes er grønnngylt, bergnebb og berggylt.

Flere problemstillinger har reist seg i kjølvannet av bruken av rensefisk. De berører både fiskeriet av leppefisk, den storstilte flyttingen mellom områder, smittespredning og genetiske endringer. Disse temaene vil bli omtalt i denne kunnskapsoppdateringen.

[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 9 i risikorapporten](#)

9.2 - 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. Fisket etter leppefisk er regulert ved redskapsbegrensning, seleksjonsinnretninger i redskap som brukes, minstemål, båtkvoter og fangstperiode og håndtering av bifangst. [Informasjon om reguleringen finnes her.](#) Det fiskes i hovedsak med spesialbygde teiner, mens et mindretall av fiskerne benytter også ruser. Selv om det forekommer variasjoner, gir teiner generelt sett lavere bifangst av andre arter sammenliknet med ruser (Halvorsen mfl., 2017b, 2017a). Ruser er i mindre grad selektive og har et økt innslag av arter som torsk, krabber og ål i forhold til teiner. Det må søkes om tillatelse for å bruke ruser i fisket, og i 2020 er det bare yrkesfiskere med merkeregistrerte fartøy som får benytte disse. Fra 2021 vil det være forbudt å bruke ruser i fiske etter leppefisk. Fra 2015 måtte både teiner og ruser ha flukttåpninger for å selektere ut den minste fisken. Dessuten ble det påbud om inngangssperre for å hindre oter, stor fisk og hummer å gå inn i fiskeredskapene. Fra 2021 må alle redskap som benyttes i fisket etter leppefisk ha sirkulære åpninger i kalven med maks diameter på 6 cm. Dette vil redusere fangst av stor berggyll (> 28 cm), samt antageligvis også bifangst av andre større arter, som torsk, krabbe og hummer (Halvorsen mfl., 2019, 2020a).

I de fleste områder foregår fisket etter leppefisk relativt lokalt. Fisken holdes i en eller flere oppbevaringstanker om bord, og leveres direkte til fiskeoppdrettsanleggene, eller har en kort mellomagring 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 (VKM 2019).

For oppdretterne er det 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., 2014b). 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. [Reguleringene](#) har de siste årene vært at «All bifangst skal straks tilbake i sjøen på en slik måte at den ikke vert skadd og at den finn tilbake til sitt naturlige miljø. Denne ordninga gjeld også leppefisk fanga i strid med gjeldende minstemål eller som av andre grunner må setjast tilbake i sjøen.» og at «Det er ikkje tillate å beholde bifangst i teiner eller ruser som er sett ut til fangst av leppefisk. Dette gjeld også bifangst av krabbe.» Mange fiskere har montert rør for å slippe ut fisken under vannflaten. Når den slippes ut igjen på fangststedet (nært 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.](#)

Uttak av leppefisk har variert mellom år. I 2017 var det registrerte uttaket i underkant av 28 millioner ville leppefisk på landsbasis. Dette var nesten 10 millioner mer enn anbefalt uttak. [Fisket ble kvoteregulert fra 2018](#), og uttaket av leppefisk har nå stabilisert seg rundt anbefalt uttak. I 2019 var uttaket av leppefisk for de ulike geografiske områdene (avrundet til nærmeste 100 000): 4,1 millioner for Sørlandet (fra grensa mot Sverige til Varnes fyr på Lista), 11,5 millioner for Vestlandet (fra og med Varnes fyr på Lista til 62°N), og 3,4 millioner nord for 62°N. Totalt 19 millioner leppefisk på landsbasis (oppdatert 27.04.2019). Det fiskes mest av bergnebb (45 %) og grønngyllt (42 %).

[Totalkvoten for 2020 er på 18 millioner individer og fordelingen mellom de ulike regionene er hhv. 4 millioner til Sørlandet, 10 millioner til Vestlandet og 4 millioner til kyststrekningen nord for 62°N.](#)

9.2.1 - Fiskeripåvirkning på leppefiskbestandene

Fisketrykket varierer betydelig mellom ulike geografiske områder, samtidig som det også kan være store lokale og regionale variasjoner i naturlige forekomsten av de ulike leppefiskartene (Skiftesvik mfl., 2015, Halvorsen mfl., 2016). Dette skyldes at leppefisk er svært stedbundne og har spesifikke habitatpreferanser, slik at tettheten påvirkes i stor grad av romlig variasjon i miljøbetingelser (Halvorsen mfl., 2020b). Fiskeriet vil ha ulik påvirkning i ulike områder, siden det er påvist høy geografisk variasjon i vekst og kjønnsmodning (Halvorsen mfl., 2016, Olsen mfl., 2018).

Fisket etter leppefisk vil påvirke bestandene til de ulike artene forskjellig. Fangbarheten forventes å være artsspesifikk, noe som i stor grad avhenger av artenes habitat-overlapp med fiskeriet, som for eksempel dybde. Grønngyllt og berggyllt har høyest forekomst på 0–6 meter, som også er måldybde for dette fiskeriet (Halvorsen mfl., 2020b). Bergnebb,

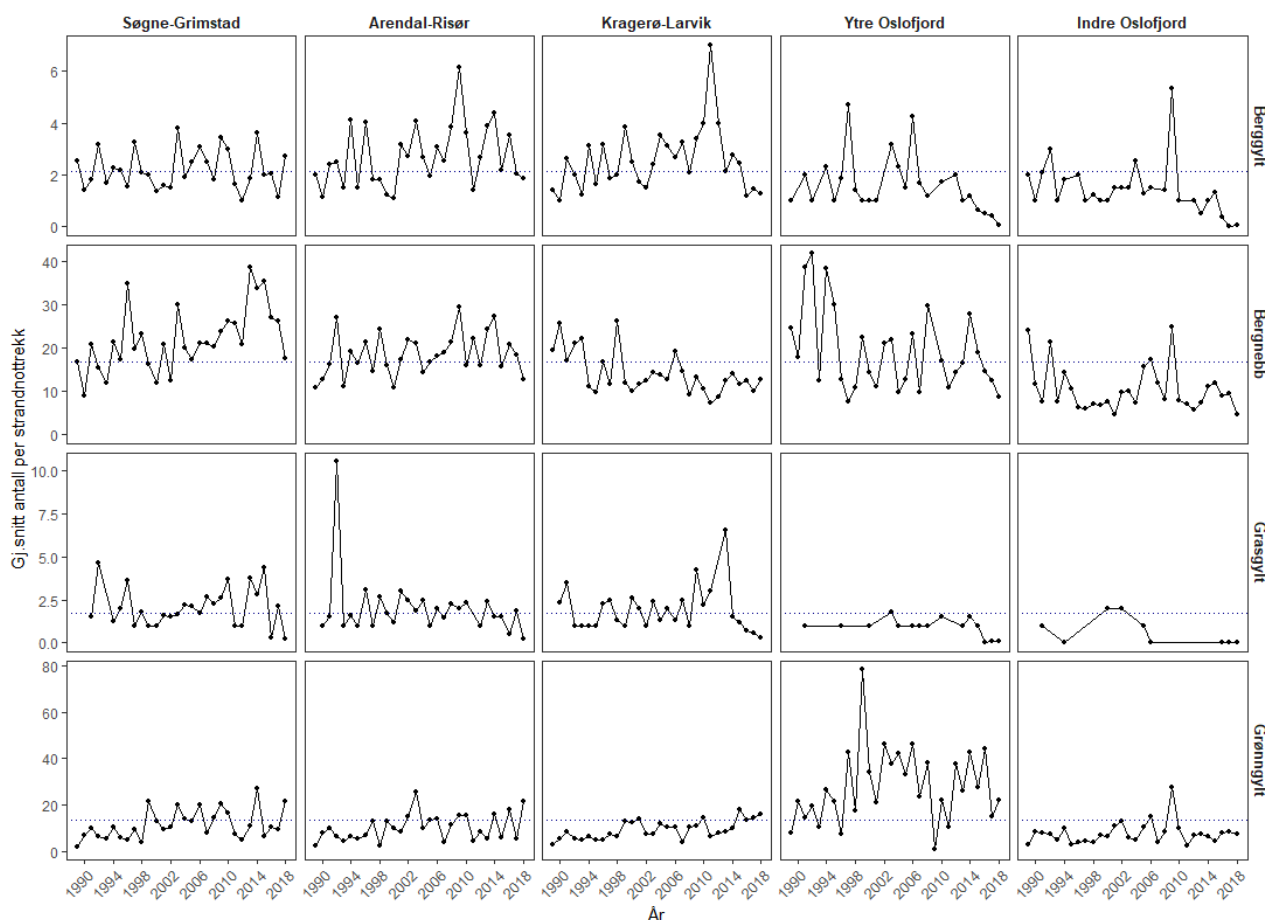
grasgylt og rødnebb/blåstål finnes også like stor eller økende tetthet ned mot 20 meters dyp. Sannsynligheten for at disse artene kommer i kontakt med teiner og blir fanget er derfor lavere. Merkeforsøk viser at grønngylt og bergnebb har høyest fangbarhet i teiner, mens den er tilsynelatende lav for berggylt (Halvorsen mfl., 2020c, Ruud 2020). De underliggende årsakene for disse forskjellene er ukjente, men antas at de skyldes ulik grad av tiltrekning til agn, samt motivasjon og evne til å ta seg inn og ut av teinene (Ruud 2020).

Leppefiskartene med kortest generasjonstid vil kunne restitueres raskere etter et overfiske enn arter med lengre generasjonstid. I tillegg er de artsspesifikke minstemålene i ulik grad tilpasset størrelse ved kjønnsmodning. Berggylt står her i særklasse, med et minstemål på 14 cm, mens den kjønnsmodnes som hunn rundt 22 cm, og skifter kjønn til hann ved 34–40 cm (Muncaster mfl., 2013). Med andre ord, et høyt uttak av bestanden over 14 cm kan ha en sterk påvirkning på kjønnsfordeling og produktiviteten hos berggylt. Generasjonstiden er lengst for berggylt og bergnebb, og vi forventer derfor at disse artene vil bli mest negativt påvirket av et intensivt fiske, og da spesielt berggylt da den, som før nevnt, ikke er kjønnsmoden ved minstemålet som er innført. Bergnebb kjønnsmodner når den er 6–7 cm, godt før oppnådd fangststørrelse, men det er små eggmengder det er snakk om her da fisken er liten. Grønngylt har kort generasjonstid på Sørlandet, og vil derfor ha potensial til å hente seg inn raskere enn bergnebb og berggylt. Artenes reproduktive strategi påvirker også sårbarhet for fiske. Hos Grønngylt, berggylt og rødnebb/blåstål utøver hannene yngelpleie og er større enn hunnene, og et målrettet, størrelsesselektivt fiske kan derfor antas å redusere andelen egg og larver som overlever (Kindsvater mfl., 2020).

Fisket skjer oftest ved at det fiskes intensivt på lokalitet etter lokalitet, slik at en lokalitet «fiskes ned» for salgbar fisk, hvorpå fiskeren forflytter seg til den neste lokalitet, som så «fiskes ned», osv. 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 både referanseciske, våre egne undersøkelser og innkommet informasjon ser vi en fare for at det intensive fisket vil kunne føre en endring i arts-, størrelses- og kjønnsfordeling i leppefisksamfunnene langs kysten (Darwall mfl., 1992, Skiftesvik mfl., 2014a, Halvorsen 2017b).

Å gi en helhetlig vurdering av graden fiskeripåvirkning på de fem artene leppefisk over større områder er derfor utfordrende. Merkestudier gjennomført på Vestlandet har vist at fiskeriet tar ut minst 40 % av grønngyltbestanden i løpet av to måneders fiske (Halvorsen mfl., 2017c). På Skagerrak-kysten er det påvist høyere tetthet av bergnebb og grønngylt i verneområder sammenliknet med områder åpne for fiske (Halvorsen mfl., 2017b). Disse enkeltstudiene viser at fiskeriet kan ha en tydelig påvirkning på leppefiskbestandene, men det er fortsatt store kunnskapshull på fiskedødelighet i andre områder og særlig for berggylt. I en nylig avlagt masteroppgave ble det ikke funnet noen tydelige forskjeller i fangstrater eller størrelsesfordeling for berggylt, grønngylt og bergnebb mellom bevaringsområder i Tvedestrand og nærliggende områder åpne for fiske etter leppefisk i perioden 2010–2019 (Reamon 2020). Det er ukjent hvor hardt disse områdene har blitt fisket i denne perioden da fiskere ikke har vært pålagt å rapportere hvor de fisker. Påbud om AIS-system i dette fisket vil gi verdifull informasjon om fordeling av fisketrykk i tid og rom, og gi mulighet for å bedre studier av generelle effekter av fiskeriet på bestandene i de kommende årene.

Strandnotundersøkelsen for Skagerrak-kysten har registrert antall leppefisk på artsnivå siden 1989 (figur 9.1). Undersøkelsen gir en god indeks på rekruttering, da det først og fremst er 0-gruppe leppefisk som fanges. Lav indeks på høsten tilsier at det er en svak årsklasse som kommer inn i fiskeriet påfølgende år. Strandnotundersøkelsen dekker kun Skagerrak øst for Torvefjord ved Kristiansand, men siden fiskeriet utgjør en relativ stor del av totalfangst (22 % av den nasjonale kvoten kan tas her), så kan serien gi en indikasjon om i hvilken grad et relativt intensivt fiskeri har påvirket bestandsutviklingen. Det er ingen tydelig negativ trend for berggylt, bergnebb og grønngylt (mållartene) for Agder, som er regionen som er mest intensivt fisket (~ 80 % av fangsten på Sørlandet tas i Agder). Øst for Agder har berggylt og bergnebb hatt en tydelig negativ utvikling siden 2010, men siden fiskepresset er lavere her er det sannsynlig at andre årsaker enn fiskeriet etter leppefisk spiller inn. Dette underbygges av trenden til grasgylt øst for Agder, som ikke er en mållart i disse områdene, har hatt en tilsvarende negativ utvikling som berggylt og bergnebb.



Figur 9.1. Gjennomsnittlig antall leppefisk i strandnotundersøkelsene Skagerrak 1989-2018, delt inn i underområder. Stiplet linje indikerer middelvei for hele perioden i alle områdene sett under ett.

9.2.2 - Kunnskapsstyrke

Kunnskapen om leppefiskbestandene er mangelfull når det kommer til forståelse av hvilke mekanismer som regulerer rekruttering og variasjoner i bestandene (f.eks. sommer- og vintertemperatur, tetthetseffekter), og i hvilken grad fiskeriet har en regulerende innvirkning på bestandsstørrelsene hos de ulike artene. Pågående forskning ved Havforskningsinstituttets forskningsstasjon på Austevoll undersøker dette, og resultater er ventet å bli presentert i 2021 og 2022. Datagrunnlaget for bestandsutviklingen er god på Sørlandet gjennom strandnotundersøkelsen og årlige rusetokt. Det er tilsynelatende ikke noen klar nedgang i bestandene etter fisket ble intensivert fra 2010. For resten av landet er det samlet inn fangst-per-enhet-innsats data fra referansefiskere siden 2011. Det har vært utfordrende å konkludere med bestandsendringer basert på disse dataene, grunnet stor variasjon i fangstrater innad og mellom år, og mellom fiskere. Det er imidlertid registrert en urovekkende nedgang i fangstrater av berggyllt og bergnebb i noen områder fram til 2015. Nedgangen, særlig på Vestlandet, samtidig som innsatsen i fisket økte, førte til at Havforskningsinstituttet for 2016 anbefalte en «frysing» av leppefiskuttaket på Sørlandet og nord for Stad på samme nivå som 2015-uttaket, og en reduksjon på 15-20% på Vestlandet. Med bakgrunn i dette innførte Fiskeridirektoratet kvoter fra og med 2016. Tanken er så å bruke fangstrater fra tokt og fiskeri for å se om disse øker eller minker ved gjeldende kvotenivå, og da ta stilling til om kvotenivået bør/kan justeres opp eller ned i samsvar med dette. Fra 2019 ble det gjennomført betydelige endringer i denne datainnsamlingen som vil redusere variasjon og feilkilder, og sammenligningsgrunnlaget for rådgivning for fisket 2021 er derfor kun to år. I kommende år vil en forlengelse av tidsserien gi utslag i bedre forutsetninger for å måle utviklingen og tilstanden til bestandene i de ulike regionene.

Forsøksfiske på Austevoll tyder på relativt robuste bestander på tross av høyt fiskepress i dette området (Kunnskapstøtte til Fiskeridirektoratet 2019, Halvorsen mfl., 2020c).

Det er også manglende kunnskap om dynamikken i rekrutteringen og restituerende av leppefiskbestandene. Spesielt er det behov for å undersøke konsekvensene av selektivt uttak av artene med kjønnsdimorfisme, hvor hannene står for yngelpleie og større hanner bygger større og flere reir (Kindsvater mfl. 2020). Undersøkelser av dette vil være viktig for å skaffe mer kunnskap om hvilke konsekvenser fisket etter leppefisk vil ha både på kort og lengre sikt.

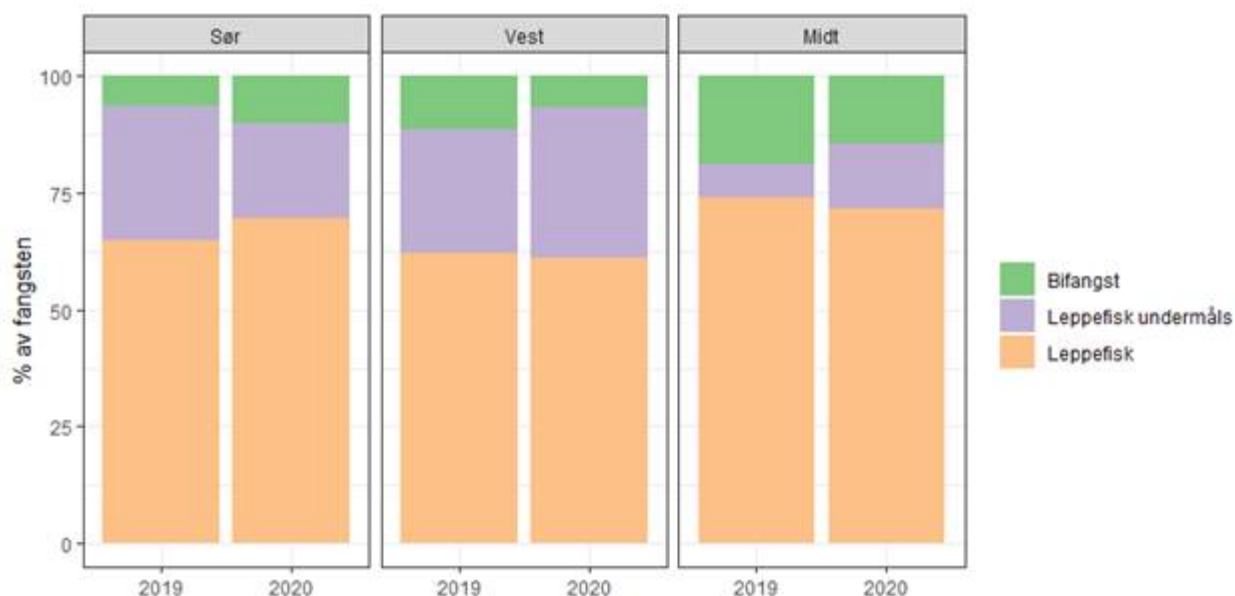
9.2.3 - Bekymringsmeldinger

Observasjoner fra både forskere, dykkere, fiskere, fritidsfiskere, hytteeiere og fastboende gjør at det til tider kommer inn bekymringsmeldinger. Det rapporteres om at leppefisken i mange områder forsvinner. Mange av bekymringsmeldingene går på at berggyllt er forsvunnet fra områder der de har vært vanlige tidligere. 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. I tillegg kommer det en del bekymringsmeldinger om bruk og «svartsalg» av hummer fra fisket etter leppefisk.

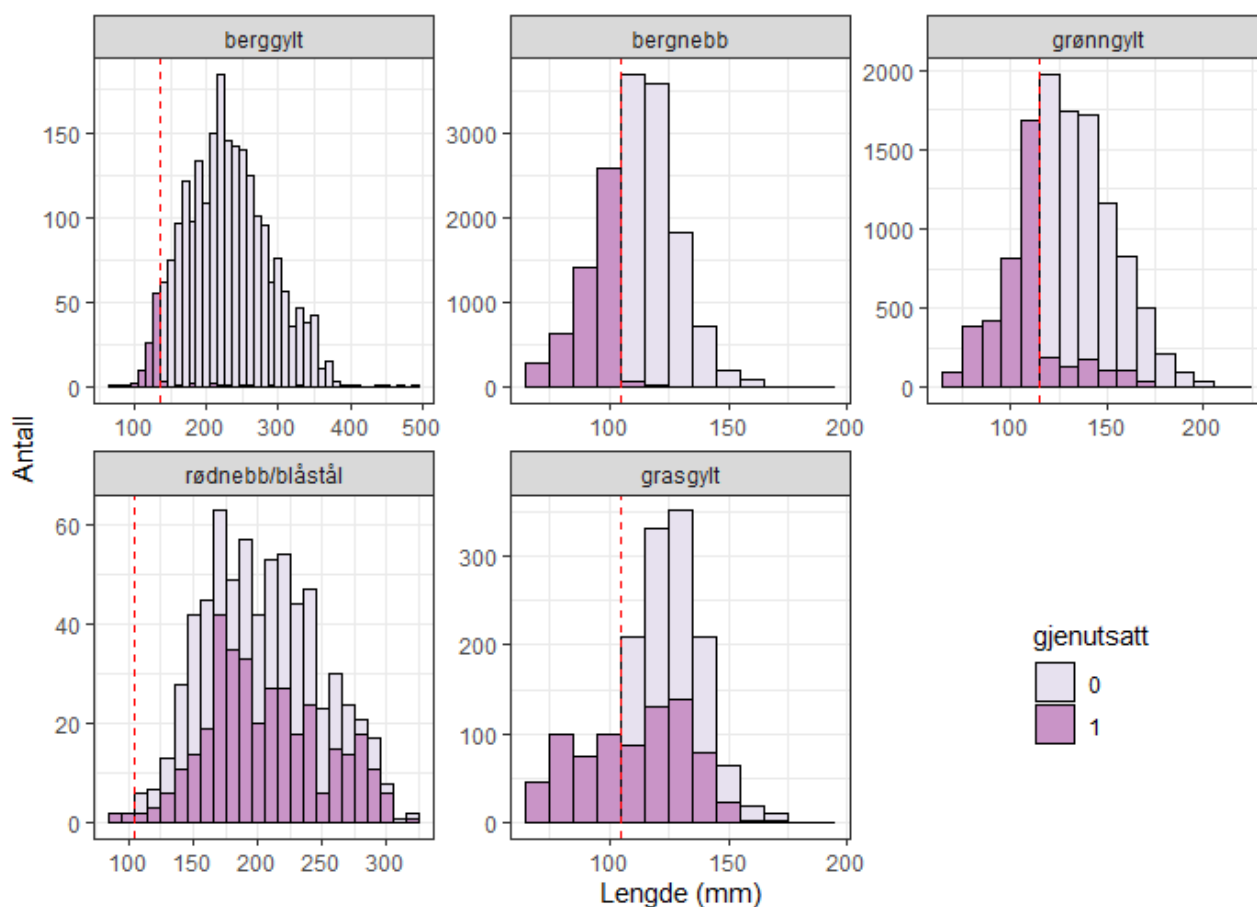
9.2.4 - Sortering/gjenutsetting av leppefisk og fiskeripåvirkning på andre arter

Arter kan påvirkes indirekte (negativt eller positivt) ved en endring i artssammensetning som en følge av uttak fra bestandene. Det er en varierende grad av bifangst i fisket, som også varierer med sesong og område. Regelverket er tydelig på at all bifangst (undermåls leppefisk og andre arter) skal gjenutsettes på grunt vann. Havforskningsinstituttet har ikke kjennskap til at kontrollmyndighetene har avdekket systematiske brudd på regelverket rundt gjenutsetting eller rapporter om ulovlig beholdt bifangst. 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 leppefisken. Mange fiskere har montert rør for å slippe ut fisken under vannflaten. Når den slippes ut igjen på fangststedet (nært land) øker dette muligheten for at den kommer trygt til bunns og i skjul. Det rapporteres om at dette ikke alltid respekteres.

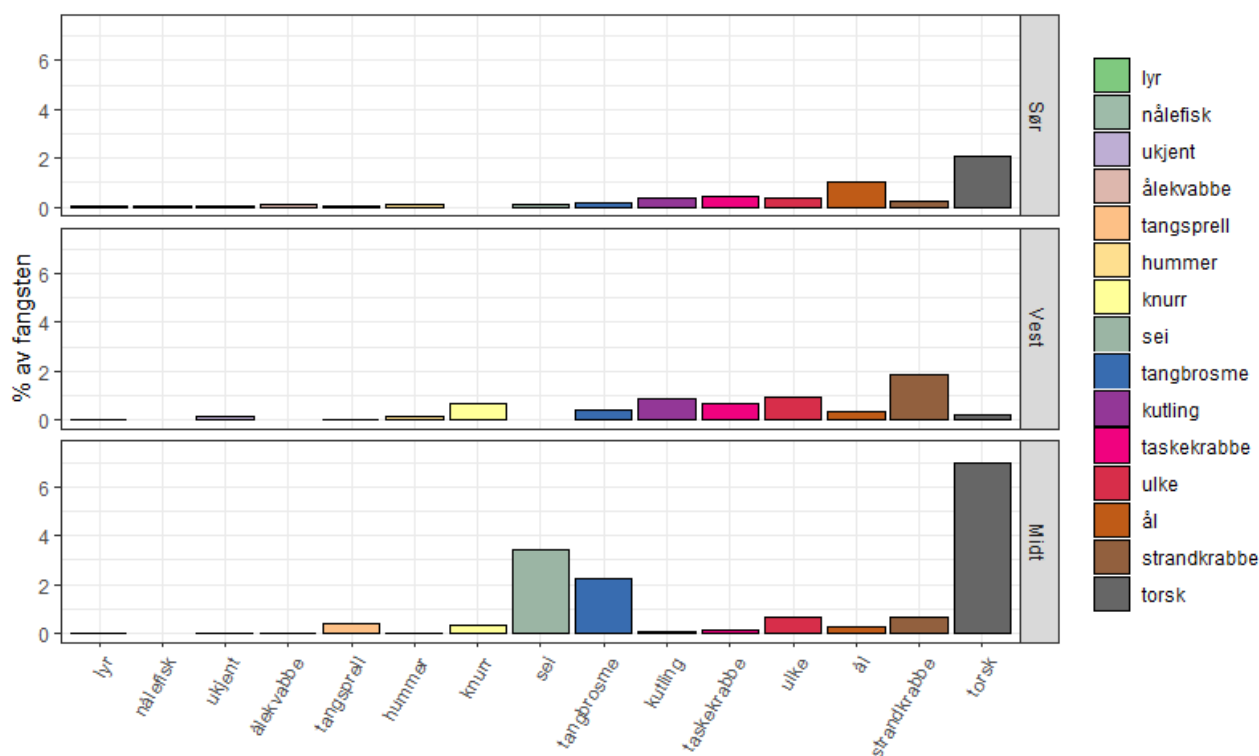
Havforskningsinstituttet har undersøkt artsfordelingen i fangstene som tas i leppefiskeiner med 9x6 cm ovale åpninger (2020 regelverk). Datagrunnlaget er totalt 1535 teineteikk fra referansefiskere gjort i 2019 og 2020. Leppefisk over minstemålet utgjør 60–75 % av fangsten (i antall i individer, figur 9.2). Andelen av leppefisk som settes ut varierer betydelig mellom artene og er spesielt lav for berggyllt som skyldes at minstemålet beskytter kun en liten andel av den naturlige størrelsesfordelingen (figur 9.3). Det er relativt lite bifangst av andre arter (5-20 %), og andelen er høyest i region Midt (nord for 62 grader). Torsk er den mest vanlige bifangststarten i Region Sør (~2 % av totalfangsten; figur 9.4) og Region Midt (~7 % av totalfangsten). Strandkrabbe er mest vanlig i Region Vest (1.8 % av totalfangsten).



Figur 9.2. Prosentvis andel av leppesk, undermåls leppesk og bifangst i referansecisker 2019–2020.



Figur 9.3. Andel av leppesk fisket med teiner satt ut igjen (mørk lilla) på grunn av størrelse eller liten kjøperinteresse. Vertikale stiplede linjer indikerer Fiskeridirektoratets minstemål for de ulike artene. Data fra instituttets referansecisker i perioden 2019–2020 (1535 fangstrapporter).



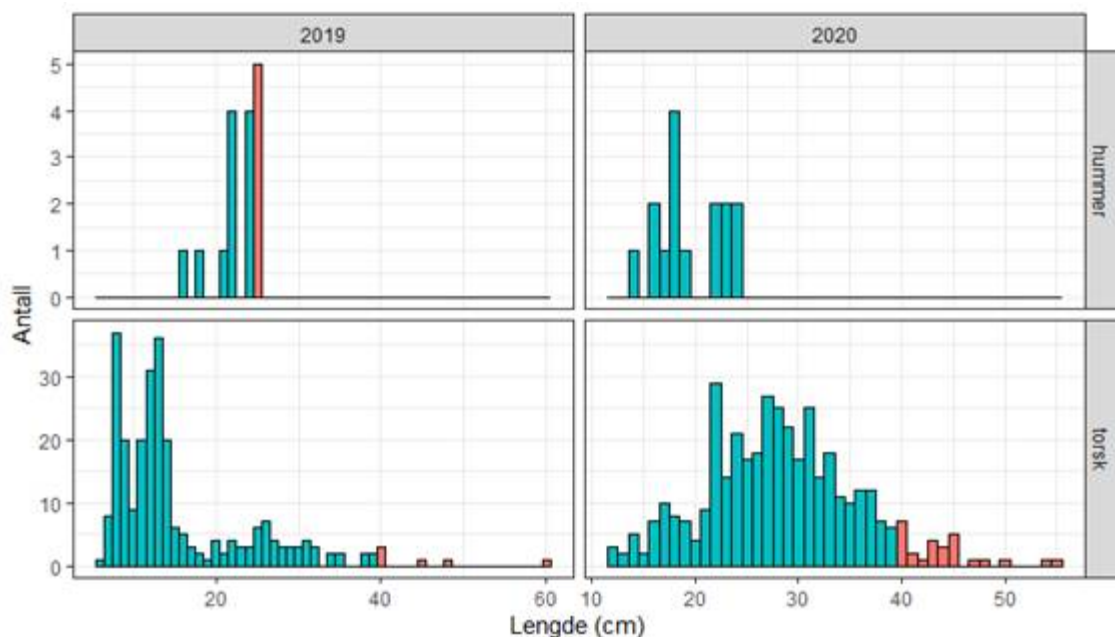
Figur 9.4. Oversikt over bifangst i referansefiske fordelt på art, oppgitt som % andel av total fangst av alle individer av fisk og skalldyr per region. Data fra 1535 fangstrapporter fra 2019 og 2020.

Det har fra publikum vært uttrykt bekymring for ulovlig uttak av hummer som tas som bifangst. Tallene fra referansefiskerne viser at det fanges relativt lite hummer, totalt 38 hummer på 1535 teineteikk (figur 9.4) og at de som tas i all hovedsak er under minstemål (figur 9.5) Fiskerne rapporterer at disse settes ut igjen. I Havforskningsinstituttets omfattende forskningsfiske i Austevoll og Flødevigen med ruser og teiner fanges det av og til hummer, og per 2020 er det ikke registrert skadet eller død hummer i disse studiene. Havforskningsinstituttet har også omfattende fangst-merke-gjenfangst tokt på hummer i Skagerrak, og samlet tilsier disse erfaringene at hummer ikke tar skade av å bli fanget og sluppet ut igjen (Fernandes-Chacon mfl. 2020). Ved fangst av flere hummere i samme hummerteine er det rapportert om klo-tap og død hummer, mest sannsynlig som følge av aggressive interaksjoner i redskapen (Sørdalen mfl. 2020). Det er betydelig lavere fangstrater av hummer i leppefiskredskap sammenliknet med hummerteiner, og det er svært sjelden at det har blitt fanget mer enn en hummer per teine/ruse i Havforskningsinstituttets prøvofiske etter leppefisk.

Havforskningsinstituttet har også analysert bifangst fra referansefiskere i perioden 2014–2018 (ca. 200 000 teineteikk). Disse bifangstdataene ble oppskalert med gjennomsnittlig antall teiner røktet per fisker og antall registrerte fiskere for å gi et anslag på totalt fisket bifangst. Med siste års gjennomsnittlige hummerbifangst på 0,025 hummer per teineteikk så fiskes det fremdeles totalt i samme størrelsesorden med hummer som i 2014–2018 i løpet av 30 dager med samme antall fiskere og antall teiner per fisker. Med andre ord i størrelsesorden 30 000 hummer per år.

Det er lett for at bifangst av andre arter presentert som % av totalfangst leppefisk kan virke liten, men skaleres dette opp med antall fiskere og antall teiner per fisker så blir det store tall av det. Med henholdsvis 7 %, 0,2 % og 2 % bifangst av torsk nord for Stad, Vestlandet og Sørlandet (figur 9.4), så kan det, oppskalert til de totale leppefiskkvotene, totalt utgjøre hhv. 280 000, 20 000 og 80 000 torsk. Det er i så fall en kraftig økning nord for Stad, en nedgang på

Vestlandet og en økning på Sørlandet i forhold til estimatene for perioden 2014–2018.



Figur 9.5. Lengdefordeling av bifangstene hummer og torsk i referansefiske. Rød farge: over minstemål.

Zimmermann mfl. (2020) beregnet, basert på rapporter fra referansefiskerne i 2014–2018, den totale bifangsten av taskekrabbe i leppefisk fisket til gjennomsnittlig 235 krabber per fartøy per år for fartøy som fisker med ruser, mens for fartøy som fisker med teiner er gjennomsnittet 2911 krabber per år. Utkastraten av taskekrabbe er høy og ligger i gjennomsnitt på 72 % over alle år og redskapstyper (varierer mellom 44 og 100 %), men vi kan anta at de fleste krabber som gjenutsettes overlever. Vi antar derfor at gjennomsnittlig mer enn en fjerdedel av krabbene som tas som bifangst, landes og brukes til agn. Ekstrapolert til hele leppefiskkvoten kan dette bety at omtrent 150 000 krabber (rundt 60 tonn) brukes til agn per år, men en stor usikkerhet er knyttet til dette estimatet. Fangstrapporter fra 2019–2020 (figur 9.4) viser omtrent samme bifangst av taskekrabbe på Sørlandet, og en reduksjon på Vestlandet og nord for Stad sammenlignet med 2014–2018.

Under hele referanseperioden 2015–2018, dvs. etter at inngangssperre ble innført, er det kun rapportert 5 skarver og 1 oter som fanget av referansefiskerne. Ingen i teiner, bare i ruser.

En stor del av bifangsten er undermåls leppefisk, som i hovedsak slippes fri (figur 9.2; Halvorsen mfl., 2016b). I 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. Dette har vist seg effektivt i å redusere innslaget av undermåls bergnebb og delvis undermåls grønngylt (Jørgensen mfl., 2017). Størrelsene på åpningen er tilpasset med en målsetting om at undermåls bergnebb skal sorteres ut på fiskedypet. Høyere minstemål og tykkere kroppsfasong hos grønngylt og berggylt betyr at en større andel av undermåls fisk av disse artene ikke kan rømme ut av fluktåpningene. Fluktåpningene er mer effektive i teiner enn i ruser (Halvorsen mfl., 2017a, Jørgensen mfl., 2017).

Overholdes regelverket vil overlevelsen til både fangst og bifangstarter være høy grunnet kort ståtid og ved at fisket kun foregår på grunt vann. Derfor vurderes dette fiskeriet å ha en begrenset påvirkning utover målartene. Usikkerheten rundt bifangst er først og fremst knyttet til om dette pålegget overholdes, noe som i liten grad er kjent. Hvis det forekommer avvik ved at bifangst beholdes eller settes ut på dypere vann, så er det derimot sannsynlig at fisket i en eller annen grad påvirker bestandene av bifangstarter.

9.2.5 - Indirekte økosystemeffekter

Leppefisk har en sentral rolle i kystøkosystemet. De er opportunistiske beiter på en rekke bunnlevende og fastsittende dyr som en rekke arter virvelløse dyr, blant annet krepsdyr, snegler, muslinger, børstemark (Alvsvåg, 1993, Sayer mfl., 1995; Deady and Fives, 1995). Videre er de byttedyr for større fiskearter og sjøfugl (Steven 1933, Nedreaas mfl., 2008, Olsen mfl., 2018). Leppefisk er også 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 fødetilbud for andre arter (Bergström et al 2016).

En nedfisking av lokale leppefiskbestander vil kunne ha en effekt på mengde og tetthet av disse organismene og således på bunnfauna og flora (begroing). En studie fra Sverige har påpekt at et fiske av leppefisk *kan* i så måte ha en positiv effekt på tareskogen, ved at en for høy tetthet av leppefisk beiter ned snegler og krepsdyr som igjen beiter på trådalger (Östman mfl., 2016).

Noe motstridende funn ble rapportert i et eksperimentelt studie nylig publisert, som viste at høy tetthet av bergnebb kan ha en positiv effekt på flerårige makroalger og forfatterne advarer mot at en reduserte bestander av leppefisk kan påvirke bunnsamfunn i negativ retning dominert av trådformede grønnaalger (Kraufvelin mfl., 2020). Samme studiet viser at blåskjell er en viktig del av dietten til leppefisk – og det er blitt fremsatt en hypotese om at redusert forekomst av blåskjell kan ha en sammenheng med økt tetthet av leppefisk. De økologiske interaksjonene er likevel for lite undersøkt til at man kan si noe håndfast om økologiske effekter av uttak av leppefisk, spesielt siden fødevalg og habitatvalg er ulikt både mellom arter og størrelsesklasser. Det er ingen kjente studier av effekter av fiskeriet på økosystemet som helhet, enten som en direkte påvirkning gjennom bifangst, eller indirekte som en følge av endret artssammensetning, størrelsesfordeling og tetthet av leppefisk. Det er derfor et klart behov for målrettet forskning for å bedre forstå de økologiske sammenhengene mellom leppefisk og andre arter, og hvordan disse påvirkes av endringer i arts og størrelsessammensetning av leppefisk som en følge av fiskeriet.

9.2.6 - Biologi, velferd og svinn

Leppefiskartene har ulik livshistorie. Bergnebb og berggyllt 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) (Darwall mfl., 1992, Muncaster mfl., 2013, Halvorsen mfl., 2016). Rognkjeksyngel lever 1–2 år i tareskogen, 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).

Det er et betydelig svinn av rensefisk i merdene (Nilsen mfl., 2014). Siden mesteparten av rensefisken som holdes i merdene ikke overlever en produksjonssyklus betyr det at fisken får et kort liv. 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 (Halvorsen mfl., 2016). 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 blir brukt i én sesong, men med tilrettelegging av skjul og føring er det i mange anlegg noe leppefisk som overlever i merdene til våren.

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, ved 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. Rognkjeksyngel vil ofte sitte fastsugd til alger. I en oppdrettsmerd blir det lagt til rette for dette med mange skjul, ofte i form av plasttare og hengende plastplater til rognkjeksken. 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 sultet (Skiftesvik mfl., 2013). Det foregår uttesting av ulike fôringsmetoder og fôrtyper for leppefisk og rognkjeks. Mange oppdrettere bruker ressurser på å forbedre miljøet for rensefisken, gi den bedre fôr, 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 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.

9.3 - Smitte og innførsel av uønskede organismer via transport

Under transport av fisk blir også andre organismer, som for eksempel sykdomsfremkallende organismer (agens), flyttet fra opprinnelseslokalitet til utsettingslokalitet, både via transportvannet, transportenheten og via fisken. Gjentatte transporter til samme område vil kunne øke sannsynligheten for spredning og etablering av uønskede organismer (Peeler & Feist, 2011). Når transportvannet slippes ut eller skiftes, vil overlevelsen i stor grad være bestemt av forholdene på utslippsstedet. Dette kan være fysiske forhold som tid på året, temperatur, strømforhold osv. Etablering av agens krever i tillegg mottakelig(e) vert(er). De fleste agens er knyttet til én eller noen få, nært beslektede vertsorganismer. Noen sykdomsfremkallende organismer har imidlertid et bredere vertsspekter og kan smitte mellom arter. Det er også forskjeller i hvilken evne agens har til å tilpasse seg nye verter.

Villfanget leppefisk har, etter at kvotene kom på plass, stått for mellom 30 – 40 % av det totale forbruket av rensefisk i norske oppdrettsmerder (drøye 38 % i 2018 og 31 % i 2019). I tillegg fiskes og transporteres det omtrent 1 million villfangede leppefisk fra Sverige til Norge. Den omfattende transporten av leppefisk som forekommer langs norskekysten, skjer uten at vi kjenner helsestatus til denne fisken. Forsendelsene av leppefisk skjer i sommerhalvåret, som er den perioden hvor det er størst sannsynlighet for at det kan forekomme levende organismer som er skjult i forsendelsene. Det finnes ingen 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 grønngylt og på nodavirus-isolater fra bergnebb, grønngylt og berggylt (Korsnes mfl., 2017). Sannsynligvis er det også geografiske forskjeller på enkelte bakterier som kan forårsake sykdom.

Selv om man i dag ikke kjenner til konkrete eksempler på spredning av sykdom via villfanget leppefisk, finnes det mange eksempler på at sykdomsfremkallende organismer er flyttet og introdusert til nye områder som følge av transport av levende fisk (Gozlan mfl., 2006, Peeler mfl., 2011, Peeler & Feist 2011). Problemstillingen ble også adressert i VKM-rapporten «Assessment of the risk to Norwegian biodiversity from import of wrasses and other cleaner fish for use in aquaculture» fra 2019 og vurdert for å kunne ha moderat risiko. Historisk er kanskje de mest kjente eksemplene fra Norge innførsel av parasitten *Gyrodactylus salaris* fra Sverige på 70-tallet (Mo 1994) og furunkulosebakterien, *Aeromonas salmonicida* som kom med laksesmolt fra Skottland på midten av 1980-tallet (Egidius 1987).

Eksempler på kjente agens som er påvist hos leppefisk, og som kan tenkes å følge partier av rensefisk er Viral hemoragisk septikemi virus (VHSV), viral nervevevsnekrose eller nodavirus (VNN) og bakterier som *Aeromonas salmonicida*, *Pasteurella* spp. og parasitter som *Paramoeba perurans*. Det har også vært en del fokus på Salmonid alfavirus SAV (som forårsaker pankreassykdom, forkortet PD), Infeksiøs pankreasnekrose virus (IPNV), og ulike typer av *Vibrio* spp. bakterier.

9.4 - Sykdommer og sykdomsutbrudd i merd

Sykdom og sykdomsutbrudd står for en betydelig andel av svinnet av rensefisk i merd. Dødelighetsmønsteret er ulikt hos de ulike artene. Dette er ikke kartlagt i detalj, men det ser ut til at bergnebb og berggylt er de mest robuste artene, mens det er betydelige problemer med dødelighet hos grønngylt, grasgylt og rognkjeks. En kartlegging av dødelighet og dødelighetsårsaker for rensefisk i merd er beskrevet av Nilsen mfl. (2014) og [i rensefiskkampanjen som Mattilsynet gjennomførte i 2019 i samarbeid med NTNU samfunnsforskning og HI](#). I tillegg finnes det data fra fisk som er innsendt

via fiskehelsetjenesten og analysert ved Veterinærinstituttet (Sommerset mfl., 2020), data fra Havforskningsinstituttets laboratorieforsøk og fangstforsøk (Harkstad 2011, Skiftesvik mfl., 2014), samt informasjon fra fiskere og oppdrettsbedrifter.

Under sykdomsutbrudd hos rensefisken vil det kunne oppstå et økt smittepress ved at agens oppformerer i anleggene og spres derfra. Oppdaterte oversikter over sykdommer hos rognkjeks og leppefisk er gitt i Fiskehelse rapporten ugitt av Veterinærinstituttet (Sommerset mfl., 2020), VKM-rapporten «Risk assessment of fish health associated with the use of cleaner fish in aquaculture» fra 2017 og VKM-rapporten «Assessment of the risk to Norwegian biodiversity from import of wrasses and other cleaner fish for use in aquaculture» fra 2019.

Videre følger en omtale om de «viktigste agens» relatert til rensefisk.

9.4.1 - 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.

9.4.1.1 - Pankreas sykdom (PD)

Pankreas sykdom (PD) forårsakes av salmonid alfavirus (SAV) og per dags dato den virussykdommen som står for de største utfordringene og tapene i norsk oppdrettsnæring. På grunn av de alvorlige konsekvensene knyttet til denne sykdommen på laks, har det vært utredet faren for spredning av PD hos laks via transport av rensefisk. Faren for en slik overføring ble vurdert i en risikovurdering utført ved Veterinærinstituttet.

9.4.1.2 - Infeksiøs pankreasnekrose (IPN)

Rensefisk ser ikke ut til å utvikle infeksiøs 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.

9.4.1.3 - Nodavirus, forårsaker viral nervevevsnekrose (VNN) og viral encephalopati og retinopati (VER)

Nodavirus er påvist hos vill berggyllt, bergnebb og grønngyllt (Korsnes mfl., 2017). Nodavirus har et bredt vertsregister og er kjent fra sykdomsutbrudd hos marin fisk som kveite og torsk i oppdrettssituasjoner (Patel mfl., 2007; Grotmol, 1996).

9.4.1.4 - Viral hemorrahgisk septikemivirus (VHSV)

Viral hemorrahgisk septikemivirus (VHSV) har en stor evne til å tilpasse seg nye verter og habitater. I Norge er VHS en [meldepliktig](#) sykdom og vi har [fristatus](#) for viruset i oppdrett. Det er derfor viktig å se på faren for innførsel av VHSV til Norge. Viruset finnes i fire ulike genotyper (I-IV) og er vist å kunne infisere mer enn 80 arter i både fersk- og saltvann (OIE). VHSV er påvist i flere arter av villfisk langs norskekysten og sild er særlig mottakelig (Johansen mfl., 2013, Sandlund mfl., 2014). Rensefisk er også mottakelig for VHSV. Viruset er påvist hos leppefisk på Shetland (Munro mfl., 2015) og på rognkjeks på Island (Guðmundsdóttir mfl., 2019). Smitte via føde er en kjent smittevei for VHSV (Ahne 1980, Schönherz mfl., 2012). Det er kjent 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). Viruset kan også overleve i frossen fisk og vil kunne smitte videre om frossen fisk benytte som fôr (Gudding & Lillehaug, 2018). Nødvendig smittedose er ikke godt kjent, men vil sannsynligvis avhenge av fiskens størrelse/alder, allmenntilstand, temperatur, omgivelsene generelt og virusisolat. I 2019 anbefalte VKM overvåking av blant annet VHSV.

9.4.1.5 - «Nye virus» hos rensefisk

De senere år er nye virus isolert og beskrevet fra rognkjeks. Betydningen av disse virusene, både i forhold til oppdrett, men også villfisk, er fortsatt lite kjent. Men det viser igjen at man må forvente at med nye arter i oppdrett vil også nye

og hittil ukjente sykdommer dukke opp.

Lumpfish Flavivirus/Cyclopterus lumpus Virus (LFV/CLuV) er assosiert med betennelse og nekroser i lever hos rognkjeks (Skoge mfl., 2018). I tillegg er også bleke gjeller og anemi observert, men det er usikkert hvorvidt denne klinikken er direkte knyttet til virusinfeksjonen (Johansen mfl., 2019). Etter at dette viruset ble identifisert i slutten av 2016, har kartlegging og sykdomsovervåking vist at det er til stede i alle ledd av produksjonen og med relativt høy prevalens. Det har, tilsynelatende, ingen geografisk begrensning, og mye tyder på at viruset både kan overføres horisontalt og vertikalt.

I starten av 2019, ble ytterligere to virus identifisert og karakterisert fra flere tilfeller med forøkt dødelighet på rognkjeksyngel. I enkelte tilfeller var dødeligheten høy. Virusene fikk tentative navn, basert på slektskap, *Cyclopterus lumpus* Coronavirus (CLuCV) og *Cyclopterus lumpus* Totivirus (CLuTV). Kliniske tegn og patologi CLuCV er væskefylt tarm (diaré) og irritert tarmepitel. Ingen spesiell klinikk er assosiert med CLuTV (Stian Nylund pers komm).

Ranavirus hos rognkjeks ble påvist første gang på Færøyene i 2014 og siden på Island i 2015 og i Skottland og Irland i 2016. Genetiske analyser tyder på at variantene isolert fra rognkjeks er en ny art av ranavirus (Stagg mfl., 2020). Viruset er foreløpig ikke påvist på rensefisk i Norge (Fiskehelserapporten 2020).

9.4.2 - 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 bakterier som forårsaker sykdom hos leppefisk og rognkjeks er ulike stammer av *Vibrio anguillarum*, *Aliivibrio ordali*, *Pasteurella* spp., atypisk *A. salmonicida*, *Pseudomonas anguilliseptica* og *Vibrio splendidus* (se f.eks. Harkstad 2011, Johansen 2013, Treasurer 2012, Sommerset mfl., 2020). Infeksjoner med ulike varianter av *Pasteurella* spp. har økt i forekomst hos oppdrettsfisk, både rensefisk og laks, i de siste årene (Sommerset mfl., 2020). I hvilken grad smitten overføres mellom rensefisk og oppdrettsfisk er usikkert (Poppe mfl., 2012, Alarcón mfl., 2015a). Bakterier som *Tenacibaculum* spp. og *Moritella viscosa* er assosiert med sårdannelse hos mange fiskeslag, og særlig laks. Men disse bakteriene er blitt isolert fra sår hos både vill og oppdrettet rognkjeks, og fra oppdrettet berggyllt. For de ulike *Tenacibaculum* artene, *T. finnmarkense*, *T. dicentrarchi* og *T. maritimum* er også direkte smitte mellom rensefisk og laks i produksjon en mulighet, da like varianter av disse er påvist både på laks og rognkjeks (Frisch mfl., 2018; Olsen mfl., 2011; Småge mfl., 2016).

Ut fra den informasjonen som er tilgjengelig i dag, vil rensefisk kunne være bærere av *V. anguillarum*, *Aliivibrio ordali*, *Pasteurella* spp., atypisk *A. salmonicida*, *Pseudomonas anguilliseptica*, *Aliivibrio* spp., *V. splendidus*, *M. viscosa* og *Tenacibaculum* spp. Laks i oppdrett er vaksinert mot *V. anguillarum*, *Aliivibrio salmonicida*, *M. viscosa* og typisk *A. salmonicida*.

9.4.3 - 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 berggyllt og blåstål (VKM, 2014). Infeksjoner og AGD er også observert hos oppdrettet berggyllt (Karlsbakk mfl., 2013) og rognkjeks (Bornø & Gulla, 2016), og i grønngyllt, berggyllt og rognkjeks holdt som rensefisk i laksemerder (Nilsen mfl., 2014, Karlsbakk, 2015). Laks kan smittes med *P. perurans* som er isolert fra berggyllt (Mo mfl., 2014a, Dahle mfl., 2015), og berggyllt 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.

Leppefiskartene kan være parasittert av kveis. Norske og skotske studier antyder at infeksjoner med kvalorm (*Anisakis simplex*) forekommer, men er uvanlige i leppefisk. Det er sannsynligvis lokal variasjon i forekomsten av denne parasitten i leppefiskene. Infeksjoner kan oppstå ved at leppefisken spiser utkast (slo) fra annen fisk, for eksempel i

havner. Laks i merd kan bli infisert med *A. simplex* (Mo mfl., 2014b), men dette er svært uvanlig (Levsen & Maage, 2015). Oppdrettslaksen smittes muligens ved å spise villfanget infisert leppefisk brukt som rensefisk. En annen kveistype, selorm (*Pseudoterranova* spp.), kan forekomme i muskulaturen hos leppefisk tatt nær selkolonier. Denne forekomsten er lite undersøkt, følgelig vet vi ikke om *P. decipiens* og *P. krabbei*-infeksjoner i leppefisk representerer en trussel med hensyn til kveisinfeksjon i oppdrettslaks. Omfattende screening av norsk oppdrettslaks og regnbueørret har ikke avdekket kveisinfeksjoner i slaktefisk (Levsen & Maage, 2015). Små mengder kveis kan derimot forekomme i den utsorterte taperfisken (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*) er en parasitt som lever på ulike fiskearter. Den ligner lakselus, men er mindre. Samtidig med den økende bruken av rognkjeks som rensefisk, har også utfordringene med skottelus-infeksjoner på rognkjeks økt. Rapporter om behov for avlusning av rognkjeks forekommer. Selve innrapporteringen av bruken av avlusningsmetoder og avlusningsmedikamenter gjør at man ikke har oversikt over hvor stor andel som benyttes for avlusning av laks vs. rensefisk (Sommerset mfl., 2020). Skottelus fra rognkjeks kan smitte over på annen fisk, men det er trolig uvanlig da rognkjeks synes å være en foretrukket vert (Øines mfl., 2006).

9.5 - Gjenbruk av rensefisk

Oppdrettslokaliteter skal generelt brakklegges etter en produksjonssyklus for å bryte smittesykli. Samtidig er det et behov for å øke overlevelsen av leppefisk, og det diskuteres derfor om gjenbruk av overlevende leppefisk 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., 2015, 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.

9.6 - 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. Grønngylt er rapportert å rømme i mindre grad (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 og grønngylt tyder på at en innblanding av importert fisk i lokale bestander kan ha funnet sted i et importområde i Trøndelag (Jansson mfl., 2017, Faust mfl., 2018). Et nylig gjennomført studie på grønngylt, som nå er under bearbeiding, viser indikasjoner på at det hittil er de nordligste områdene som er mest påvirket. En teori er at det er enklere for rømt fisk å få rotfeste i områder med nylig etablerte populasjoner, har lav populasjonstetthet og /eller høyt fiskepress på lokale populasjoner (Faust mfl., submitted).

Transport representerer derfor en fare for en permanent genetisk påvirkning av lokale leppefiskbestander. Faktorer som spiller inn, vil variere mellom arter av leppefisk. Arter med lav overlevelse etter utsett, gjør faren for innblanding i ville bestander er liten (Jansson mfl., 2017, Faust mfl., 2018, VKM 2019, Faust mfl., submitted).

Berggylt vil være følsom for genetisk endring som følge av å ha lav populasjonstetthet og høy skjevfordeling mellom kjønn. Det er også fare knyttet til bruk av oppdrettet berggylt, som kommer fra få stamfisk, men blir spredd ut til mange oppdrettslokaliteter. 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). Nylige gjennomførte studier gir indikasjoner på at inndelingen av

populasjonsstrukturen til berggyllt ligner grønngyllt med en nordvestlig og sørøstlig inndeling. Skillet går ved Jæren hvor sandstrendene utgjør en naturlig barriere for genetisk utveksling (Seljestad mfl., 2020). Studiet konkluderer med at transport av berggyllt fra Sverige og Sørlandet til Vestlandet og Midt-Norge, vil kunne føre til en miksing av og endring av genetisk forskjellige populasjoner.

Arten som sannsynligvis påvirkes minst er bergnebb. Med sine pelagiske egg vil frekvensen av genutveksling naturlig sett være høyere sammenlignet med andre leppefisk. I tillegg har denne arten høyest populasjonstetthet og størst utbredelse. Men bergnebb er også den vanligste arten i transportene, har best overlevelse etter transport og rømmer mest (Woll mfl., 2013). Bergnebb er småvokst og kan lett unnsnippe gjennom maskene. Den er sannsynligvis også mer robust. Ved en undersøkelse av bergnebb samlet inn langs en sør-nord-gradient ble det vist en genetisk variasjon som fulgte gradienten relatert til avstand (Jansson mfl., 2017). 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.

Endringer i den bestandsgenetiske strukturen vil også kunne skje i lokale populasjoner ved overfiske, som følge av tap av genetisk variasjon. Dette er en ofte ignorert, men like vel viktig faktor. 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 (grønngyllt i nordlige områder) og/eller bruk av ikke-stedegen fisk.

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. Studier av genetikken til rognkjeks langs norskekysten viser tvetydige resultater i forhold til grad av genetiske forskjeller. Jónsdóttir mfl. (2018) fant liten eller ingen forskjell i den genetiske strukturen, men undersøkelser gjort av Whittaker mfl. (2018) viste det motsatte. I det sistnevnte arbeidet vises det til funn av distinkt forskjellige genetiske populasjoner, som i tillegg er små. Forfatteren peker på at dette gjør rognkjekspopulasjoner sårbare i forhold til genetisk påvirkning og endring. Disse ulike funnene viser behovet for å undersøke dette nærmere.

9.7 – Referanser

Ahne W (1980). Experimental infection of pike (*Esox lucius*) with Egtvedvirus. Tierarztl Umsch 35: 225–229.

Alarcón M, Gulla S, Røsæg MV, Rønnseth A, Wergeland H, Poppe TT, Nilsen H, Colquhoun DJ (2015). Pasteurellosis in lumpsucker *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.

Alvsvåg J (1993). Fødeval, vekst og energiallokering hos gress gyllt (*Centrolabrus exoletus* L.) og grønngyllt (*Symphodus melops* L.) (Pisces: Labridae) på vestkysten av Noreg, og diettoverlapping med O og I-gruppe torsk (*Gadus morhua* L.). University of Bergen.

Bergström, L., Karlsson M, Bergström U, Pihl L, Kraufvelin P (2016) Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. Marine Biology **163** (10): p. 201.

Bornø G, Gulla S (2016). Helsesituasjonen hos rensefisk. S. 70–73 i (Hjeltnes m.fl. red). Fiskehelse rapporten 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.

- Darwall WRT, Costello MJ, Donnelly R, Lysaght S (1992). Implications of life-history strategies for a new wrasse fishery. *Journal of Fish Biology* 41 (sb): 111–123.
- Davenport J (1985). Synopsis of biological data on the lumpsucker *Cyclopterus lumpus* (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis. No. 147, 1–31.
- Deady S, Fives JM (1995). Diet of ballan wrasse, *Labrus bergylta*, and some comparisons with the diet of corksling wrasse, *Crenilabrus melops*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 75 (03): 651–665. Cambridge University Press.
- Egidius E (1987). Import of furunculosis to Norway with Atlantic salmon smolts from Scotland. ICES C.M., 1987/F:8, 7 p.
- Fernández-Chacón, A., D. Villegas-Ríos, E. Moland, M. L. Baskett, E.M. , and S.M. . 2020. Protected areas buffer against harvest selection and rebuild phenotypic complexity. *Ecological Applications*:eap. 2108. Ecological Society of America.
- Faust E, Halvorsen KT, Andersen P, Knutsen H, André C (2018). Cleaner fish escape salmon farms and hybridize with local wrasse populations. *Royal Society Open Science* 5(3): 171752.
- Faust E*, Jansson E *, André C, Halvorsen K, Dahle G, Knutsen H, Quintela M, Glover KA (* with equal contribution). “Not that clean: aquaculture mediated translocation of cleaner fish lead to hybridization and introgression on the northern edge of the specie’s range”. Submitted.
- Frisch K, Småge SB, Brevik J, Duesund H, Nylund A (2018). Genotyping of *Tenacibaculum maritimum* isolates from farmed Atlantic salmon in Western Canada. *J. Fish Dis.* 41, 131–137. <https://doi.org/10.1111/jfd.12687>
- 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.
- Gozlan RE, Peeler EJ, Longshaw M, St-Hilaire S, Feist SW (2006). Effect of microbial pathogens on the diversity of aquatic populations, notably in Europe. *Microbes and Infection*, 8, 1358–1364.
- Grotmol S, Totland GK, Thorud K, Hjeltne 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.
- Gudding R, Lillehaug A (red.) (2018). Smitte mellom oppdrettsfisk og villfisk: Kunnskapsstatus og risikovurdering. Rapport 12, Veterinærinstituttet
- Guðmundsdóttir S, Vendramin N, Cuenca A, Sigurðarsdóttir, Kristmundsson A, Iðurb TM, Olesen NJ (2019). Outbreak of viral haemorrhagic septicaemia (VHS) in lumpfish (*Cyclopterus lumpus*) in Iceland caused by VHS virus genotype IV. *J Fish Dis* 42 (1): 47–62.
- Halvorsen KT, Sørvalen TK, Durif C, Knutsen H, Olsen EM, Skiftesvik AB, Rustand TE, Bjelland RM, Vøllestad LA (2016). Male-biased sexual size dimorphism in the nest building corksling wrasse (*Symphodus melops*: implications for a size regulated fishery. *ICES Journal of Marine Science* 73 (10): 2586–2594.
- Halvorsen KT, Bjelland R, Jørgensen T, Skiftesvik A B (2017a). Forsøksfiske for selektiv fangst av berggyllt. *Fisken og Havet* (8).

- Halvorsen KT, Larsen T, Sørvalen TK, Vøllestad LA, Knutsen H, Olsen EM (2017b). Impact of harvesting cleaner fish for salmonid aquaculture assessed from replicated coastal marine protected areas. *Marine Biology Research* 13(4): 359–369.
- Halvorsen KT, Sørvalen TK, Vøllestad LA, Skiftesvik AB, Espeland SH, Olsen EM (2017c). Sex- and size-selective harvesting of corksaw wrasse (*Symphodus melops*)—a cleaner fish used in salmonid aquaculture. *ICES Journal of Marine Science* 74(3): 660–669.
- Halvorsen K, Skiftesvik AB, Jørgensen T (2019). Kunnskapsstøtte – anbefaling om redusert inngangsstørrelse i teiner i fisket etter leppefisk.
- Halvorsen KT, Skiftesvik AB, Bjelland R, Larsen T (2020a). Kunnskapsstøtte og råd for regulering av fisket etter leppefisk i 2021. <https://www.fiskeridir.no/content/download/29068/414604/version/10/file/kvoteraad-leppefisk-hi.pdf> Accessed 19/10/20
- Halvorsen KT, Sørvalen TK, Larsen T, Browman HI, Rafoss T, Albretsen J, Skiftesvik AB (2020b). Mind the depth: The vertical dimension of a small-scale fishery shapes selection on species, size and sex in wrasses. *Marine and Coastal Fisheries* 12 (6), 404–422. <https://doi.org/10.1002/mcf2.10131>
- Halvorsen K, Sørvalen TK, Larsen T, Rafoss T, Skiftesvik AB (2020c). Kunnskapsbasert innovasjon for optimal ressursutnyttelse i leppefiskeriet. Rapport fra Havforskningen.
- Harkstad LS (2011). Eksperimentell smitte av grønngylt, *Symphodus melops*, med *V.tapetis*-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 freshwater and seawater at various temperatures. *Dis Aquat Org* 82, 171–178.
- 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.
- Johansen R, Tønnessen Ø, Nylund S (2019) Hvordan få kontroll på helseutfordringer på rensefisk. Foredrag Rensefiskkonferansen 2019
- Jónsdóttir ÓDB, Schregel J, Hagen SB, Tobiassen C, Aarnes SG, Imsland AKD (2018). Population genetic structure of lumpfish along the Norwegian coast: aquaculture implications. *Aquacult Int* 26, 49–60.
- Jørgensen T, Bjelland R, Halvorsen K, Durif C, Shema S, Skiftesvik AB (2017). Seleksjon i leppefiskredskap. *Fisken og Havet* (2).
- 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.

- Kindsvater HK, Halvorsen, KT, Sjørdalen, TK, Alonzo SH (2020). The consequences of size-selective fishing mortality for larval production and sustainable yield in species with obligate male care. *Fish and Fisheries*. Early view online <https://doi.org/10.1111/faf.12491>
- 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.
- Kraufvelin P, Christie PH, Gitmark JK (2020) Top-down release of mesopredatory fish is a weaker structuring driver of temperate rocky shore communities than bottom-up nutrient enrichment. *Marine Biology* 167(4): 1–20. Springer Berlin Heidelberg.
- 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 (2014a). Smitteforsøk med isolat av *Paramoeba perurans* fra berggyllt og laks for å studere mottakelighet og infeksjonsutvikling hos laks. Rapport, Veterinærinstituttet 31 Jan. 2014. 13 s.
- Mo TA, Gahr A, Hansen H, Hoel E, Oaland Ø, Poppe TT (2014 b). 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.
- Mo TA (1994) Status of Gyrodactylus salaris problems and research in Norway. In: Parasitic Diseases of Fish (Ed. J.W. Lewis), pp. 43–48. Samara Publishing, Tresaith, Dyfed, Wales.
- 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.
- Muncaster, S., B. Norberg, and E. Andersson. 2013. Natural sex change in the temperate protogynous Ballan wrasse *Labrus bergylta*. *Journal of Fish Biology* 82(6): 1858–1870. Blackwell Publishing Ltd.
- Myrseth B (1971). Fekunditet, vekst, levevis og ernæring hos *Cyclopterus lumpus* L. Hovedoppgave, Univ. Bergen/HI 1971. 113 s.
- Nedreaas K, Aglen A, Gjøsæter J, Jørstad K, Knutsen H, Smedstad O, Svåsand T, Ågotnes P (2008). Kysttorskforvaltning på Vestlandet og langs Skagerrak-kysten. Vurdering av status for kysttorsk på strekningen svenskegrensen–Stad med forslag om forvaltningstiltak. *Fisken og Havet*, 5–2008. 106 pp.
- Nilsen A, Viljugrein H, Røsæg MV, Colquhoun D (2014). Rensefiskhelse – kartlegging av dødelighet og dødelighetsårsaker, Veterinærinstituttets rapportserie nr. 12, 2014.
- 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.
- Olsen AB, Nilsen H, Sandlund N, Mikkelsen H, Sørum H, Colquhoun DJ (2011) *Tenacibaculum* sp. associated with winter ulcers in sea-reared Atlantic salmon *Salmo salar* . *Diseases of Aquatic Organisms* 94 (3): 189–199.
- Olsen EM, Halvorsen KT, Larsen T, Kuparinen A (2018). Potential for managing life history diversity in a commercially exploited intermediate predator, the goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*). *ICES Journal of Marine Science* 76(1): 357–357.
- Patel S, Korsnes K, Bergh Ø, Vik-Mo F, Pedersen J, Nerland AH (2007) Nodavirus in farmed Atlantic cod *Gadus morhua* in Norway. *Dis Aquat Org* 77: 169–173

- Peeler EJ, Oidtmann BC, Midtlyng PJ, Miossec L & Gozlan R (2011) Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions*, 13, 1291–1303.
- Peeler, EJ & Feist, SW (2011) Human intervention in freshwater ecosystems drives disease emergence. *Freshwater Biology*.
- 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.
- Reamon, M (2020). Assessing the impacts of marine protected areas on wrasse populations in Norway. Master thesis. University of Agder.
- Ruud, M (2020). Catchability and selectivity in a multispecies wrasse fishery in Western Norway. Master thesis. University of Agder.
- Roiha IS, Maage A, Levsen A (2017). Nasjonal undersøkning av forekomst av *Anisakis simplex* i norsk oppdrettsaure (*Onchorhynchus mykiss*). Rapport, NIFES 26.01.2017; 12 p.
- Sandlund N, Gjerset B, Bergh Ø, Modahl I, Olesen NJ, Johansen R (2014) Screening for viral hemorrhagic septicemia virus in marine fish along the Norwegian coastal line." *PLoS ONE* 9 (9): e108529.
- Sayer MDJ, Gibson RN, Atkinson RJA (1995). Growth, diet and condition of goldsinny on the west coast of Scotland. *Journal of Fish Biology* 46 (June 1993): 317–340.
- Schönherz AA, Hansen MHH, Jorgensen HBH, Berg P, Lorenzen N, Einer-Jensen K (2012). Oral transmission as a route of infection for viral haemorrhagic septicaemia virus in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J Fish Dis* 35, 395–406.
- Seljestad GW, Quintela M, Faust E, Halvorsen K, Besnier F, Jansson E, Dahle G, Knutsen H, André C, Folkvord A, Glover KA (2020) "A cleaner-break": Genetic divergence between geographic groups and sympatric phenotypes revealed in ballan wrasse (*Labrus bergylta*). *Ecology and Evolution*. Crossref DOI link: <https://doi.org/10.1002/ECE3.6404>
- 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. (2014a). 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 (2014b). Bestander og fangstkvaliteter av leppefisk. Rapport fra Havforskningen nr. 3–2014. Sluttrapport FHF prosjekt 900609.
- Skiftesvik AB, Durif CMF, Bjelland RM, Browman HI (2015). Distribution and habitat preferences of five species of wrasse (Family Labridae) in a Norwegian fjord. *ICES Journal of Marine Science* 72(3): 890–899.
- Skoge RH, Brattespe J, Økland AL, Plarre H, Nylund A, (2018). New virus of the family Flaviviridae detected in lumpfish (*Cyclopterus lumpus*). *Arch. Virol.* 163, 679–685. <https://doi.org/10.1007/s00705-017-3643-3>
- Småge SB, Brevik ØJ, Duesund H, Ottem KF, Watanabe K, Nylund A, (2016). *Tenacibaculum finnmarkense* sp. nov., a

fish pathogenic bacterium of the family Flavobacteriaceae isolated from Atlantic salmon. Antonie van Leeuwenhoek, Int. J. Gen. Mol. Microbiol. 109, 273–285.

Sommerset I, Walde C S, Bang Jensen B, Bornø B, Haukaas A og Brun E (red). (2020) Fiskehelse rapporten 2019, Oslo, Veterinærinstituttet

Stagg HEB, Guðmundsdóttir S, Vendramin N, Ruane NM, Sigurðardóttir H, Christiansen DH, Cuenca A, Petersen PE, Munro ES, Pobov VL, Subramaniam K, Imnoi K, Waltzek TB, Olesen NJ (2020). Characterization of ranaviruses isolated from lumpfish *Cyclopterus lumpus* L. in the North Atlantic area: proposal for a new ranavirus species (European North Atlantic Ranavirus). Journal of General Virology 101(2): 198–207.

Steven GA (1933). The food consumed by shags and cormorants around the shores of Cornwall (England). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 19 (01): 277. Cambridge University Press.

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.

Sørdalen, T. K., K.T. , L.A. , E. Moland, and E.M. . 2020. Marine protected areas rescue a sexually selected trait in European lobster. Evolutionary Applications: 1–12.

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/allevurderinger/rensefiskogrisikoforoverforingavsmittetiloppdrettslaks.4.d44969415d027>)

VKM, Eli Rueness, Paul R. Berg, Snorre Gulla, Kim Halvorsen, Johanna Järnegren, Martin Malmstrøm, Tor Atle Mo, Espen Rimstad, Hugo de Boer, Katrine Eldegard, Kjetil Hindar, Lars Robert Hole, Kyrre Kausrud, Lawrence Kirkendall, Inger Måren, Erlend B. Nilsen, Eva B. Thorstad, Anders Nielsen and Gaute Velle (2019) Assessment of the risk to Norwegian biodiversity from import of wrasses and other cleaner fish for use in aquaculture. Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species (CITES) of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2019: 15, ISBN: 978-82-8259-330-4, ISSN: 2535–4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway

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.

Whittaker BA, Consuegra S, Garcia de Leaniz C. Genetic and phenotypic differentiation of lumpfish (*Cyclopterus lumpus*) across the North Atlantic: implications for conservation and aquaculture. PeerJ. 2018;6:e5974. Published 2018 Nov 20. doi:10.7717/peerj.5974

Zimmermann F, Jenssen M, Nedreaas K, Søvik G, Hjelset AM, Bakke S (2020). Kunnskapsgrunnlaget for taskekrabbe langs norskekysten. Rapport fra Havforskningen, 2020–4. ISSN: 1893-4536, 28 pp.
<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2020-4>

Woll A, Solevåg SE, Hansen Aas G, Bakke S, Skiftesvik AB, Bjelland R (2013). Velferd leppefisk i merd. Rapport nr. MA 13-07, Møreforsking.

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.

Östman Ö, Eklöf J, Eriksson BK, Olsson J, Moksnes PO, Bergström U (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. Journal of Applied Ecology 53(4): 1138–1147.

10 - Dyrevelferd i norsk fiskeoppdrett

Forfatter(e): Lars Helge Stien, , Nina Sandlund, Rune Waagbø, Øystein Sæle og Tore Kristiansen (HI)



Laks i merd. Foto: Erling Svendsen

10.1 - Innledning

10.1.1 - Fiskevelferd

Fisk er beskyttet av Lov om Dyrevelferd på samme måte som andre produksjonsdyr. Loven sier bl.a. at: «Dyr har egenverdi uavhengig av den nytteverdien de måtte ha for mennesker. Dyr skal behandles godt og beskyttes mot fare for unødige påkjenninger og belastninger» (§3) og at «Dyreholder skal påse at driftsformer, metoder, utstyr og tekniske løsninger som brukes til dyr er egnet til å ivareta hensynet til dyrenes velferd» (§8). Dette er klare krav, men hva som menes med «dyrenes velferd» og «unødige påkjenninger og belastninger» eller hvor grensen går, er uklart og har store rom for fortolkning. I de nylig publiserte kunnskapssoppdateringene om velferd og velferdsindikatorer hos laks og regnbueørret (Noble mfl. 2018, 2020) blir fiskevelferd definert som «livskvalitet som oppfattet av dyret selv». Denne definisjonen samsvarer godt med hvordan folk flest oppfatter begrepet dyrevelferd, der særlig dyrenes selvopplevde lidelser er hovedgrunnen til at de bekymrer seg for dyrenes velferd. Vi kan selvsagt ikke måle direkte hva dyrene opplever, men ved å observere fiskenes helse og fysiologiske tilstand og atferd, samt om oppdrettsmiljøet oppfyller fiskenes kjente miljøkrav, kan vi likevel få gode indikasjoner på hvordan de har det (Noble mfl. 2018, Kristiansen mfl. 2020).

For at fiskene skal oppleve god velferd må de tilbys miljøforhold og omgivelser de er i stand til å tilpasse seg og mestre. Indikatorer på god mestring er for eksempel at de er friske og sunne, vokser normalt og har normal atferd. Ved håndtering av fiskene må det brukes metoder som ikke er smertefulle eller skader fiskene, og de må ikke utsettes for miljøforhold som påfører de langvarig stress og belastning. Indikatorer på dårlig velferd er sykdom, parasitter, sår og skader, dårlig vekst og avmagring, og avvikende atferd, som f.eks. at de står og sturer langs nota og viser liten respons

på føring (Noble mfl. 2018, 2020). At noen fisk dør er selvfølgelig også en indikator på dårlig velferd, da vi må anta at de har opplevd kortere eller lengre perioder med dårlig velferd før de døde, og vi må regne med at det også er flere syke eller skadete fisk i oppdrettsenheten.

10.1.2 - Mål og omfang

Som et grunnlag for risikovurderingen, vil vi videre i teksten gå gjennom kunnskapsstatus for velferd hos oppdrettslaks i settefiskfasen og i sjøfasen, og velferd for rensefisk i sjø. I fremtidige versjoner av rapporten ønsker vi også å inkludere velferd til rensefisk i settefiskfasen, og velferd til andre viktige arter som regnbueørret, kveite og torsk.

[Les mer om risikorapporten](#)

[Kapittel 10 i risikorapporten](#)

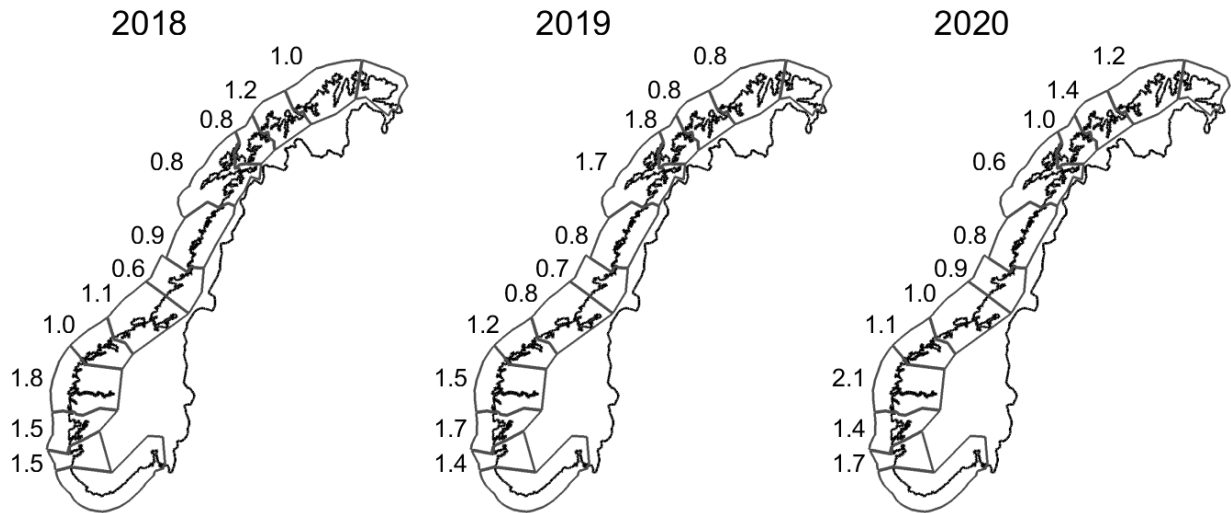
10.2 - Dødelighet som velferdsindikator

10.2.1 - Datakilder

Den eneste velferdsindikatoren som oppdretterne rapporterer regelmessig til Fiskeridirektoratet er antall fisk som dør i oppdrettsenhetene. Antall fisk og estimert snittvekt i begynnelsen av måneden og antall døde i måneden før rapporteres hver måned for hver enkelt oppdrettsenhet som er i drift. I tillegg rapporteres lusetellinger og –behandlinger, og temperatur på 3 m dyp, ukentlig til Mattilsynet. Hvis fisk blir flyttet fra en oppdrettsenhet til en annen (f.eks. i forbindelse med en avlusing) er det vanskelig eller umulig å følge en fiskegruppe gjennom en hel produksjon og beregne dødeligheten for hele produksjonsperioden. For å omgå dette problemet har vi valgt å benytte kun månedlig dødelighet som velferdsindikator i dataanalysene under. Disse analysene kunne ha blitt gjort betydelig mer nøyaktig og gitt bedre informasjon hvis hver fiskegruppe hadde en "fiskegruppe-ID" som fulgte de gjennom produksjonen.

10.2.2 - Dødelighet per produksjonsområde

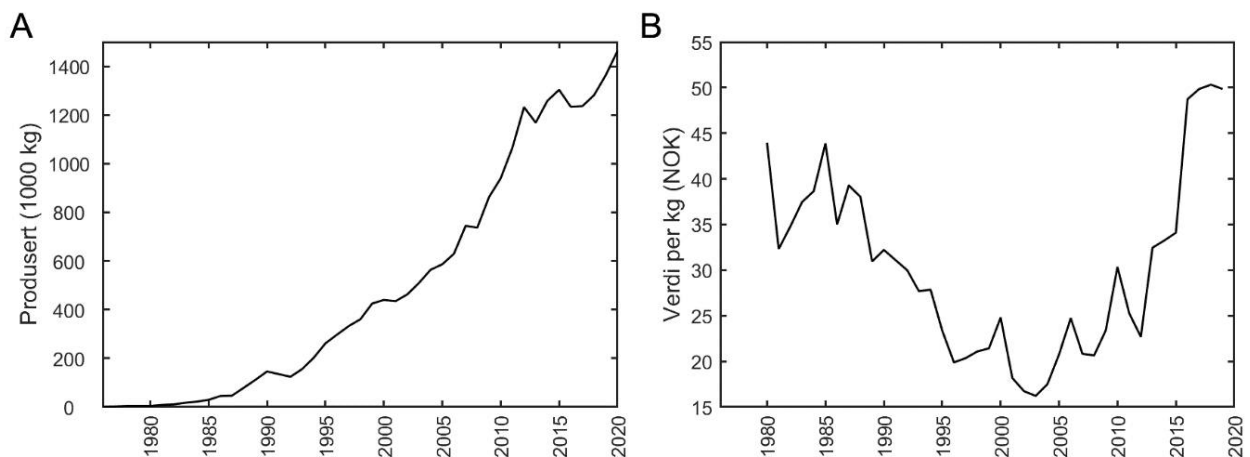
Gjennomsnittlig månedlig dødeligheten for laks i sjø er relativt stabilt fra år til år for de ulike produksjonsområdene (PO) (figur 10.1). Gjennomsnittsdødeligheten per måned kan variere noe fra år til år på grunn av variasjon i hvilken produksjonsfase og fiskestørrelser som dominerer i det aktuelle produksjonsområdet de ulike årene. Innenfor hvert produksjonsområde vil det også være anlegg som har vesentlig høyere eller lavere dødelighet enn snittet. Typisk så er dødeligheten høyest på Vestlandet og lavest i Nord-Trøndelag og Helgeland, hvor gjennomsnittlig månedlig dødeligheten har vært opp til 3 ganger høyere på Vestlandet. Dette skyldes til dels høyere forekomster av sykdom (særlig PD) og mer behandling mot lakselus i sør (Figur 10.10), som igjen kan ha sammenheng med høyere temperaturer og at anleggene ligger tettere. Tjue nitten skiller seg ut med uvanlig høye verdier for PO9 og 10, som skyldes at dødeligheten for disse produksjonsområdene var over 12 % i mai 2019 på grunn av oppblomstringen av giftalger. I 2020 var disse tilbake på normal snittdødelighet per måned. I 2020 skiller PO4 seg ut med høyest dødelighet, som trolig kan forklares med at dette produksjonsområdet hadde uvanlig høy forekomst av PD dette året.



Figur 10.1. Gjennomsnittlig prosent døde oppdrettslaks per måned for årene 2018, 2019 og 2020 for PO 2 til 12. PO1 (Sørlandet) og 13 (Østinnmark) er ikke inkludert siden det her er svært få lokaliteter å basere beregningene på.

10.3 - Oppdrettslaks

10.3.1 - Atlantisk laks som oppdrettsart

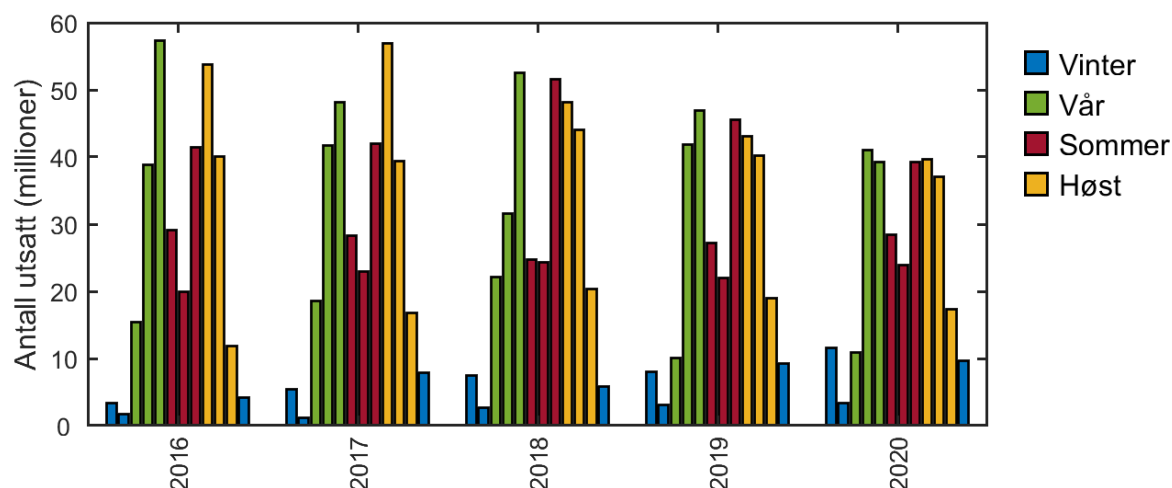


Figur 10.2. Mengde slaktet laks (A) og pris per kg (B) siden 1980 og frem til i dag. Kilde: Fiskeridirektoratet og Statistisk Sentral Byrå.

Laks er relativt stor ved klekking, tåler store miljøforskjeller og vokser raskt i oppdrett. Dette, kombinert med gode priser, gode naturgitte miljøforhold, langsiktig avlsarbeid og forskning, og mange driftige innovatører har gitt en nesten eksponentiell produksjonsvekst fra oppstarten på 1970-tallet og frem til dagens produksjon av vel 1,3 millioner tonn oppdrettslaks (figur 10.2). Veksten var særlig stor i perioden 1992 til 2012, men til tross for høye priser og mål om videre vekst, har den årlige produksjonen vært relativt stabil fra 2012 til 2019 frem til i dag (figur 10.2). Årsaken til dette kan i stor grad forklares med begrensninger i forhold til nye etableringer pga. for mye lakselus i de ulike produksjonsområdene. Selv om det nå utvikles nye oppdrettsteknologier, så er industrien fortsatt altoverveiende bygd på at yngelen først klekkes og oppdrettes i ferskvann i kar på land (settefiskfasen), før den etter å ha gjennomgått sjøvannstilpasning (smoltifisering) flyttes til merder i sjø (matfiskfasen/sjøfasen), hvor den vokser fra rundt 100 g til den

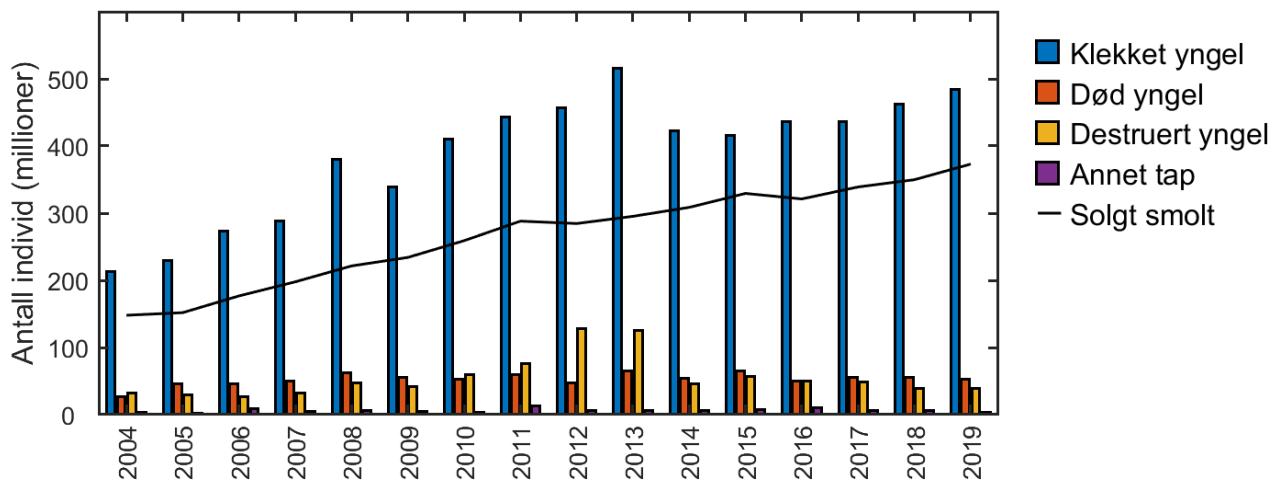
når slaktestørrelse ved 4-7 kg.

Oppdrettslaks er tilpasset livet i oppdrett gjennom mange generasjoner av selektivt utvalg av familier med de beste egenskapene, og vokser nå langt raskere under oppdrettsbetingelser enn avkom fra vill laks (Solberg mfl. 2013). Raskere vekst kan imidlertid komme med kostnader som ryggrads-deformiteter, unormal hjertemorfologi og at fisken blir mindre robust (Jonsson mfl. 2006). Ved å holde stamfisken og lakseyngelen innendørs kan en manipulere daglengde og temperatur og omstille laksens biologiske klokke. På denne måten får en laksen til å vokse raskere og smoltifisere på andre årstider enn i naturen. Det har i de seneste årene også blitt vanlig å tilsette salt til fôret for å gjøre fisken tidligere tilpasset saltvann (Striberny mfl. 2021). Som resultat av dette settes det nå ut laks i sjøen året rundt (figur 10.3). Dette kan gi smolten nye utfordringer i forhold til at den møter en årstid med andre vannmiljø og patogener enn vill laksesmolt. Laksen blir også holdt i et fjord- eller kystmiljø med store årstidsvariasjoner, mens den i naturen ville dradd på lange vandringer i havet for å finne gode oppvekstmiljø.



Figur 10.3. Antall laks registrert satt ut i merder januar til desember 2016-2020. Vintermånedene (desember-februar) er markert som blå søyler, vårmånedene (mars-mai) som grønne søyler, sommermånedene (juni-august) som røde søyler og høstmånedene (september-november) som oransje søyler. Kilde: Fiskeridirektoratet, filter fisk < 300g.

10.3.2 - Velferd til laks i settefiskfasen



Figur 10.4. Produksjon av lakseyngel og laksesmolt i årene 2004-2019. Stolpediagrammet viser totalt antall klekt yngel per år (blå stolper), antall rapportert som død (røde stolper), antall rapportert som destruert (oransje stolper) og antall rapportert som rømt og annet svinn (lilla stolper). Linjen indikerer antall laksesmolt solgt for utsett i sjø det angitte året. Kilde: Fiskeridirektoratet, tall for 2019 er oppgitt som foreløpige.

Antall solgte laksesmolt ble mer enn doblet fra 148 millioner i 2004 til 373 millioner i 2019 (figur 10.4). For å produsere laksesmolten har det siden 2010 årlig blitt klekket over 400 millioner lakseeegg, hvor 75-80 % vokste opp til salgbar smolt. Dødeligheten i klekkeriene varierte i perioden 2004-2019 fra 27 til 65 millioner individ 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. Også mellom 3 og 13 millioner lakseyngel og parr er også oppgitt som rømt eller som "annet svinn" ulike år. Totalt sett betyr det at antall fisk som dør i settefiskanleggene er høyere enn i sjøfasen, noe som indikerer betydelige velferdsproblemer også her.

10.3.2.1 - Naturlig atferd

I sitt naturlige miljø i elvene lever lakseparr nær bunnen hvor de er territorielle og viser aggresjon og forsvaret området mot andre individer som kommer for nær. Parren står i stor grad på samme sted og venter på insekter og andre byttedyr som kommer drivende med strømmen, for å pile opp å ta de når de kommer innen rekkevidde (Metcalf mfl. 1997). Lakseparr kan også være aggressive i kar, men aggresjonsnivået reduseres ved høyere tetthet (Cañon Jones mfl. 2011), trolig fordi det ikke lønner seg eller er mulig å forsvare territorier når det er for mange andre fisk til stede. I oppdrettskar oppfører parr seg mer som en stimfisk, hvor de aller fleste individene står mot strømmen og stimen er fordelt i hele vannsøylen. Spiseatferden med raske utfall mot drivende fôrpartikler (pellets) fra en posisjon i vannstrømmen finner en også i kar, og parr samler seg ikke i fôringsområdet på samme måte som postsmolt (Folkedal mfl. 2012). Mengden fôr, både sett i forhold til hvor ofte et individ treffer på en fôrpartikkel, og hvor mye energi det inneholder, er svært forskjellig i oppdrett og i naturen. Dette fører til at oppdrettet parr normalt har kontinuerlig tilgang på mat og har rask vekst, i motsetning til hos vill parr hvor førtilgangen er svært variabel og usikker og veksten er betraktelig lavere. Det fører også til at oppdrettsparr i mindre grad opplever positive overraskelser som aktiverer hjemens belønningssystem. Studier har også vist at parr i kar med miljøberikelse har lavere stressnivå enn parr i vanlige kar med nakne vegger (Näslund mfl. 2013).

10.3.2.2 - Forutsetninger for liv i kar

Laks er en robust fiskeart som tåler å oppdrettes i høye tettheter helt fra klekking. Med robusthet mener vi her den fysiologiske og mentale evnen til å håndtere ulike miljøforhold og miljøforandringer. Dette avhenger både av den

fysiologiske tilstanden fisken er i og hvilke energireserver den har, men også hvilken erfaring den har med lignende endringer og om den er i stand til å tilpasse stressresponsen til den aktuelle trusselen. F.eks. ser en at første gang en laks utsettes for en stressor (som kosting i karet) vil de ha et svært høyt oksygenforbruk, men denne responsen reduseres gradvis hvis dette gjentas over flere dager og fisken lærer at dette er noe den kan mestre (Madaro mfl. 2016).

Laksen klekkes med en solid matpakke som varer i 6-7 uker før de må finne sin egen mat. Ved startfôring er laksen bare rundt 0,2g, men likevel relativt stor i forhold til andre fiskelarver og kan startfôres med tørrfôr. En kombinasjon av selektiv avl, stor tilgang til energirikt fôr og manipulering av lys og temperatur for å maksimere vekst har ført til at vekstraten til oppdrettsparr er enorm i forhold til vill parr. Mens de fleste ville laks lever flere år i elva før de smoltifiserer og vandrer ut i sjøen, kan en oppdrettslaks vokse fra nyklekket yngel til en hundregrams smolt på 10 måneder. De siste årene har også mange oppdrettere tatt i bruk et saltholdig "smoltfôr" som gir raskere sjøvannstoleranse og behov for kortere eller ingen periode med lange mørke netter ("vintersignal").

Selv om rask vekst ofte brukes som en indikator for god velferd er det mye som tyder på at hurtig og sesonguavhengig smoltproduksjon kan medføre at noen organer og funksjoner ikke rekker å henge helt med i utviklingen, og smoltifiseringsprosessen kan være ufullstendig (Striberny mfl. 2021). Høy vekst i ferskvannsfasen øker for eksempel risikoen for skjelettdeformasjoner (Fjelldal mfl. 2006) og avvikende hjertemorfologi (Frisk mfl. 2020). Laks som har hatt langsommere vekst i ferskvannsfasen vil ofte helt eller delvis kompensere for dette med raskere vekst seinere i livet (Vindas mfl. 2016; Frisk mfl. 2020).

10.3.2.3 - Stress og skader

I løpet av settefiskfasen sorteres, telles og flyttes fisken flere ganger til nye og større kar ettersom den vokser til, og ved vaksinerings vil den bli pumpet fra karet til en vaksineringsstasjon, men utenom dette håndteres typisk fisken minst mulig. Vaksinerings gir risiko for feilstikk, bivirkninger, og fører til økt plasmakortisol i minst 72 timer etter vaksinerings (Noble mfl. 2018). Den høye tettheten kan være en kilde til kronisk stress og aggresjon fra andre fisk kan føre til finnebiting og sår (Näslund mfl. 2013, 2014), men det finnes også studier som ikke finner negative effekter på velferd ved tettheter i området 21-86 kg/m³ så lenge vannkvaliteten og fôrrasjoner blir holdt som anbefalt (Hosfeld mfl. 2009). Særlig ved stopp i fôrtilførselen er det observert økt frekvens i finnebiting (Vindas mfl. 2012).

Dagens rapportering av dødelighet skjer månedlig og det er derfor ikke mulig å knytte disse tallene opp mot konkrete hendelser som vaksinerings, men i en spørreundersøkelse svarte settefiskoppdrettere at vaksinerings, sortering og transport medfører risiko for dødelighet (Småfiskvel, Tørud mfl. 2019). Det ble også påpekt at (i utekar) kan predatorer være svært stressende for fisken (Tørud mfl. 2019). I 2018 var det 184 settefisktillatelser i drift (Kilde: Fiskeridirektoratet), og dette året mottok Mattilsynet 58 meldinger om velferdsmessige hendelser i settefiskanlegg (Tørud mfl. 2019). To av disse var relatert til vaksinerings, en til telling, en til pumping, en til naturkrefter og resten som 'uavklart dødelighet' eller 'annet'. I spørreundersøkelsen til settefiskanlegg oppga 87 % av anleggene at de hadde forekomst av sår, og at sår og finneslitasje var blant de velferdsindikatorene settefiskoppdretterne brukte mest (Tørud mfl. 2017).

10.3.2.4 - Sykdom og parasitter

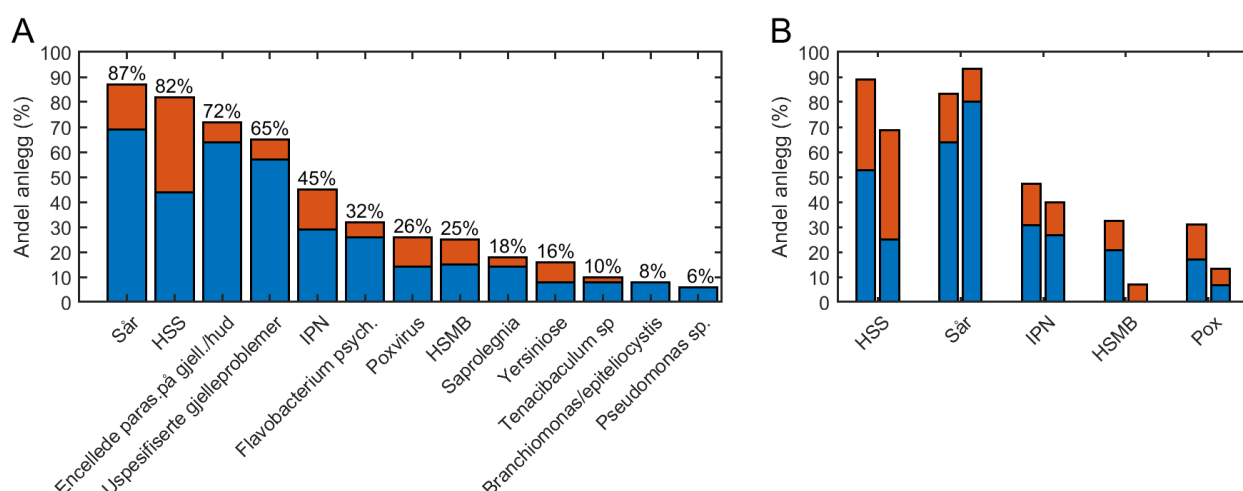
Laks lever en relativt beskyttet tilværelse i settefiskanlegg (i ferskvann) og i forhold til sjøfasen er settefiskfasen forbundet med færre sykdomsproblemer. Rett etter klekking kan dårlig eggkvalitet og sopp gi høy dødelighet og fisk som dør før de er 3 g stod for 44 % av den totale dødeligheten i settefiskfasen (Tørud mfl. 2019). Soppsykdommer forekommer fra tid til annen og fisken eksponeres jevnlig for dette gjennom vannet. Problemer med eggsporesoppen *Saprolegnia* sp. forekommer og 18 % av respondentene i Småfiskvel-undersøkelsen svarte at dette hadde vært påvist på deres settefiskanlegg (figur 10.4), men at utbrudd ofte er knyttet til svekket fisk (Tørud mfl. 2019).

Av sykdommer av ikke infeksjøs årsak, trekker Fiskehelsesrapporten til Veterinærinstituttet frem nefrokalsinose og hemoragisk smolt syndrom (HSS) som de to lidelsene som øker mest i omfang (Sommerset mfl. 2020). HSS ble identifisert som den alvorligste dødelighetsårsaken i Småfiskvel-prosjektet (figur 10.4). HSS oppstår gjerne i forbindelse

med smoltifisering og gir blant annet blødninger i fettvev og indre organer og fisken blir anemisk. Nefrokalsinose er deponering av kalkholdig materiale i nyrevevet og urinveiene og er blitt kalt fiskens nyrestein. Årsakene er ikke klarlagt, men dårlige miljøforhold som høyt CO₂ nivå er sett på som risikofaktor. Sykdommen regnes som en produksjonslidelse og det er så langt ikke knyttet noe patogen til den. Problemene synes å være økende både i RAS og gjennomstrømningsanlegg.

I Midt- og Nord-Norge har man inntil nylig hatt en del problemer med utbrudd av Yersiniose (forårsaket av bakterien *Yersinia ruckeri*). Utbruddene har ofte vært knyttet til spesifikke anlegg som har slitt med problemet, og de fleste utbrudd i sjø kan spores tilbake til settefiskanlegg. Vaksinerer ser nå ut til å ha bedret situasjonen (Sommerset mfl. 2020).

I settefiskanlegg som har tilgang til saltvann for å bufre vannet og også i forbindelse med smoltifiseringen utsettes smolten for marine patogener, men til tross for dette kom det ikke fram tydelige forskjeller i smittestoff og lidelser i Småfiskvel-undersøkelsen, bortsett fra høyere forekomst av HSMB, i anlegg med vs. uten sjøvannsinntak (figur 10.4). Samtlige av anleggene i Småfiskvel-undersøkelsen oppga at de desinfiserte sjøvannet. Problemene man tidligere hadde med infeksjøs pankreas nekrose (IPN) er mer eller mindre forsvunnet med utviklingen av den resistente «QTL-fisken» (Sommerset mfl. 2020). Til tross for dette var det likevel nesten halvparten av respondentene Småfiskvel-undersøkelsen som svarte at IPN hadde vært påvist (figur 10.5). Spørsmålet var imidlertid stilt slik at det er mulig at respondentene svarte ut fra et historisk perspektiv.

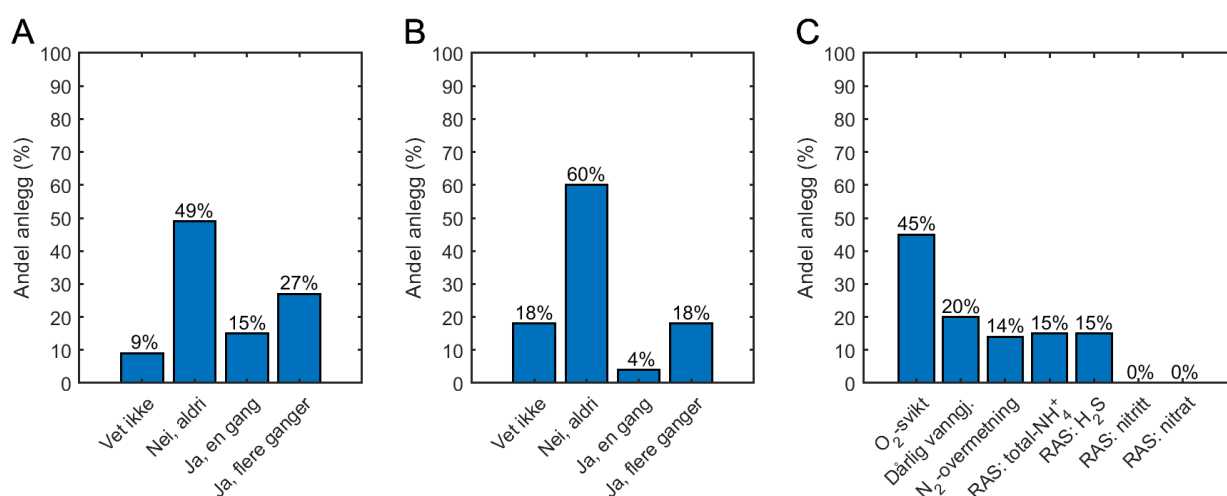


Figur 10.5. A) Forekomst av utvalgte smittestoff eller lidelser påvist i settefiskanleggene som responderte i spørreundersøkelsen til Småfiskvel prosjektet. (blå – andel påvist, men lav dødelighet; rød – andel påvist med moderat til høy dødelighet) B) Sammenlikning av utvalgte lidelser med moderat eller høy dødelighet i anlegg med (venstre søyle) eller uten sjøvannsinntak (høyre søyle). Figurer og data er reprodusert med tillatelse fra Tørud et al., 2019.

10.3.2.5 - Vannmiljø i settefiskanleggene

Det er i hovedsak to ulike former for settefiskanlegg. I gjennomstrømningsanlegg erstattes vannet som renner gjennom anlegget fortløpende med nytt friskt vann. De fleste anlegg har ikke nok vanntilførsel til å gi fisken nok oksygen og tilsetter derfor ekstra oksygen. Produksjonen av karbondioksid fra fiskens respirasjon øker proporsjonalt med oksygenforbruket, men siden CO₂ nivåer over 15ppm er skadelig for fisken bør dette reduseres vha. med CO₂-luftere i karene. I resirkuleringsanlegg (RAS) filtreres, luftes og oksygeneres nesten alt vannet slik at det kan gjenbrukes, og bare en liten del av vannet erstattes daglig. Gjennomstrømningsanlegg kan være sårbare overfor sesongmessige variasjoner og plutselige endringer i vannkvaliteten, f.eks. ved snøsmelting, mye nedbør, eller langvarig varme. RAS-anlegg er avhengig av gode vannrensingssystemer, stabile biofiltre og at det ikke er for mye fisk i vannet i forhold til biofiltrenes kapasitet.

I Småfiskvel-undersøkelsen oppga nesten 75 % av gjennomstrømningsanleggene at de hadde system for kontinuerlig overvåking av temperatur og oksygen, og minst ukentlig måling av CO₂ (Tørud et al. 2019). Ca. 20 % av anleggene i undersøkelsen rapporterte at de til tider målte for høye CO₂-verdier i avløp. Selv om 85 % rapporterte at de målte pH i innløpsvann og noen færre i avløpsvannet, var det kun 50 % som målte pH-ukentlig. En annen risikofaktor er at oppvarming av kaldt inntaksvann, eller lekkasjer med innsuging av luft, fører til N₂-overmetting. For RAS-anlegg er det i tillegg avgjørende å måle totalt ammonium-nitrogen, nitritt og nitrat for å vite om biofilteret fungerer som det skal (Tørud et al. 2019). I undersøkelsen var det nesten 40% av RAS-anleggene som målte dette daglig (Tørud et al. 2019). Over 40 % av anleggene rapporterte at de hadde hatt akutte hendelser der vannkvaliteten hadde gitt dårlig fiskevelferd, og over 20% at de hadde hatt kronisk dårlig vannkvalitet (figur 10.6). Oksygensvikt var den klart vanligste årsaken til dødelighet sammen med dårlig vanngjennomstrømning (figur 10.6), men også nitrogenovermetning og i RAS-anleggene ammonium- og svoveldioksid-forgiftning ble angitt som årsaker til akutt dødelighet i 15% av anleggene (figur 10.6).



Figur 10.6. Hendelser der akutt dårlig vannkvalitet (A) eller kronisk dårlig vannkvalitet (B) har gitt dårlig fiskevelferd. C) Årsak til dødelighet. Prosentene angir hvor mange av anleggene i spørreundersøkelsen som har opplevd dette de siste 3-5 årene. Figurer og data er reprodusert med tillatelse fra Tørud et al. 2019.

10.3.2.6 - Fôr og føring

For at fisk i oppdrett skal ha god velferd må de ha tilgang til næringsrik og sunn mat som tilfredsstiller deres fysiologiske behov gjennom hele produksjonen. Dette betyr at de må få mat av en størrelse den kan spise, riktig sammensetning av næringsstoffer, og i tilstrekkelige mengder og riktig fordeling til at alle fiskene får tilgang til mat. Tidligere ble fôret i hovedsak produsert av marine råvarer og bestod essensielt av det samme som oppdrettsfisker spiser i vill tilstand. Det siste tiåret har det imidlertid på grunn av råvaremangel vært en overgang til mer bruk av planteproteiner og –oljer (Aas mfl. 2019). Dette gjør seg mest gjeldende i fôr til laks i sjøfasen, da fôr-volumet til stor fisk nødvendigvis er mye større enn til liten pre-smolt. Nye råvarer har annen sammensetning av næringsstoffer enn de marine råvarene, både i mengde og kjemisk form. Det er derfor viktig at behovet for de enkelte næringsstoffer oppfylles gjennom riktig sammensetning av råstoff og eventuelle tilsetninger av spesielle næringsstoffer som det lett kan bli for lite av ved bruk av planter eller andre fôr råstoffer. Planteråstoff har også andre risiki enn marine ressurser med tanke på uønskete stoffer, for eksempel plantevernmidler, soppgifter og naturlige antinæringsstoffer som kan gjøre enkelte næringsstoffer lite tilgjengelig (Glencross mfl. 2020). Det naturlige antinæringsstoffet som har forårsaket de største problemene er sannsynligvis saponiner som det finnes spesielt mye av i belgfrukter, som soya. Saponiner forårsaker lekkasje i tarmen slik at bakterier trenger inn og forårsaker betennelsesreaksjoner. Derfor renses alt soyamel for disse stoffene før det kan brukes i fiskefôr i dag. Rent historisk har de fleste store endringer i fôrmidler til oppdrettsfisk medført uønskete innslag av velferdslidelser som beindeforvitelse, katarakt og redusert motstand mot stress og infeksjøs sykdommer (Waagbø 2008). Dette er ofte knyttet opp mot interaksjoner mellom ernæring og miljøbetingelser

i et intensivt oppdrett (Waagbø mfl. 2020). Ved bruk av planteråstoff har man sett økte innslag av beindeforvitninger og endret motstand mot stress og infeksjøs sykdommer (Waagbø 2006; 2008; Bæverfjord mfl. 2019). Dette har vært knyttet opp mot redusert mengde og tilgjengelighet av fosfor og andre mineraler, samt endret balanse av essensielle fettsyrer med relativt mer omega-6 fettsyrer og mindre omega-3 fettsyrer i fôret (Torstensen mfl. 2013; Sissener mfl. 2016). Det er usikkert hvor stor betydning endringene i næringsstoffer og uønskete stoffer har å si for fiskens velferd. Her vil store variasjoner i innhold kunne øke usikkerheten.

Perioder uten fôring forekommer i løpet av produksjonen for å ivareta fiskens velferd under ulike håndtering, vaksinasjon, behandlinger og transport. Dette er også knyttet til utfordringer med vannkvalitet under transport og fiskens respons til fysisk stress. For eksempel skal sulting før transport og slakt ivareta vannkvaliteten under lukket transport (mindre ammoniumutskilling, oksygenforbruk, akkumulert karbondioksid), øke fisken kapasitet for å håndtere trenging og stress, og ivareta hygieniske forhold med tom tarm ved slakt. Korttidssulting i forbindelse med håndtering og transport utgjør liten risiko for fiskens velferd.

Behovet for de energigivende og essensielle næringsstoffene varierer med fiskens alder og livsfaser, med antakelse om at yngre fisk trenger mer proteinrike fôr som er rikere i mikronæringsstoffer. Dette ble delvis bekreftet i et nylig avsluttet EU prosjekt ARRANA, som blant annet studerte behov hos næringsstoff hos laks i ferskvann og saltvann (Hamre mfl. 2016; Hemre mfl. 2016; Prabhu mfl. 2020). Dette er basert på høyere vekstrate og metabolisme, utviklingen av fordøyelsessystemet, forskjellig forhold mellom de energigivende næringsstoffene i fôret hos yngre fisk, og metabolske endringer gjennom smoltifiseringen.

Det er liten sannsynlighet for direkte mangel av essensielle næringsstoffer i fôr til laks i ferskvann og saltvannsfasene. Årsaker til mangel kan komme av endringer i råvarer, manglende eller feil i tilsetning, interaksjoner mellom fôrkomponenter eller antinæringsstoffer, tap under produksjon og lagring av fôret eller utlekking fra småpartikulært fôr. Forskningen over har imidlertid avdekket suboptimalt innhold av utvalgte næringsstoff i fôrene. Basert på den benyttede forsøksdesignen i disse fôringsforsøkene må det mer kunnskap til for å klarlegge det optimale innholdet av disse næringsstoffene for å ivareta vekst og velferd. Fokuset har vært spesielt rettet mot næringsstoff som knyttes til hyppig forekommende velferdslidelser i næringen, som beindeforvitnet og kataraktutvikling.

For lavt innhold og tilgjengelighet av beinmineralet fosfor i fôret fører til beindeforvitninger, spesielt hos rasktvoksende laks og triploid laks. Fosfor kan tilsettes fôret, men man må samtidig ha kontroll over de lokale miljøeffektene som gir seg utslag i eutrofiering av høyt fosfor i fôret. Fosforutslipp fra lakseoppdrett i Norge var estimert til 9400 tonn i 2009, tilsvarende 9,3 Kg per tonn produsert laks. Dette ble evaluert til å ikke påvirke miljøet negativt (Wang et al., 2012). Mange mineraler har etter Matloven og Forskrift om fôrvarer en øvre grenseverdi satt av nasjonale og internasjonale myndigheter (Mattilsynet og EFSA). For mineralet sink ble denne grenseverdien nylig redusert fra 200 til 180 mg/kg for laksefisk, hovedsakelig med bakgrunn i miljøhensyn. Nyere forskning har på den annen side vist et økt behov for sink opp mot grenseverdien i stor laks gitt plantebaserte fôr i sjøvann. Dette illustrerer et dilemma mellom å dekke fiskens behov for sink og samtidig beskytte det lokale miljøet mot unødig utslipp. En ideell mer bærekraftig løsning ligger i å gjøre fôrets og fôringrediensenes naturlige innhold av sink mer tilgjengelig eller benytte mer tilgjengelige former for sink i fôret. Et studium med økende mengder av mineralet mangan, tilsatt i uorganisk eller organisk form til plantebaserte fôr viste at organisk mangan hadde dobbelt så god tilgjengelighet som uorganisk mangan (Prabhu mfl. 2019). Med tanke på fôrmengdene som benyttes i norsk lakseoppdrett per år (ca 1,8 millioner tonn) og gjennomsnittlig innhold av mangan i norske fôr (47 mg/kg; Sele mfl. 2019), er potensialet en reduksjon i utslipp i norske fjorder fra ca. 80 til 32 tonn per år. Unødig høye nivå av mineraler i fôret har potensielt velferdsmessige utfordringer knyttet til interaksjoner på opptak og status med andre mineraler hos fisken, noe som kan føre til suboptimal ernæringsstatus.

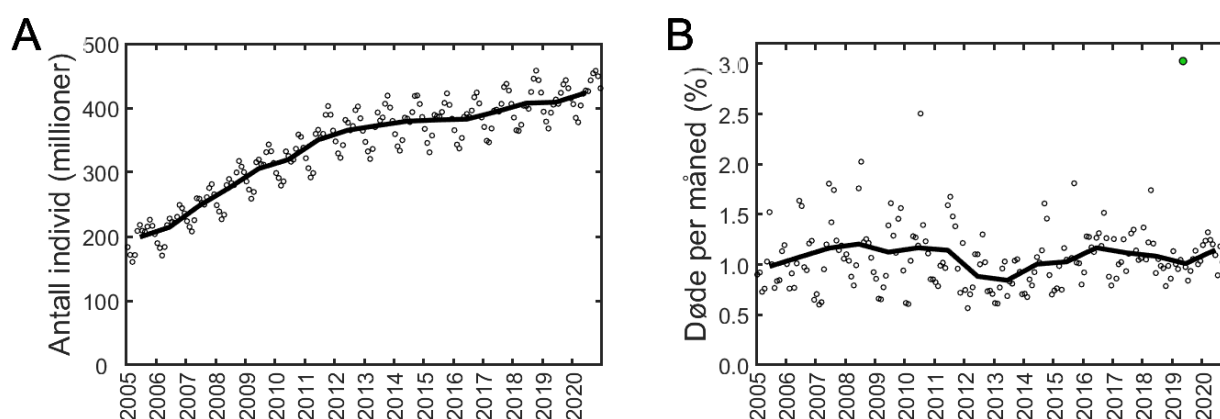
Mangel på aminosyren histidin er satt i sammenheng med utvikling av katarakt (grå stær) hos oppdrettslaks (Waagbø og Remø 2020). Dette er knyttet opp til lave nivå av en histidinforbindelse (NAH) i laksens linse. I praktisk oppdrett vil laksesmolt gitt kommersielle fôr uten tilsetning av histidin ha økt risiko for utvikling av katarakt når temperaturen stiger, selv om behovet for vekst er dekket (Remø mfl. 2014). Regnbueørret gitt samme fôr er ikke tilsvarende sensitiv, mens triploid laks er mer sensitiv enn vanlig laks (Sambras mfl. 2018). Med alvorlig kataraktutvikling reduseres fôrinntaket

og man risikerer sekundære lidelser og sykdommer. Ettersom tilsetning av histidin fordyrer fôret, blir det en avveining for oppdretter om når og hvor lenge man bør gi histidinrikt fôr for å redusere kataraktutviklingen. Risikoen for kataraktutvikling hos parr er lavere enn hos smolt i sjø. Hos smolt vil risikoen i hovedsak variere avhengig av histidintilsetning i fôret og vanntemperatur.

For å ha kunnskap om potensielle risikofaktorer og trygge øvre grenser av uønskede stoffer i dagens og fremtidens fiskefôr blir uønskede stoffer som kan påvirke mattrygghet, fiskehelse og miljø i overvåket og studert. Nyere fokus har vært på pesticider og mykotoksiner fra planteråvarer som har blitt produsert og lagret under ugunstige forhold. Stoffene blir undersøkt både med tanke på direkte negative helseeffekter og samspillseffekter med andre gifter eller næringsstoff. Overvåkingen av fiskefôr som Havforskningsinstituttet gjør for Mattilsynet viste i 2018 og 2019 ingen overskridelser av øvre grenseverdier for uønskete stoffer i fôr eller fôrmidler, verken for organiske eller uorganiske (Sele mfl. 2019; Ørnstrud mfl. 2020). Noen av de undersøkte mykotoksinene har imidlertid ikke etablerte grenseverdier ennå. Risikoen for uønskete hendelser med kontaminanter og giftstoffer i fôr og fôrmidler til laks i ferskvann ansees i dag som liten.

10.3.3 - Velferd til laks i merder

Antall laks i sjø, dvs. antall laks som til enhver tid er i sjømerder, økte raskt fra år til år frem til 2012 hvor en for første gang passerte over 400 millioner laks i sjøen deler av året (figur 10.7A). Fra 2013 til nå har veksten vært mer moderat. Antall laks i sjøen varierer gjennom året avhengig av når ny fisk blir satt ut og når stor fisk blir slaktet.



Figur 10.7. Laks i sjø og prosent døde 2005-2019. A) Antall fisk registrert i sjø per måned. B) Prosent døde oppdrettslaks per måned. Sirkler angir månedssverdiene, mens de heltrukne svarte linjene angir snitt månedssverdiene per år (for 2019 er maiverdien (farget grønn) ikke inkludert i årssnittet). Data: Fiskeridirektoratet.

I perioden 2005-12 lå gjennomsnittlig månedlig innrapportert dødelighet for alle størrelser rundt 1 %, men med betydelig variasjon fra måned til måned mellom 0,5-2% (figur 10.7B). I 2012 ble det registrert en tydelig nedgang i dødeligheten, men dødeligheten økte i årene senere til omtrent samme nivå som tidligere, men med noe mindre variasjon enn før 2012 (figur 10.7B). Som vist nedenfor skyldes denne økningen i hovedsak høyere dødelighet etter lusebehandling av større laks. Den svært høye dødeligheten registrert i mai 2019 (figur 10.7B, grønt punkt øverst til høyre) er en utligger som skyldes oppblomstringen av den giftige algen *Chrysochromulina leadbeateri* i deler av Ofoten og Lofoten som tok livet av over 7 millioner laks.

10.3.3.1 - Naturlig atferd

Laks i merder har stor bevegelsesfrihet og kan svømme opp og ned i merden for å finne sitt foretrukne miljø i den grad det er variasjon i dypet (Oppedal mfl. 2011). En oppdrettsmerd er typisk 50 m i diameter og 20–50 m dyp (40.000–100.000 m³) med maksimalt 25 kg fisk per kubikkmeter vann. Sterk strøm, særlig i kombinasjon med liten fiskestørrelse, kan begrense bevegelsesfriheten noe, men i stor grad kan laksen kompensere for strømhastighet ved å

endre svømmemønster og stimatferd, ved å posisjonere seg bak hverandre mens de står på strømmen, for å finne mer hvile (Johansson mfl. 2014).

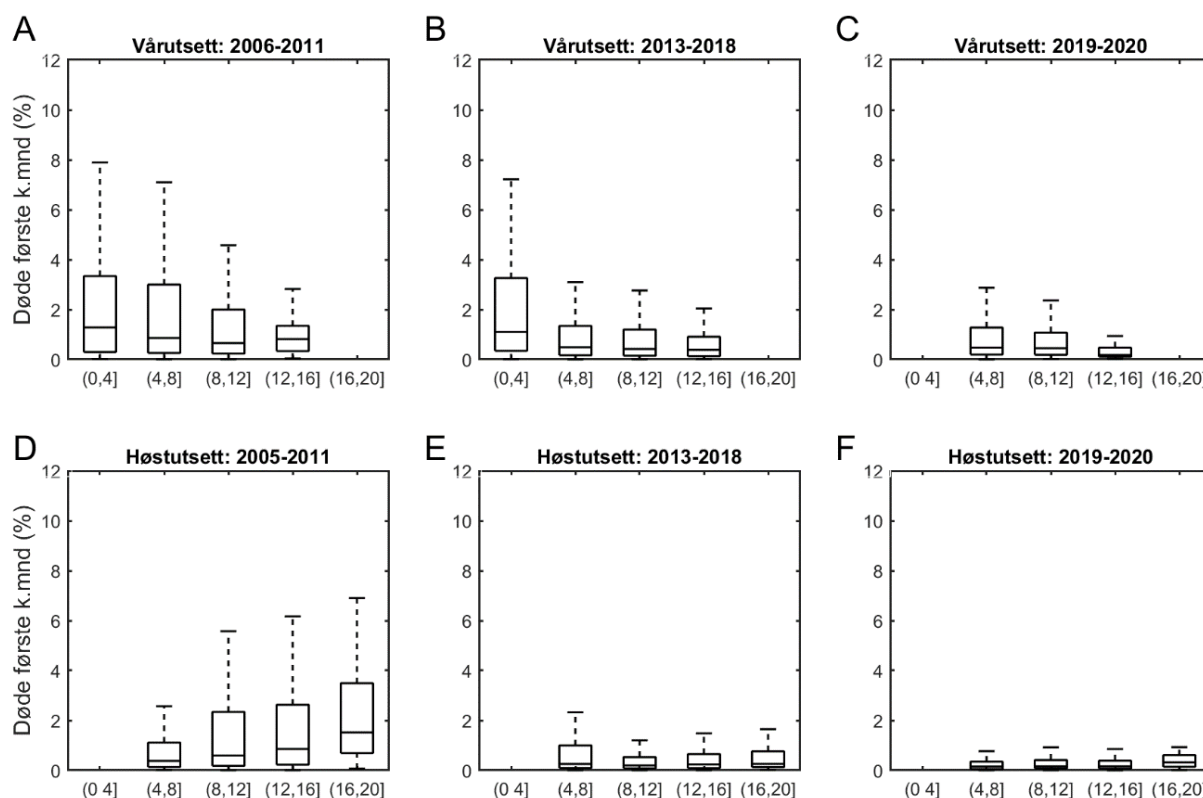
Vill laks vandrer over store avstander fra elva til Norskehavet og Barentshavet på næringssøk, og deretter tilbake til elva den kom fra for å gyte. Hvorvidt næringsvandring er et reelt behov som laks har, og som dermed gir redusert velferd dersom det ikke blir oppfylt, er ikke kjent. Laks i merd har også rikelig tilgang til fôr. Laks som blir kjønnsmoden vil ofte stå på strømmen mot notveggen som et tydelig signal at den har et atferdsbehov mot å vandre inn fjorden og opp i elv for å gyte (Noble mfl. 2018). Ikke-kjønnsmoden laks vil imidlertid normalt stime rundt og rundt i merden. Under dårlige miljøforhold vil sannsynligvis laksen ønske å komme seg bort fra området. Laks er en art som svømmer langt og lenge for å finne bedre vilkår og er en fisk som trolig opplever redusert velferd under suboptimale miljøforhold (Torgersen 2020). For eksempel, så tåler laks som har stått i merder dårlig å bli flyttet fra merdene tilbake til små kar på land. Dette er også vist ved flytting av laks fra store til små kar (Espmark mfl. 2016).

10.3.3.2 - Forutsetninger for liv i merd

Det brukes i dag i hovedsak fire ulike metoder for å sikre at fisken går gjennom smoltifisering og blir tilpasset et liv i sjøvann før den settes ut: naturlig lys og temperatur, ulike former for temperatur- og lysstyring, smoltfôr og sjøvannstilsetning, og kombinasjoner av disse. I Småfiskvel-undersøkelsen svarte 27 % at de benyttet naturlig lys, 65 % lysstyring, 44 % smoltfôr, 29 % sjøvannstilsetning og 11 % annet (Tørud mfl. 2019). Dette er en sårbar fase for fisken og i den årlige spørreundersøkelsen til Veterinærinstituttet ble suboptimal smoltifisering rangert som en av de viktigste årsakene til dødelighet og redusert velferd etter utsett (Sommerset mfl. 2020). Det eksisterer imidlertid ikke noen statistikk over hvor godt de ulike metodene fungerer i praksis.

Hvor godt laksesmolten tåler overgangen fra settefiskanlegg til sjø er en indikator på hvor robust fisken er for livet i merdene. Denne overgangen medfører nødvendigvis risiko for stress og skader i forbindelse med overføring til bil eller brønnbåt, transporttid, vær og sjø -og veiforhold under transport, vannkvalitet i transporttanker, utpumping til merdene. Overføring til en merd medfører også et helt nytt miljø hva gjelder lysforhold, temperatur, vannkvalitet, organismer og patogener og fysiske forhold som laksen må både fysiologisk og atferdsmessig tilpasse seg. Laks som er svekket av transportstress, tidligere sykdom eller som har opplevd sub-optimale oppdrettsbetingelser i ferskvannsfasen har dårligere forutsetninger for å mestre summen av de overnevnte stressfaktorer. En stor risikofaktor for forøket dødelighet er også at ikke alle individene er smoltifisert og kan regulere salt- og vannbalansen i cellene. Utsett med laks der deler av populasjonen er ufullstendig smoltifisert, eller er forbi «smoltvinduet» og har resmoltifisert, vil få langvarig osmotisk ubalanse ved overføring til sjøvann og risiko for høy dødelighet, særlig ved lav sjøvannstemperatur (Sigholt og Finstad, 1990). Dette samsvarer med at rapportert dødelighet i utsettingsmåned er høyest ved 0-4°C (figur 10.8).

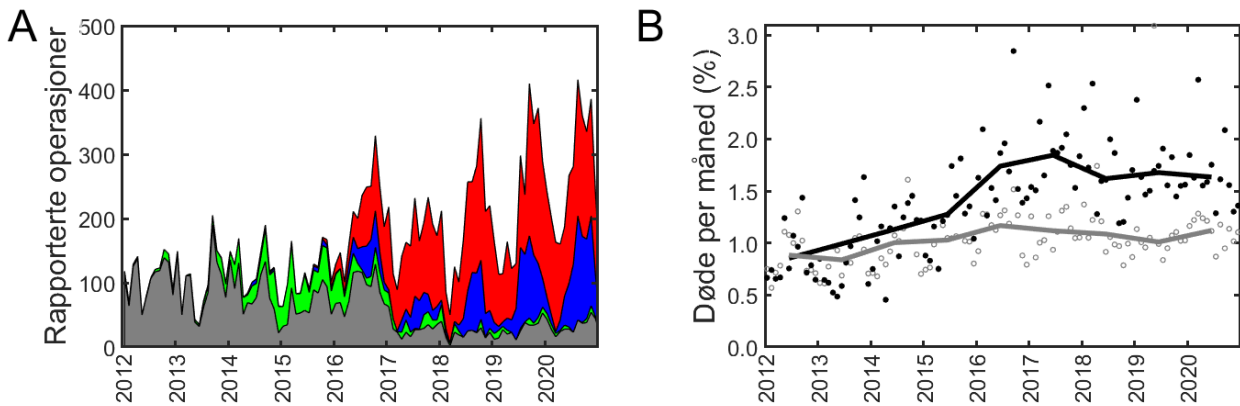
Dataene viser også at dødelighet ved utsett var generelt høyere før 2012 enn etter, og kanskje særlig for høstutsett. I tillegg viser analysen at dødelighet i forbindelse med høy temperatur ved utsett etter 2012 har vært på samme nivå som de moderate temperaturene. I 2019-2020 lå dødeligheten i forbindelse med utsett på samme nivå som årene før på våren, men tydelig lavere dødelighet for høstutsettene (figur 10.7). Basert på dette kan det se ut som at særlig høstmolten nå jevnt over er mer robust enn før. Vi har ikke data på om bedringen skyldes bedre smoltkvalitet, eller om transport og håndteringsmetodene ved utsett har blitt mer skånsom. En medvirkende forklaring på denne nedgangen kan også være introduksjon av lakseegg fra stamfisk selektert for IPN-resistens fra 2010-11, som har ført til at forekomst av denne sykdommen har blitt redusert med mer enn 90%. I 2011-12 gikk rapporterte lokaliteter med IPN kraftig ned, noe som fortsatte ytterligere i 2013, og IPN har ligget på et relativt lavt nivå siden (Sommerset mfl. 2020).



Figur 10.8. Dødelighet samme kalendermåned som utsett ved temperatur mellom 0 og 4 °C, 4 og 8 °C, 8 og 12 °C, 12 og 16 °C og 16 og 20 °C for laks satt ut i første halvdel av året («vårutsett»), andre halvdel av året («høstutsett») for årene 2005-2011, 2013-18 og 2019-2020.

10.3.3.3 - Stress og skader

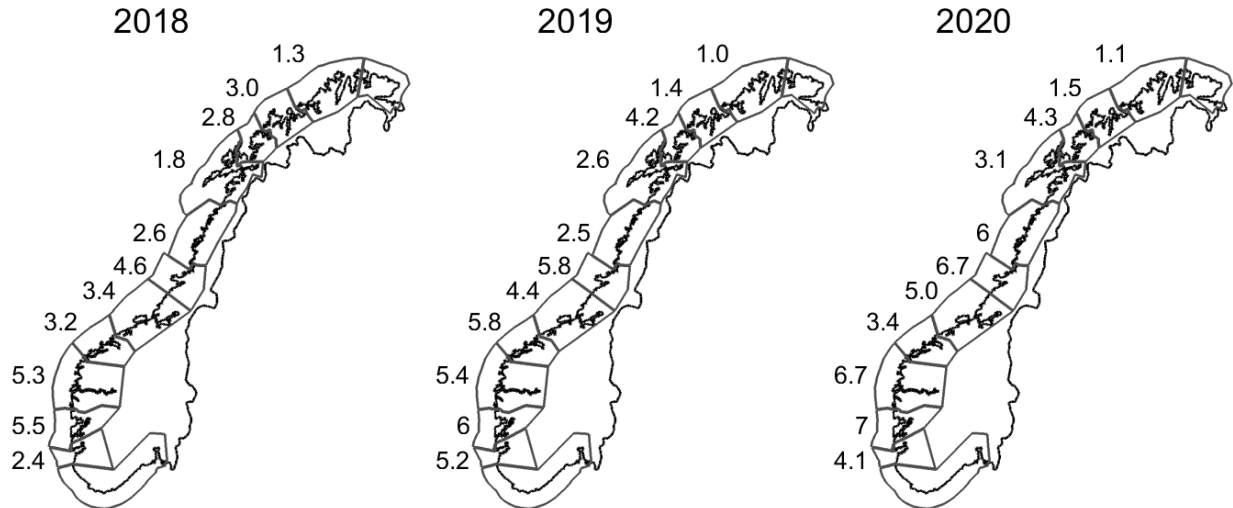
Selv om det rapporteres enkelte tilfeller der stormer, predatorer, forstyrrelser fra røkting og utstyr har stresset fisken og ført til skader, antar vi at dette kun angår en liten del av all oppdrettslaks. Analyse av data fra databasen til Fiskeridirektoratet sammenstilt med innrapporterte avlusingsoperasjoner til Mattilsynet viser tydelig at det er stor risiko for økt dødelighet under avlusingsoperasjoner (figur 10.8). Etter 2012 har metodene for lusebehandling endret seg fra badebehandling med insektgifter (pyretroider eller organofosfater), via hydrogenperoksid til hovedsakelig ikke-medikamentelle metoder (IMM) (figur 10.8). Figuren viser også en stor økning i antall innrapporterte behandlinger fra 2016. Dette samvarierer med endring i avlusingsmetode til IMM, men også med at Mattilsynet desember 2015 kom med en presisering om at en kan behandle enkeltmerder i anlegget med mye lus for å holde smittepresset nede og ha en mer målrettet tilnærming til lusebehandling. Før denne presiseringen var mer enn 50 % av innrapporteringene for hele anlegget, men har siden ligget på kun 30 – 40 %. Hver avlusing medfører at fisken først blir trengt og deretter pumpet gjennom rørsystem med ulike komponenter som vannavsilere, spylere og varmtvannsbad. Alle disse komponentene og operasjonene har potensiale til å stresser fisken og at fisken skader seg mot utstyret eller mot hverandre (Grøntvedt mfl. 2015, Roth 2016, Holan mfl. 2017, Poppe mfl. 2018, Erikson mfl. 2019, Hjeltne mfl. 2019, Sommerset mfl. 2020).



Figur 10.9. A) Avlusingsoperasjoner rapportert til Mattilsynet 2012-2019. Rød = termisk, blå = mekanisk, grønn = hydrogenperoksid bad, grå = andre bademidler. B) Innrapportert månedlig dødelighet generelt (grå åpne punkt) vs. innrapportert månedlig dødelighet for lokalitet som har rapportert avlusing (svarte punkt). Heltrukken linje = generell årlig trend for alle lokaliteter (grå linje) og lokaliteter som har gjennomført avlusing gitte måned (svart linje).

I 2012 var 95 % av alle innrapporterte avlusingsoperasjoner kjemisk badebehandling, 5 % badebehandling med hydrogenperoksid og i tillegg noen få mekaniske avlusinger, mens i 2020 var nær 60 % termisk, 28 % mekanisk, og kun 12 % kjemisk badebehandling og 3 % behandling med hydrogenperoksid. Når vi sammenligner månedlig dødelighet i merder med og uten lusebehandling ser vi en tydelig økning i forbindelse med innføring av ikke-medikamentelle metoder (IMM) fra 2016 (figur 10.9B). Rapportert dødelighet i avlusingsmåned gikk noe ned fra 2018 og ser ut som å ha stabilisert seg på noe lavere nivå (figur 10.9). Dette kan skyldes forbedring av teknologi og mer erfaring med bruk av IMM.

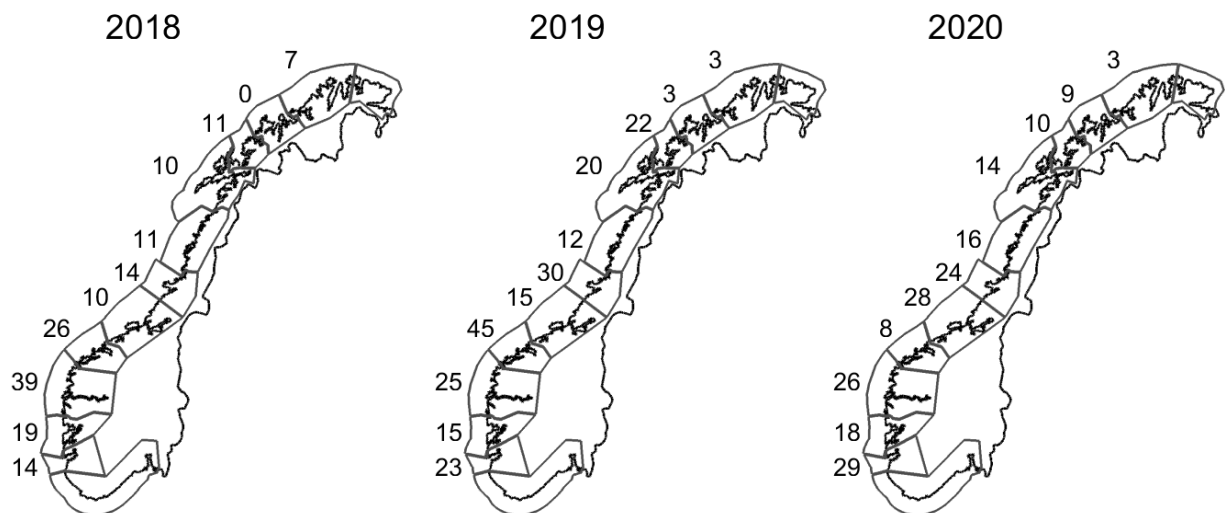
Siden det i innrapporteringen til Mattilsynet ikke oppgis hvor mange merder eller fisk som blir avluset, bare at det er gjennomført en avlusing på deler eller hele anlegget, er det vanskelig å få et presist anslag på hvor mange ganger en laks som blir satt ut i et produksjonsområde avluses i løpet av et år. Normalt vil det også være færre avlusinger den første tiden i sjø enn mot slutten av produksjonen. Hvis en kalkulerer antall innrapporterte avlusinger per lokalitet som har hatt fisk i sjø mer enn 6 mnd viser tallene at PO 3, 4 og 7 konsistent har relativ høy frekvens med avlusing, og PO 11 og 12 relativt lav frekvens (figur 10.10). Å bemerke er også at antall rapporterte avlusninger har blitt mer enn doblet i 2020 i PO 8 (Helgeland).



Figur 10.10. Årlig antall innrapporterte avlusingsoperasjoner per aktiv lokalitet (har rapportert lusedata for mer enn 6 mnd) for hvert produksjonsområde. PO 1 og 13 er ikke inkludert siden det her er svært få lokaliteter å basere dataene på.

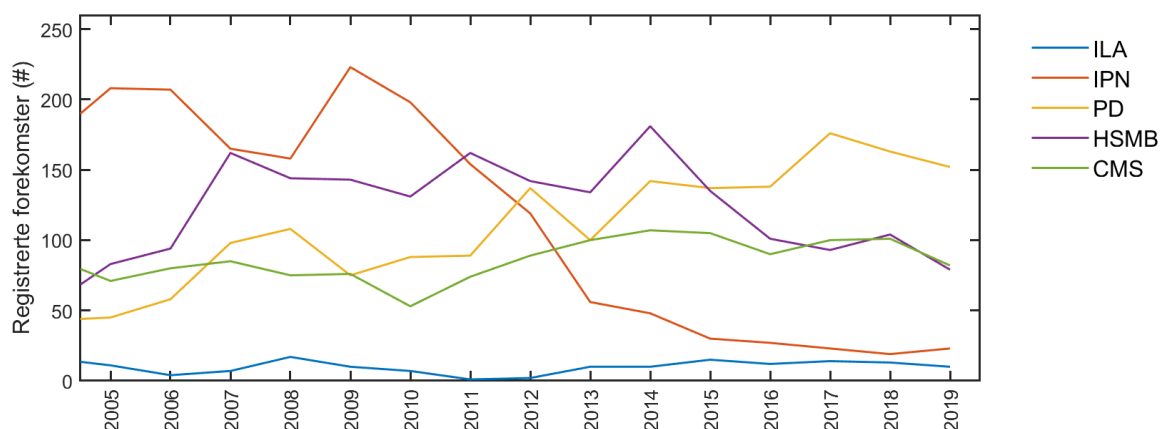
10.3.3.4 - Sykdom og parasitter

Fravær av alvorlig sykdom og skadelige mengder parasitter er en forutsetning for god velferd. Særlig infeksjoner som er antatt smertefulle og langvarige og fører til nedsatt organfunksjon medfører trolig sterkt redusert velferd. Lakselus er den mest problematiske parasitten i norsk lakseoppdrett og det gjøres en enorm innsats for å bekjempe denne, samt utvikle nye metoder for å begrense påslag og behandle mot denne parasitten (FHF 2020). Dataene viser at til tross for at lusenivåene skal holdes under 0,5 voksen hunnlus, så er lusestrykket så stort at mange lokaliteter tidvis rapporterer inn dobbelt så høye nivå til tross for hyppig avlusning (figur 10.11). Selv om lusenivåene i oppdrett grunnert regulering sjeldent blir høye nok til å forårsake store skader kan det lusen lage mindre sår som trolig oppleves plagsomt for fisken. Selv om skottelus (*Caligus elongatus*) ikke er regulert, kan det til tider, særlig i Nord-Norge, være så stor forekomst at fisken må avluses. I nord er også parasitten *Parvicapsula pseudobranchicola* relativt vanlig for fisk som settes ut sommer og tidlig høst og kan ved utbrudd gi svært høy dødelighet (Stien mfl. 2019).



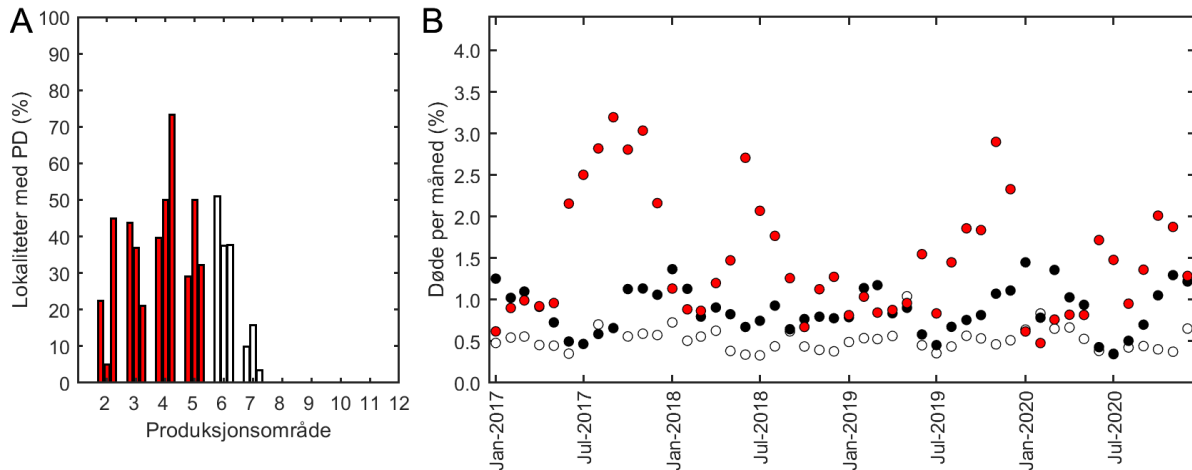
Figur 10.11. Andel (%) lokaliteter per produksjonsområde hvor det har blitt rapportert mer enn 2 x 0.5 voksen lakselus hunn i minst en rapportering av lusetall for det gjeldende året. Data mangler for desember 2020.

Det rapporteres inn en rekke sykdommer for laksefisk i oppdrett, og med unntak av IPN er det lite som tyder på at sykdomsbildet har bedret seg de siste årene. Blant virussykdommene er pankreassykdom (PD), hjerte og skjelettmuskelbetennelse (HSMB) og hjertesykdommen kardiomyopatisyndrom (CMS) de hyppigst rapporterte (figur 10.12). Symptomer på PD inkluderer tap av appetitt, muskelskader (inkludert spiserørmuskulatur), celledød i pankreas og redusert produksjon av fordøyelsesenzymer, endret adferd (fisken stiller seg i overflaten) og økt dødelighet. Særlig PD forårsaket av Salmon Alpha Virus 3 (SAV3), som er vanligst på Vestlandet, er forbundet med økt dødelighet. Fisk med SAV3 nord for PO 5 skal destrueres, eller flyttes sørover (Forskrift om tiltak for å forebygge, begrense og bekjempe PD hos akvakulturdyr). For PO 6-7 er det i hovedsak varianten SAV2 som blir registrert. I 2019 ble det ikke registrert noen forekomster av SAV3 i PO 2, men det ble registrert enkelttilfeller av SAV2 (Sommerset mfl. 2020). Ifølge Fiskehelse rapporten (Sommerset mfl. 2020) rapporteres HSMB fra hele landet, med de siste årene med en overvekt i PO 9 -11. Både PD, HSMB og CMS gir varierende dødelighet, og dødelighet forårsakes gjerne av stress i forbindelse med håndtering.



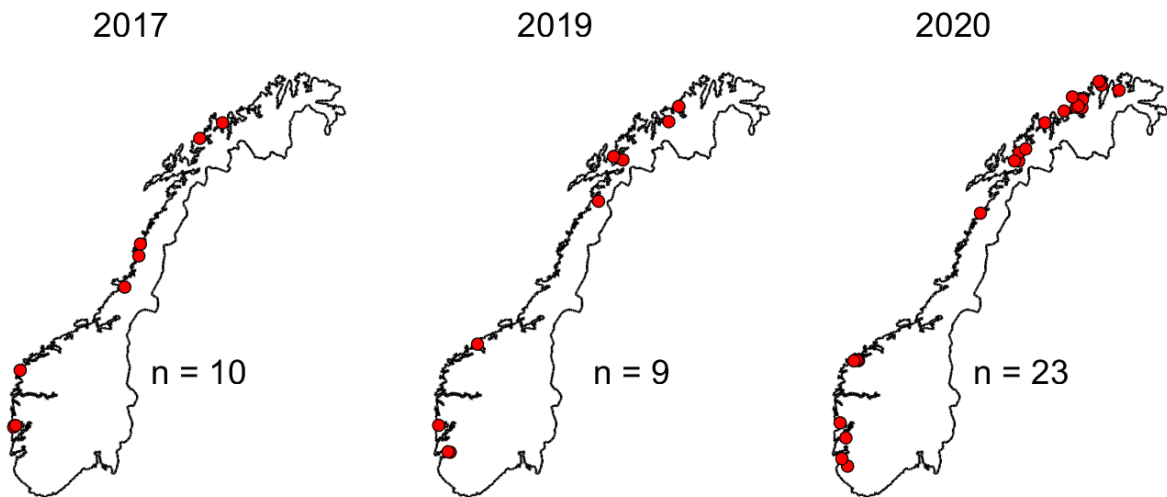
Figur 10.12. Registrert forekomst av ulike virussykdommer hos laks i oppdrett i perioden 2005 – 2019 diagnostisert av Veterinærinstituttet (Sommerset mfl. 2020). I tillegg er det diagnostisert sykdommer i private laboratorier, og en må anta at mange forekomster ikke er registrert i denne statistikken.

Siden PD er en meldepliktig sykdom, har vi gode data for denne, og en relativ stor andel av anleggene sør for PO 7 rapporterer om PD infeksjoner (figur 10.13A). Særlig PO 4 hadde høy forekomst av PD i 2020 (figur 10.13A). Også PO 2 hadde en markant økning i 2020 i forhold til 2019, mens PO 3 kan synes å ha en nedadgående trend (figur 10.13A). PO 2 hadde lavere dødelighet enn PO 3 i 2019, men i 2020 da forekomsten av PD igjen var høy (figur 10.13A) kom dødeligheten tilbake på samme nivå som for PO 3 året før (figur 10.13). Ved å plote gjennomsnittlig månedlig dødelighet for anlegg i produksjonsområder fri for PD, for anlegg uten påvist PD i produksjonsområder med PD og for anlegg med påvist PD kommer den store risikoen for økt dødelighet og tap av millionverdier ved utbrudd av pankreassykdom tydelig frem (figur 10.13B).



Figur 10.13. A) Prosentandel aktive lokaliteter med PD registrert (mistenkt eller bekreftet) i 2018, 2019 og 2020 per produksjonsområde. I PO 2-5 dominerer SAV3 (røde stolper), mens i PO 6-7 destrueres eller flyttes lokaliteter med SAV3. Her vil det derfor være i hovedsak SAV2 som blir stående i sjø (hvite stolper). B) Snitt månedlig dødelighet for PO 6-12 i måneder uten rapportert avlusingsoveroperasjon (åpne sirkler), snitt månedlig dødelighet i måneder uten avlusingsoveroperasjon for lokaliteter i PO 2-5 uten påvist PD (svarte sirkler) og med påvist PD (røde sirkler) i gitt kalenderår. Filter: Laks > 500 g.

Infeksiøs lakseanemi (ILA) er som PD en meldepliktig virussykdom. Hvis ILA blir påvist på en lokalitet medfører dette at det iverksettes en rekke tiltak for å forhindre smittespredning, normalt inkludert nødslakt for å slå ned viruset. I 2020 har det vært en dobling av antall lokaliteter med påvist ILA i forhold til tidligere år, med flest nye forekomster i Nord-Norge (figur 10.14). Sykdommen gir sirkulasjonsproblemer, alvorlig anemi, blødninger i organer og dødelighet. ILA er svært smittsomt og hvis spredningen vedvarer kan dette ha store følger for norsk lakseoppdrett.



Figur 10.14. Lokaliteter som fikk påvist ILA i 2018, 2019 og 2020. Historisk så har antall lokaliteter med påvist ILA per år typisk ligget rundt 10. Data hentet fra Mattilsynet.

Blant bakteriesykdommene er spesielt vintersår (*Moritella viscosa*) og sår forårsaket av *Tenacibaculum* spp. et stort velferdsproblem. Vintersår forekommer langs hele kysten, men særlig i Nord-Norge. Gjelleambøen *Paramoeba perurans* som forårsaker AGD blir påvist fra PO 1 til PO 10 og kan forårsake betydelige tap (Sommerset mfl. 2020). Veterinærinstituttet angir høy temperatur og høy salinitet som to av de viktigste risikofaktorene for AGD-utbrudd, og at dårlig gjellehelse var et stort problem i 2019 og AGD var ofte en del av et sammensatt sykdomsbilde med flere

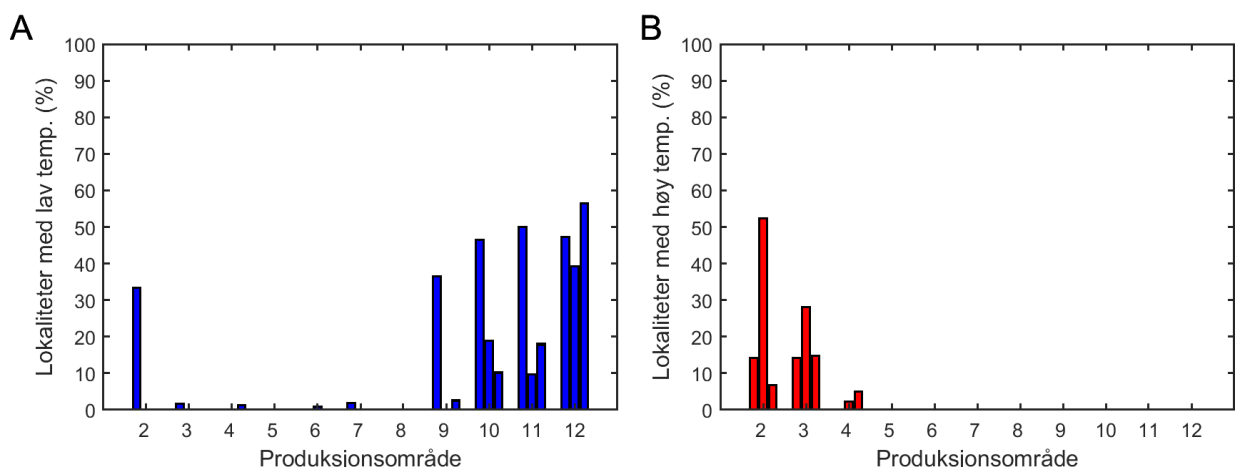
sykdomsdagens til stede.

En grundig gjennomgang av status for de ulike fiskesykdommene finnes i Fiskehelsesrapporten 2019 (Sommerset mfl. 2020).

10.3.3.5 - Vannmiljø

En oppdrettsmerd består typisk av en stor ring av flytende plastrør som holder oppe og spenner ut en stor notpose som sperrer inne fisken. Ringen er typisk 40-50 m i diameter og noten kan være 10-50 m dyp. Bunnen er kremmerhusformet og dypere på midten slik at død fisk samles i midten og kan pumpes eller haves opp. Sjøvannet flyter fritt gjennom noten og utskiftingsgraden varierer med vannstrøm på ulike dyp, maskevidde og begroing på notveggene. En har derfor ingen kontroll eller rensing av vannet som fisken blir eksponert for. Vanntemperaturen varierer sterkt med årstid, og i perioder, spesielt på vår og sommer, kan det være store temperaturforskjeller mellom ulike dyp. Det kan da oppstå høye fisketettheter i de foretrukne temperaturområdene (Oppedal mfl. 2011). Svært lave eller høye temperaturer er særlig problematisk når fisken er stresset, og i tiden etter sjøutsett. Lave temperaturer øker også risikoen for visse sår sykdommer (se forrige delkapittel). I figur 10.15 vises antall lokaliteter som har registrert svært høye (>18°C) eller svært lave temperaturer (<4°C). Høye temperaturer forekommer relativt sjeldent nord for PO 3, men i opptil 30-50% av lokalitetene i område 2 og 3 (figur 10.15) mens svært kalde perioder forekommer naturlig nok mest i nord og i opptil 50% av lokalitetene, men i 2019 var det også perioder med <4°C i en tredjedel av lokalitetene på Sør-Vestlandet (PO2). Merdene er som regel så dype at fisken kan unngå det varmeste vannet i overflaten, men det rapporteres kun inn data fra 3 meters dyp så vi har ikke tilgang til data som bekrefter dette.

Vannmiljøet blir også påvirket av fiskens oksygenforbruk og utslipp av avfallsstoffer og ekskrementer. Mengden tilgjengelig oksygen i merdene blir ikke rapportert, men studier viser at det kan oppstå perioder med lave oksygenverdier i merder med mye fisk i perioder med lav vannstrøm (Oppedal mfl. 2011). Risikoperioder er her perioder hvor tidevannet snur, og områder med tidevannsdrevet strøm er mest utsatt. De siste årene har en tatt i bruk såkalte «luseskjørt», som er lusetette presenninger som dekker merdene i de øverste 4-10 meterne for å beskytte mot lakselus. Disse reduserer også vannutskiften og det kan oppstå lave oksygenverdier hvis mye fisk står innenfor skjørtene (Stien mfl. 2012, 2018). Opphopning av avfallsstoffer fra fisken, som ammoniakk og CO₂, kan føre til skadelige konsentrasjoner i kar, men i åpne merder er vannutskiften så stor at det ikke blir høye nok konsentrasjonene til å bli et problem.



Figur 10.15. Andel lokaliteter med rapportert månedstemperatur under 4 °C A) eller over 18 °C B). Hvert produksjonsområde har en søyle for henholdsvis 2018, 2019 og 2020. Temperaturen er målt på 3 meter dyp, og i mange tilfeller vil det kunne være varmere eller kaldere dypere nede.

Vi i vet lite om hvilke organismer som flyter gjennom merdene og hvilke effekter disse har på fisken. Vi vet imidlertid at

det er en svært høy forekomst av gjelleskader (Sommerset mfl. 2020). Merdene holdes rene ved å bruke spylemaskiner som fjerner alger og organismer som vokser på notveggene. Omfanget av dette har økt for å gjøre rensefisker mer effektive ved at de har mindre alternativ mat tilgjengelig. Ulempen er at algefragmenter og særlig nesleceller fra hydroider kommer ut i merdene og kan skade gjellene til fisken. Fiskehelsetjenestene melder om utfordringer med algeoppblomstringer på seinsommer og tidlig høst. Når det er høye algeforekomster kan algene skade gjellene direkte ved mekanisk påvirkning, og noen algetyper er direkte giftige og kan føre til fiskedød også ved lave tettheter. Disse algegruppene har skjøre celler, som kan løse seg opp når de treffer fiskegjellene og slippe ut skadelige stoffer. Eksempler på slike arter i våre farvann er *Chrysochromulina leadbeateri* som drepte mye laks i Nordland i 2019, og *Prymnesium parvum* og *Pseudochattonella farcimen*. Andre mindre studerte giftige arter er alger fra slektene *Dictyocha* and *Vicicitus*. Alle disse artene skader gjellene ved at en får nekrotiske endringer i gjellefilamentene. Den mekanistiske forklaringen bak fiskedød på grunn av alger er lite utforsket, men det eksisterer mange teorier. Disse inkluderer frie fettsyrer, reaktive oksygentyper og spesielle algetoksiner. Virkelige algegifter er bare kjent fra noen få arter som f.eks. prymnesiner fra *P. parvum* eller brevetoxiner fra *Karenia brevis*.

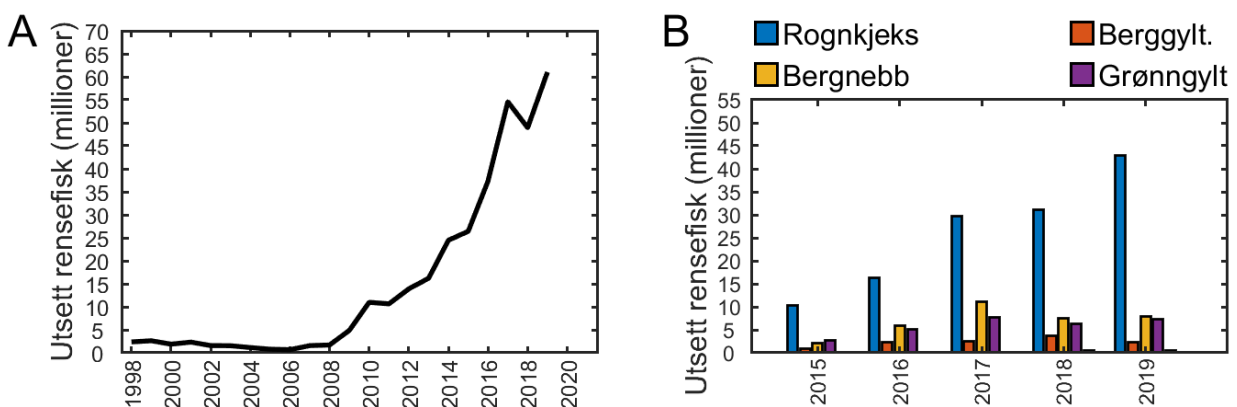
10.3.3.6 - Fôr og fôring

Risikobildet knyttet til fôring av laks i merder og velferd er tilsvarende som for laks i ferskvann. Fisken må til enhver tid få pellet av en størrelse den kan spise, med riktig sammensetning av næringsstoffer, og i tilstrekkelige mengder og riktig fordeling til at all fisk i oppdrettsmerden får tilgang til mat. Her ligger utfordringen i å etablere måltidsfôring som ivaretar fiskens behov og samtidig hindrer fôrspill og miljøbelastninger. [Se kap. 10.3.2.6.](#)

10.4 - Rensefisk

10.4.1 - Rensefiskarter

Rognkjeks og flere arter leppefisk/gylter blir benyttet som rensefisk for å holde nede tallet på lakse- og skottelus på oppdrettslaks og -ørret (Imsland mfl. 2014). Bruken av rensefisk har steget kraftig siden 2008 og antallet var i 2019 kommet opp i 60 millioner (figur 10.16A). Mer enn to tredjedeler var rognkjeks, og av leppefiskene dominerer bergnebb, grønngylt og berggylt (figur 10.16B)

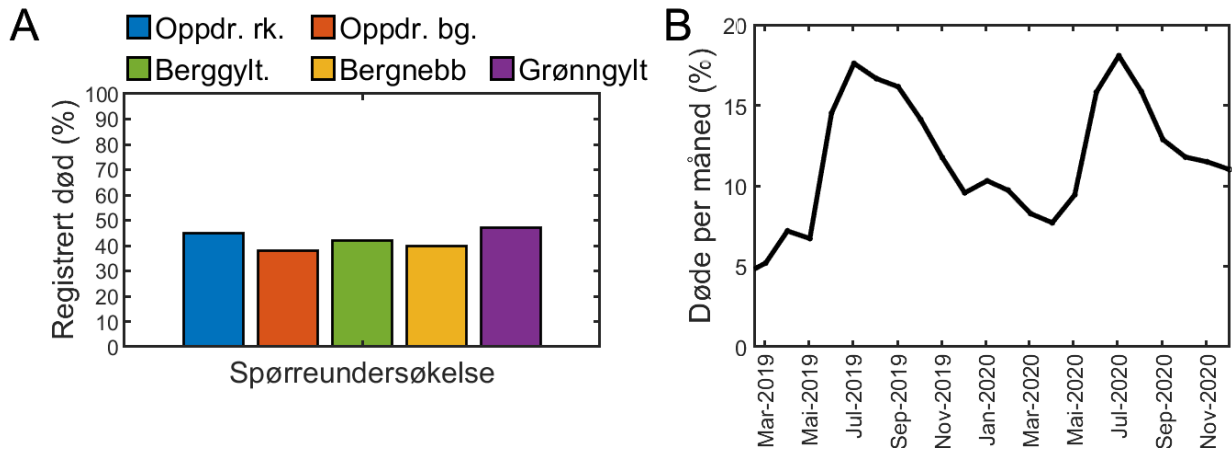


Figur 10.16. A) Utsett (kjøp/interne mottak) av oppdrettet og villfanget rensefisk til lakselusbekjempelse. B) Utsett fordelt på Rognkjeks, bergnebb, berggylt, grønngylt og uspesifisert rensefisk. Kilde Fiskeridirektoratet

10.4.2 - Velferd til Rensefisk i laksemerder

Oppdrettet rognkjeks og berggylt, og flere arter villfangete leppefiskerarter blir brukt som rensefisk i laksemerdene for å spise lakselus. Mattilsynet gjennomførte en nasjonal tilsynskampanje med helse og velferd hos rensefisk 2018-2019 (Stien mfl. 2020). Som del av denne kampanjen utarbeidet de en spørreundersøkelse om fiskevelferd og dødelighet hos rensefisk. Svarene viste at rundt 42 % av rensefisker som ble satt ut i merdene ble registrert som døde i merden

(figur 10.17A). Forfatterne påpeker imidlertid at den reelle dødeligheten sannsynligvis er vesentlig høyere siden døde rensefisk ofte ikke faller ned i dødfiskhåven, men blir hengende fast i notveggen, hvor de råtner og går i oppløsning, eller blir spist av predatorer på utsiden.



Figur 10.17. A) Andel døde rensefisk i laksemerder rapportert fra oppdrettere til Mattilsynets tilsynskampanje 2018-2019. B) Prosent månedlig dødelighet hos rensefisk rapportert til Fiskeridirektoratet sin database i 2019-2020.

Siden våren 2019 har oppdretterne rapportert inn estimert antall rensefisk i merdene og antall registrert døde rensefisk siste måned på samme måte som for oppdrettslaks. Disse dataene viser at mellom 5 og 18 % av rensefisken som står i merdene blir rapportert som dødfisk hver måned (figur 10.17) noe som er mange ganger høyere enn tilsvarende gjennomsnittstall for laks.

10.4.2.1 - Naturlig atferd

Rensefiskene settes sammen med laks i et miljø tilpasset laksen. Mens laks kan svømme med stor utholdenhet i sterk vannstrøm over lengre tid, er leppefisken tilpasset mer rolige omgivelser og har behov for skjul. Laksemerder kan være plassert på lokaliteter med høy vannstrøm som gir gode forhold for laksen, men som overstiger leppefiskens svømmekapasitet. Leppefiskartene som brukes er hovedsakelig villfanget bergnebb, grønngyllt og berggyllt, samt 0,7-1 millioner oppdrettet berggyllt. Disse er mer varmekjære enn laks, der de mindre artene er typisk tilpasset et relativt rolig liv blant alger, klipper og steiner, mens berggyllt og bergnebb ofte også finnes i tareskog på mer eksponerte lokaliteter. Likevel har berggyllt og andre gylter dårlig kapasitet for å stå på sterk vannstrøm over tid (Yuen mfl. 2019). Mange oppdrettsmerder har antatt gode forhold for leppefisk med plasttarevegger og rikelig med skjul. Det er også forskjeller i atferd mellom artene, mens bergnebb liker å være nært skjul eller vegger hele tiden, svømmer berggylltene ofte ute blant laksen.

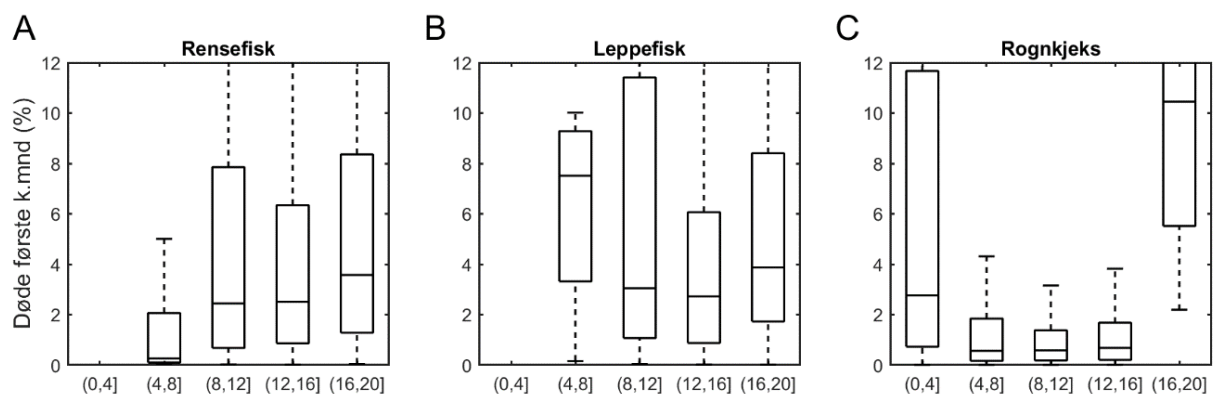
Leppefiskene har lukket svømmeblære og fyller og tømmer gass fra svømmeblæren gjennom blodbanen, noe som er en relativt langsom prosess. Dette begrenser evnen til vertikalvandring og toleranse for raske trykkendringer. Dette gjelder i særlig grad rask trykkreduksjon, f.eks. i forbindelse med dødfiskoppsamling og trenging, som kan føre til at leppefiskene flyter opp med buken i været og mister all atferdskontroll. I en merd med store mengder raskt-svømmende laks er miljøet mer «hektisk» enn i naturen, med i hvilken grad dette påvirker leppefiskenes naturlige atferd vites ikke. Det er heller ikke kjent i hvilken grad tilstedeværelsen av hundretusener av potensielle predatorer (laks) oppleves som stressende for rensefisken, og i hvilken grad predasjon fra laks faktisk forekommer. Videre vil leppefiskene bli mindre aktive ved lave temperaturer og holde seg rolige i skjul. Ved operasjoner hvor skjulene må flyttes vil leppefisken da bli forstyrret.

Også rognkjeks er dårlige svømmere og trenger renger glatte overflater for å kunne feste seg og hvile og motstå høye strømhastigheter. Kunstige skjul laget av tare-lignende plastremser og plastrør brukes i merdene for å lage mer

komplekst miljø for leppefisk og hvilemuligheter for rognkjeks. Disse skjulene kan også skjerme noe for sterk vannstrøm. I en merd må rognkjeksene unngå kollisjon med raskt svømmende laks, og det hektiske miljøet kan derfor hindre dem i å utføre mye av sin naturlige adferd

10.4.2.2 - Forutsetninger for liv i laksemerd

Den villfangede leppefisken blir utsatt for stress og skader under fiske og transport, så overlevelse ved utsett er avhengig av i hvilken tilstand de er i når den kommer fram til anlegget. Noe fisk blir fanget lokalt og blir overført til merdene samme dag som de fiskes, mens andre blir lagret i oppsamlingstanker og kan bli transportert i bil over lange avstander, for eksempel fra Sørlandet til Trøndelag. Den oppdrettede rensefisken er utsatt for sykdommer i klekkeriene og kan være svekket før transport. Utsettdødeligheten er en indikator på hvor gode forutsetninger rensefisk har for et liv i laksemerder, og ifølge spørreundersøkelsen til Mattilsynet svarte oppdretterne at det dør mer enn 10% av villfanget leppefisk første måned i merdene. Særlig grønngylt har høy utsettdødelighet, mens den er lavere for oppdrettet berggylt og oppdrettet rognkjeks, men noe lavere dødelighet (Stien mfl. 2020). Dataene fra Fiskeridirektoratets database for 2019 viser lavere utsettdødelighet for rognkjeks, unntatt ved lave og høye temperaturer (figur 10.18). Dessverre har denne databasen hatt en samlekategori 'Rensefisk oppdrett' som gjør det vanskelig å skille mellom artene, men der art er oppgitt er det en tydelig forskjell i dødelighet første kalendermåned i sjø mellom leppefisk-artene og rognkjeks.



Figur 10.18. Dødelighet samme kalendermåned som utsett i 2019 og 2020 ved temperaturer mellom 0 og 4 °C, 4 og 8 °C, 8 og 12 °C, 12 og 16 °C og 16 og 20 °C der art er oppgitt som A) 'Rensefisk (oppdrett)', B) en leppefisk art B) og C) som rognkjeks.

Som nevnt tidligere har rensefisk mye dårligere svømmekapasitet enn laks (Hvas mfl. 2018; Yuen mfl. 2019), og at de som regel er av betydelig mindre størrelse enn laksen gjør forskjellen enda større. Rognkjeks og leppefisk, har derfor ikke forutsetninger for å leve på de mest eksponerte lokalitetene (Jónsdóttir mfl. 2019).

10.4.2.3 - Stress og skader

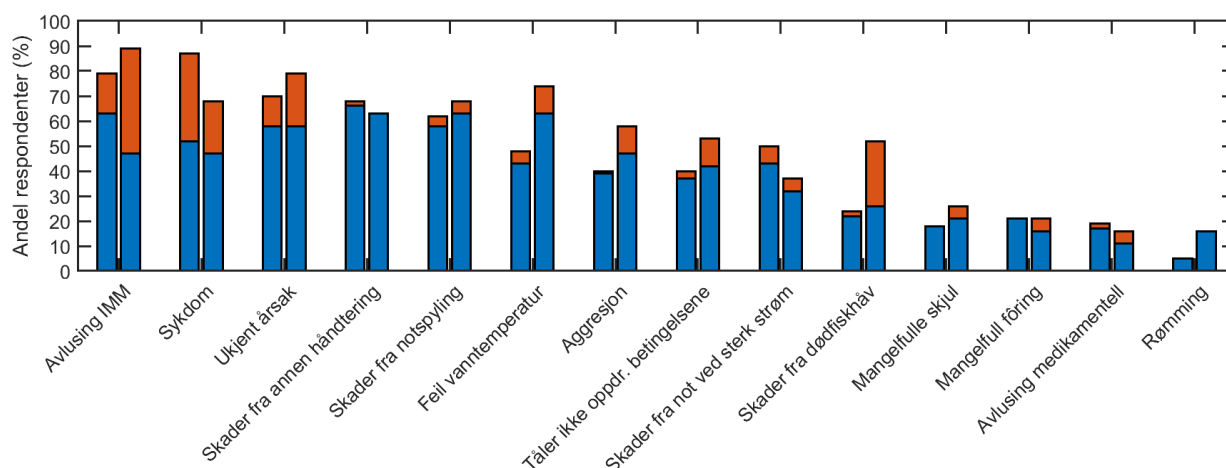
Under lusebehandling, notskift og andre operasjoner må fisken som regel tvinges mot eller over overflaten, hvilket medfører trykkreduksjon. Flytting med vakuumpumpe medfører ytterligere trykkreduksjon. Når trykket minker øker volumet på gassen i svømmeblæren. Laksen sin åpne svømmeblære gjør at den tåler rask reduksjon i trykk, da overflødig gass vil lekke ut. Leppefisk har lukket svømmeblære, og reduksjon av gassmengden må skje fysiologisk (via blodbanen) over tid. Ved stort trykkfall på kort tid risikerer derfor svømmeblæren å sprekke, eller fisken kan bli flyte opp og miste oppdriftskontrollen, dvs. uten mulighet for å komme seg ned på dypere vann for å utjevne trykket. Rognkjeks har ikke svømmeblære og vil derfor være mindre påvirket av selve trykkreduksjonen.

Ifølge Akvakulturdriftsforskriften §28 skal rensefisk sorteres ut før det utføres operasjoner som kan føre til belastning, skade og unødvendig påkjenning på rensefisken. På bakgrunn av dette har Mattilsynet presisert at rensefisken må utsorteres før mekanisk og termisk avlusing. Unntaket er hvis rensefisken selv behøver avlusing. Mange lokaliteter, særlig i Finnmark, har fortalt om til tider store mengder skottelus på rognkjeks og at dette har ført til dødelighet. Noen

av de ikke-medikamentelle metodene hevdes å være skånsom for rognkjeks, men det finnes lite dokumentasjonen av velferdseffekter av ikke-medikamentell avlusing av rensefisk. Foreløpig er det også et alternativ å behandle mot skottelus via fôret eller ved kjemisk badebehandling siden det foreløpig ikke har vært den samme resistensutviklingen for skottelus.

Å fiske ut rensefisken fra merden, før laksen skal trenes og gjennomgå avlusing, er krevende. Noen mekaniske systemer har derfor inkludert avsilere for å sortere ut rensefisken, men det er lite dokumentasjon på hvor godt disse virker i praksis og hvor stressende dette er for fisken. Selv om noen oppdrettere forteller at de lykkes godt med utfiskingen anser vi det som sannsynlig at mye av rensefisken i praksis gjennomgår avlusing sammen med laksen. Rognkjeks er ansett som en relativt hardfør fisk, men leppefisk er betydelig mer sårbar. Samtidig kan det være lettere å utsortere den lille smale leppefisken før den går inn i avlusingssystemet enn den mer tykke rognkjeks.

I Mattilsynets spørreundersøkelse til oppdretterne oppga 16 % av respondentene at IMM var en hyppig dødsårsak for rognkjeks, og hele 42% at det var det for leppefisk (figur 10.19). Skader fra dødfiskhåv var en annen hyppig oppgitt kilde til dødelighet hos leppefisk (figur 10.19).



Figur 10.19. Prosentvis fordeling av besvarelser på spørsmål: Hvor hyppig er de følgende årsakene til dødelighet/«svinn» av [oppdrettet rognkjeks/leppefisk]. Fra Mattilsynet sin rensefiskkampanje 2019 (Stien mfl. 2020). Rognkjeks er kolonnen til venstre, og leppefisk kolonnen til høyre i hvert kolonnepar. Blå = Av og til, Rød = Svært hyppig/alltid.

10.4.2.4 - Sykdom

En stor andel av rensefisk i merd dør som følge av sykdom og det er særlig bakteriesykdommene som dominerer hos både leppefisk og rognkjeks (Erkinharju mfl. 2020). I tillegg kommer både virus og parasitter. Det er per i dag ikke gode nok vaksiner for rensefisk. Den totale helsesituasjonen til rensefisk er mer beskrevet i kapittelet som omhandler rensefisk ([Se kapittel 10 i risikorapporten](#)). I spørreundersøkelsen til Mattilsynet i forbindelse med rensefiskkampanjen oppga 35 % av respondentene at sykdom var en hyppig dødsårsak hos rognkjeks og 21 % at det var en hyppig dødsårsak hos leppefisk (figur 10.19).

10.4.2.5 - Vannmiljø

Som beskrevet ovenfor står rognkjeks og leppefisk langt fra laks og ørret i både miljøbehov, svømmeevne og biologi, og siden oppdrettsmerdenes design og lokaliseringen er tilpasset laksefisk er de mindre egnet til å dekke rensefiskenes miljøbehov. Miljøpreferanser og -tålegrenser for leppefisk varierer med både art og størrelse. Vannmiljøet i en laksemerd er i mange tilfeller ikke innenfor toleranseområdet til rensefisk. Rognkjeks vandrer også ut i havet (utenom gytetiden), og voksne individ finnes vanligvis dypere 50 m og foretrekker kaldt vann (Powell mfl. 2018), mens leppefiskene foretrekker varmere vann og er lite aktive på vinteren i Norge. Det vil være sesongmessige variasjoner

som i perioder gir for lav temperatur for leppefisk eller for høy temperatur for rognkjeks. I spørreundersøkelsen til Mattilsynet oppga 5 % av respondentene feil vanntemperatur som en hyppig dødsårsak for rognkjeks og 11 % for leppefisk (figur 10.19). Syv prosent oppga skader fra kontakt med not i forbindelse med høy strøm for rognkjeks og 5 % oppga dette som en hyppig årsak for dødelighet hos leppefisk.

Når det gjelder svømmekapasitet skiller rensefiskartene seg mye fra laks og ørret. Både rognkjeks og leppefiskartene har dårlig kapasitet for å motstå sterk strøm over tid, mens laks kan tåle betydelig høyere hastigheter (Remen mfl. 2016, Hvas mfl. 2018, Yuen mfl. 2019). Da rensefisken vanligvis er av betydelig mindre størrelse enn laksen gjør den relative strømhastigheten (kroppslengde/s) forskjellen i toleranse for vannstrøm enda større. Selv om rognkjeks til en viss grad kan beskytte seg mot sterk strøm ved å bruke «sugekoppen» under buken hvis den har substrat til dette, gjelder dette bare opp til et visst nivå (Hvas mfl. 2018). På eksponerte lokaliteter kan vannstrømmen være for sterk for rensefisk, og hvis den ikke kommer seg i ly for strømmen vil den ende opp i notveggen.

10.4.2.6 - For og føring

Av rensefiskene våre er det kun de artene det drives oppdrett av, rognkjeks og berggylt, hvor det forskes på hvilke ernæringskrav som oppfyller god velferd. Rognkjeks og leppefisk har behov for en annen sammensetning av føret enn laks, og for disse finnes det egne kommersielle spesialfôr. Det er betydelig forskningsaktivitet for å optimalisere sammensetningen av føret mot bedre velferd for rensefisk, tilpasset deres anatomi, fysiologi og helse.

Oppdrett av berggylt startet før rognkjeks og derfor har en mer kunnskap om denne arten. Anatomi og fysiologi er svært ulik hos disse artene, og det er dermed vurdert at de har ulike ernæringsbehov. Rognkjeks gyter store egg som gir godt utviklede larver. Disse er store nok til å startfôres på formulert fôr. Den har god appetitt og vokser raskt. Berggylten gyter små egg som gir små (4 mm) larver, disse trenger levendefôr i oppimot 2 mnd. Denne arten er vanskelig å få til å spise, så smakelighet på føret er svært viktig. Dette gjør føret svært dyrt og gir begrensinger med tanke på sammensetning.

Berggylt er en saktevoksende art (Dipper mfl. 1977) som i naturen beiter på snegl, skjell, krepsdyr, og kråkeboller, mm (Figueiredo mfl. 2005). Den har velutviklede tenner i forkjeven, som gjør den velegnet til å skrape byttet av overflater. Deretter følger kraftige svelgbeinsplater med tenner for å knuse byttet før det svelges direkte ned i tarmen, da denne arten mangler mage. Tarmen er kraftig og veldig kort, kun 2/3 av fiskens totale lengde (Le mfl. 2019b). Selv om tarmen er kort fordøyes formulerte pellets av høy kvalitet godt, 74 % av protein og 50 % av fett er absorbert i første ¼ av tarmen etter 4 timer. Innen føret et passert gjennom tarmen etter 10 til 14 timer er henholdsvis 90 og 80 % protein og fett absorbert (Le mfl. 2019b). Fremre del av tarmen har en videre diameter enn midt og baktarm, ofte kalt bulbus. Bulbusen har vært referert til som pseudogaster, altså et reservoar for spist mat som kan bearbeides og fordøyes, men uten en ekte mages lave pH og pepsinogen drevne proteinfordøyelse. Det finnes ikke observasjoner som tilsier at bulbusen har en slik funksjon (Le mfl. 2019b, Lie mfl. 2018). Det berggylten har er et intrikat peristaltisk system som aktivt bringer fordøyelige deler av maten tilbake til første del av tarmen for optimal fordøyelse, mens ikke-fordøyelige komponenter evakueres raskere (Le mfl. 2019a). Med bakgrunn i kunnskap om adferd, fordøyelsessystemets fysiologi og anatomi er det anbefalt å føre berggylten hyppig i alle livsstadier.

Vi vet lite om ernæringskrav til berggylt under larvestadiene. Praksis har vært å tilby anrikete rotatorier fram til 30 dager etter klekking, for deretter å tilby *Artemia* med noen dagers overlapp med rotatorier. Larvene tilvennes så et formulert fôr etter 50 dager etter klekking eller senere. Tidligere har en tilvendt larvene tørrfôr rett etter rotatoriefôring (Hansen mfl. 2013), men denne praksisen har en gått bort fra, da en periode med *Artemia* ser ut til å redusere deformiteter. Det har vært spekulert i om levendefôr var bedre for larvene da fôrdyrets egne fordøyelsesenzymer kunne bidra til å tilgjengelig gjøre næringsstoffer fra seg selv. Denne hypotesen er imidlertid forkastet. Det er derfor næringssammensetningen i fôrdyret som er overlegen det formulerte føret (Hansen mfl. 2013).

Grunnen til at formulert fôr har utilstrekkelig næringssammensetning er at overflate til volum ratio i så små partikler gjør at vannløselige næringsstoffer lekker. Det finnes nå alternativer til rotatorier og *Artemia* på marked nå. Både nauplier av hoppekrepsen (copepoden) *Arctia tonsa* og av rur har gitt positiv utvikling i vekst, overlevelse og deformiteter hos

berggylltlarver (Øie mfl. 2015) (pers com Espen Grøtan ved MOWI). Dette er et felt det jobbes med. Det er utfordrende å få denne arten over på formulert fôr. Så langt er det nødvendig med rekemel i fôret for å få larvene til å vise interesse (Kousoulaki mfl. 2015). Det er også viktig å holde nivået av fiskemel lavt. Berggyllt har høyere appetitt når fiskemel er erstattet med torskemuskel. Så vidt vi vet i dag handler dette om smakelighet og ikke ernæringskrav.

Også større fisk trenger rekemel og lavt innslag av fiskemel i fôret for å vise interesse. Det er generelt et problem med å opprettholde appetitten hos denne arten. Dette er et komplekst felt der en fortsatt har mye upløyd mark. Vi vet at evolusjonært tap av mage i denne arten har ført til tap av enkelte appetitt stimulerende gener. Dette har sannsynligvis ført til at andre stimuli, som lukt/smak er desto viktigere for appetitt (Lie mfl. 2018).

Berggylltens behov for protein er ca. 65 %, for lipid ca. 12 %, og den tåler karbohydratinnhold på 16 % av fôret (Hamre mfl. 2013). Behov for vitaminer og mineraler samt sammensetning av lipider undersøkes i det pågående prosjektet CleanFeed. Vi har også pågående forskning på bedre fôr til stamfisk.

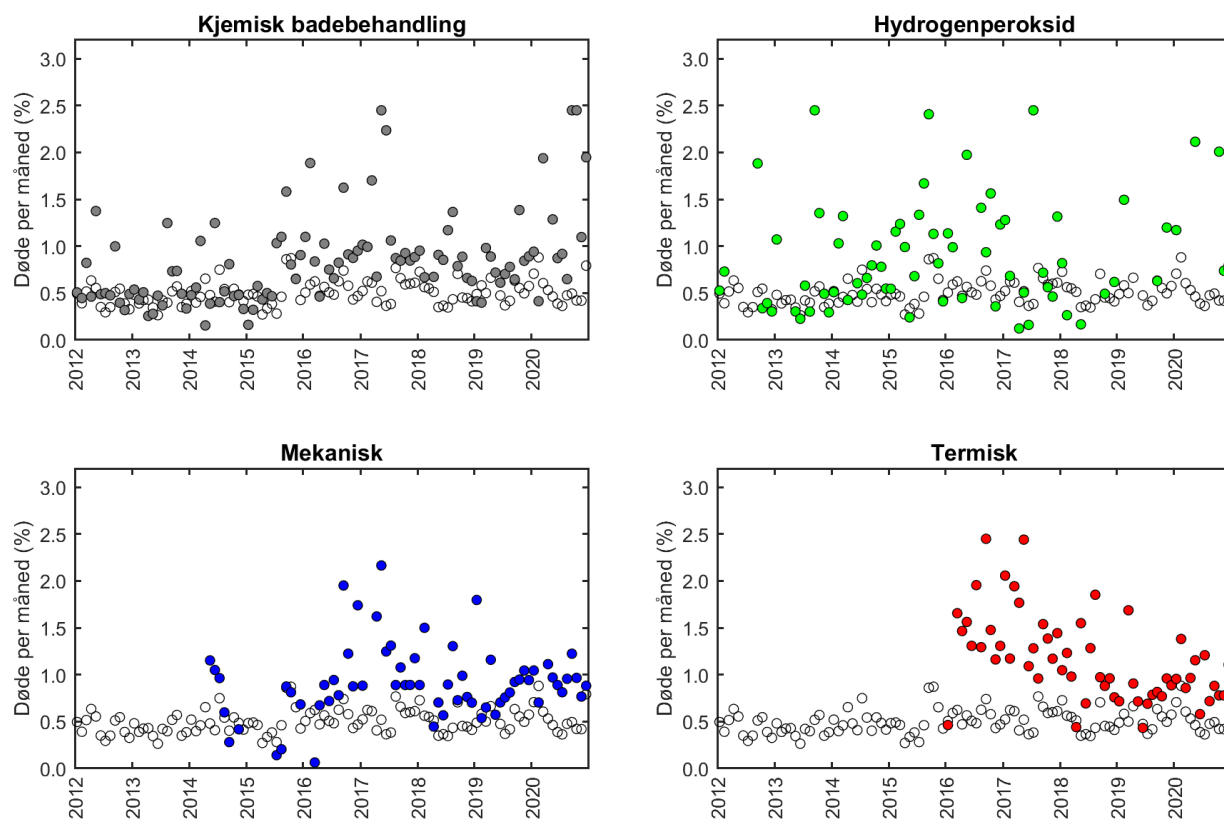
Utfordringen i merd er å kunne presentere et smakelig fôr til fisken i skjulet. Her har det heldigvis kommet løsninger med fôrblokker som fisken liker å spise av, samtidig som disse fôrblokkene er utilgjengelig for laksen. De representerer derfor en mulighet for selektiv medisinerings av leppefisk uten at laksen får i seg dette fôret.

Rognkjeks er en forholdsvis hurtigvoksende art. En årsak til den raske veksten er nok det lave tørrstoffinnholdet i fisken, hvor hele $87,1 \pm 0,2$ % av juvenil fisk er vann (Sæle mfl. upubliserte data). Dette er en strategi den har for å erstatte svømmeblæren (Davenport og Kjorsvik 1986). Den legger store egg som gir forholdsvis velutviklede larver (Brooker mfl. 2018). Disse kan startfôres med tørrfôr, men vanlig praksis i dag er å starte med *Artemia* de 20 til 30 første dagene etter klekking før tilvenning med tørrfôr. Dette er en art som er enkel å få til å spise. Når de når en vekt på 1,5 til 2,0 g har de en funksjonell mage og den utvikler et fordøyelsessystem med mage, pylorussekker og en lang tarm.

Rognkjeksens behov for makronæringsstoffer, vitaminer og mineraler undersøkes i det pågående prosjektet CleanFeed. Her legger vi fiskens helse til grunn for anbefalte næringsnivå. Preliminære undersøkelser tilsier at denne arten ikke skal ha like energitett fôr som det laks får. Erfaring tilsier at den er meget opportunistisk og vil ta til seg den føden som er lettest tilgjengelig. Den vil derfor like gjerne spise laksefôr som et spesialtilpasset fôr, om pelletstørrelsen tillater det. Dette er ikke bare uheldig for fiskens helse, men også for fiskens funksjon som rensefisk. Det ser ut som om rognkjeks beiter mindre på lus når den kan spise laksefôr. For best mulig velferd for fisken, er det anbefalt å fôre fisken med tilpasset fôr i eller ved skjul. Praksis der man bruker samme utfôringspunkt som til laks kan derfor være stressende for rognkjeks, spesielt i lokaliteter med mye strøm.

10.5 – Avlusing

Ved å sammenligne den månedlige dødeligheten for lokaliteter uten innrapportert avlusing med lokaliteter med gjennomført avlusing får vi et bilde av hvor risikofylte de ulike avlusingsmetodene er for fisken (figur 10.20). Kjemisk badebehandling gav ofte økt dødelighet, men det er også mange måneder med tilsvarende dødelighet som normalen. Avlusing med hydrogenperoksid gav tilsvarende dødelighet som ved kjemisk badebehandling, men dødeligheten har til tider vært mer variabel og svært høy og denne metoden må karakteriseres som mer risikofylt. Etter at mekanisk behandling ble tatt i utstrakt bruk (fra og med 2016) ligger nesten alle punktene over normalen. Tilsvarende ser vi for termisk avlusing. Legg imidlertid merke til at for mekanisk og termisk avlusing så har både variasjonen i dødelighet og gjennomsnittsdødeligheten gått ned i 2019. Dette kan være et resultat av økt oppmerksomhet rundt dødelighet i forbindelse med avlusing, optimalisering av utstyr og prosedyrer, og presiseringen fra Mattilsynet om at fiskehelsepersonell skal vurdere forsvarligheten ved avlusingen. En medvirkende årsak til nedgangen i dødelighet kan også være bløggébåter som ligger klare og bistår med å fjerne døende fisk etter avlusing.



Figur 10.20. Sammenligning av dødelighet per måneder for lokaliteter som ikke har rapportert en avlusingsoperasjon vs. dødelighet for lokaliteter som har rapportert kjemisk badebehandling, avlusing med hydrogenperoksid, mekanisk avlusing eller termisk avlusing. Analysen er gjennomført basert på PO 6-12 for laks over 1 kg. PO 2-5 er utelatt fordi disse er sterkt dominert av termisk avlusing. Filter: Laks over 1 kg, PO 6-12.

Effekt på fiskevelferd ved termisk avlusing ble vurdert av uavhengige forskningsinstitutt under utviklingen av begge de to meste brukte systemene i næringen (Grøntvedt mfl. 2015, Roth 2016). Til tross for dette er det tydelig at termisk avlusing i mange tilfeller kan gi høy dødelighet (Overton mfl. 2018), og det har blitt rapportert om blødninger og sårskader (Poppe mfl. 2018) og fisk som kolliderer i vegger i behandlingskammeret (Hjeltnes mfl. 2019). På oppdrag fra Mattilsynet har Havforskningsinstituttet sammen med Veterinærinstituttet avdekket at laks som blir eksponert for temperaturer over 28 °C viser tydelig flukt- og smerteatferd (Nilsson mfl. 2019). For mekanisk avlusing blir det rapportert om at både spylingen og børsting kan påføre fisken skjelltap og blødninger (Holan mfl. 2017, Erikson mfl. 2019, Sommerset mfl. 2020). Effekt av skjelltap, og når fisken er mest sårbar for dette vet vi lite om og er et område hvor det bør fremskaffes ny kunnskap (Noble mfl. 2018). I en nylig studie fant Moltumyr mfl. (2021) ingen tydelig tegn til at eksponering til varmt vann (~34 °C) i 30 sekunder forårsaker akutte skader på fisken, men at fisken hadde en sterk adferdsrespons som mest sannsynlig førte til finneskader. Generelt synes det som om det arbeides fortløpende med å forbedre de ulike teknologiene for avlusing, og dataene fra Figur 20.5 tyder på at det har vært en vesentlig forbedring siden de først ble introdusert, men at det fortsatt er forbundet med økt fiskedødelighet å gjennomføre en avlusing.

10.6 - Nye driftsformer

Norsk oppdrettsnæring er under stadig utvikling. Særlig lakselus er en driver av innovasjon og det testes i dag ut flere ulike system for å unngå påslag av lakselus. Dette inkluderer produksjon av post-smolt i landbaserte resirkuleringsanlegg, semi-lukkede merder i sjø, snorkelmerder, merder med skjørt og nedsenkede merder. Alle disse nye driftsformene medfører nye livsbetingelser for fisken som kan ha konsekvenser for dyrevelferden.

10.6.1 - Luseskjørt

Dette er et relativt enkelt tiltak hvor en lusetett presenning blir plassert rundt de øverste meterne av merden for å sperre luselarvene ute. Luseskjørt brukes på mange oppdrettsanlegg og det finnes flere vitenskapelige publikasjoner på bruk av luseskjørt og effekt fra luseskjørt på vannkvalitet og fiskevelferd (Frank mfl. 2015, Lien mfl. 2014, Grøntvedt mfl. 2018, Stien mfl. 2012, 2018). Studiene viser at luseskjørt har en reduserende effekt på lusepåslag, men at dette varierer mellom lokaliteter og reduseres ved høy strøm. Studiene viser også at luseskjørt ikke trenger å gi negative effekter på fisken, men at det kan oppstå lave oksygenforhold og dårlig vannkvalitet i skjørtvolumet (Stien mfl. 2012). I Veterinærinstituttet sin spørreundersøkelse til fiskehelsepersonell for 2019 var det flere som rapporterte at de hadde observert utfordringer med luseskjørt knyttet til lave oksygenverdier og negativ påvirkning på gjellehelse (Sommerset mfl. 2020). Det advares også om at lav vannutskifting kan føre til at fisken utsettes for høye konsentrasjoner av gift fra not-impregnering (Sommerset mfl. 2020).

10.6.2 - Nedsenket merd

Det har vært forsket på å benytte nedsenkede merder for å oppdrette laks i flere tiår og det finnes mange vitenskapelige publikasjoner på dette (f.eks. Dempster mfl. 2009, Korsøen mfl. 2012, Glaropoulos mfl. 2019, Oppedal mfl. 2020). Å senke ned laksen har imidlertid flere utfordringer, både rent praktisk og for laksen selv. Laksefisk har en åpen (fysostom) svømmeblære og må gå til overflaten for å svelge luft for å fylle svømmeblæren nok til å opprettholde nøytral oppdrift der den svømmer. For å løse dette problemet har det blitt forsket på undervannsmerder med luftlommer i taket, regelmessig løfting av undervannsmerden til overflaten og bruk av luftbobler. Selv om det nå er flere som tester ut ulike prinsipper for å sikre at laksen klare å fylle svømmeblæren i dypet må denne teknologien fortsatt sies å være på utprøvningsstadiet.

10.6.3 - Snorkelmerd

Snorkelmerd, eller tubenot, er i prinsippet en nedsenket merd, men hvor der er en lusetett tunell («snorkel») fra merdvolumet til overflaten hvor laksen kan svømme opp for å fylle svømmeblæren i overflaten. Det er vist at laksen mestrer å svømme opp snorkelen og fylle luft i overflaten for deretter å svømme ned igjen i merdvolumet (Stien mfl. 2016, Oppedal mfl. 2017). Effekten snorkelen har mot lusepåslag avhenger av hvor dyp snorkelen er, dyp av eventuelt brakkvanslag og strømforhold (Samsing mfl. 2016, Oppedal mfl. 2019). Det har også vært tilfeller med økt innslag av AGD (*Neoparamoeba perurans*) hos fisk i snorkelmerd, men det har blitt vist at dette kan behandles ved å tilsette ferskvann i de øverste meterne av snorkelen. Snorkelmerd er mer krevende å drifte og er fortsatt bare i begrenset bruk i næringen til tross for til dels svært god effekt mot lusepåslag (Geitung mfl. 2019).

10.6.4 - Semi-lukket anlegg

Dette er enheter i sjøen med en tett barriere mellom vannvolumet med fisken og omgivelsene. Det kalles semi-lukket fordi det fortsatt er kontakt med det omliggende vannet via vannet som pumpes inn fra dypet, og vannet som pumpes ut. Slike enheter gir en effektiv beskyttelse mot lakselus (Nilsen mfl. 2017), men det er også krevende teknologi der alt må fungere som det skal til enhver tid for at fiskevelferd skal være sikret (Holan mfl. 2017, Noble mfl. 2018). På grunn av høye kostnader blir fisken også holdt i høyere tettheter i semi-lukkede anlegg kontra åpne sjømerder (Nilsen 2019) og en må derfor hele tiden overvåke og tilsette oksygen (Holan mfl. 2017). En rekke ulike former for semi-lukkede anlegg er under uttesting, men bortsett fra noen få enkeltstudier vet vi lite om risiko for teknisk eller menneskelig svikt når de kommer i mer allmenn bruk.

10.6.5 - Stor post-smolt

Produksjon av post-smolt i semi-lukkede anlegg i sjø (opptil 1 kg), gjennomstrømningsanlegg eller i resirkuleringsanlegg på land er en måte å redusere tiden laksen er i sjøen, og dermed redusere faren for lusepåslag og påfølgende avlusing. Alle disse produksjonsformene er sårbare for uregelmessigheter i driften og oppblomstringer av patogener, i tillegg til redusert vannkvalitet og velferdsproblemer knyttet til dette (Holan mfl. 2017, Noble mfl. 2018, Sommerset mfl. 2020). Det kan også være velferdsutfordringer i forbindelse med transport av fisken til sjømerdene og i overgangen fra et kontrollert karmiljø til et mer eksponert miljø i åpne merder.

10.6.6 - Eksponert oppdrett

Ved å flytte merdene til havs kan det bli lenger mellom lokalitetene og mindre lusesmitte. Sterk strøm og høye bølger kan imidlertid skape problemer for laksen (Hvas og Oppedal 2017), og i enda større grad for rensefisk (Hvas mfl. 2018, Yuen mfl. 2019, Jónsdóttir mfl. 2019). Det er også flere logistiske utfordringer, og lange perioder med dårlig vær kan hindre oppdretter adgang til anlegget. Det utvikles nå systemer for oppdrett til havs, men disse er fortsatt under utprøving og det er foreløpig lite erfaringsdata tilgjengelig.

10.6.7 - Triploid laks

Triploid laks er steril og har blitt tatt i bruk som et miljøtiltak i forbindelse med «grønne tillatelser» for å hindre genetisk påvirkning av ville laksestammer ved en eventuell rømning. Triploid laks har økt forekomst av deformiteter og katarakt, men dette kan motvirkes ved å inkubere eggene ved lave temperatur og ved å tilsette mer fosfor og histidin til føret. Havforskningsinstituttet har fulgt uttesting av triploid laks i flere samarbeidsprosjekt med næringen (Kjøglum mfl. 2016, Stien mfl. 2020). Resultatene fra disse oppfølgingene viser at triploid laks er mer sårbar for infeksjoner som resulterer i sår og høy dødelighet, men det har også vært flere utsett der den triploide laksen har oppnådd tilsvarende eller bedre fiskevelferd som fisken i referansemerder med diploid («normal») laks. Typisk for disse utsettene er at laksen har blitt satt ut i sjø om våren, mens for triploid laks satt ut om sommeren har det vært høyt innslag av parvikapsulose (*Parvicapsula pseudobranchicola*), og triploid laks satt ut om høsten har vært plaget av *Tenacibaculum*-infeksjoner («munnråte») og vintersår.

10.7 - Referanser

Aas, Ø, Einum, S., Klemetsen, A, Skurdal, J. 2010 Atlantic salmon ecology. Blackwell Publishing
DOI:10.1002/9781444327755

Aas TS, Ytrestøl T, Åsgård T 2019. Utilisation of feed resources in the production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway: An update for 2016. Aquaculture 15, 100216, 1-10.

Brooker AJ, Papadopoulou A, Gutierrez C, Rey S, Davie A, Migaud H 2018. Sustainable production and use of cleaner fish for the biological control of sea lice: recent advances and current challenges. Vet Rec 183, 383.

Bæverfjord G, Antony JPP, Fjellidal PG, Albrektsen S, Hatlen B, Denstadli V, Ytteborg E, Takle H, Lock E, Berntssen MH, Lundebye A, Åsgård T, Waagbø R 2019. Mineral nutrition and bone health in salmonids. Rev Aquacult. 11, 740-765.

Cañon Jones HA, Noble C, Damsgård B, Pearce GP 2001. Social network analysis of the behavioural interactions that influence the development of fin damage in Atlantic salmon parr (*Salmo salar*) held at different stocking densities. Applied Animal Behaviour Science 133, 117–126.

Davenport J, Kjørsvik E 1986. Buoyancy in the lump sucker *Cyclopterus lumpus*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 66, 159–174.

Dempster T, Korsøen Ø, Folkedal O, Juell J-E, Oppedal F 2009. Submergence of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in commercial scale sea-cages: A potential short-term solution to poor surface conditions. Aquaculture 288, 254-263.

Dipper FA, Bridges CR, Menz A 1977. Age, growth and feeding in the ballan wrasse *Labrus bergylta* Ascanius 1767. Journal of Fish Biology.

Erikson U, Solvang T, Schei M, Ag S, Strand A, Aalberg K 2019. Hydrolicer - Utredning av system, stress og velferd ved avlusing. SINTEF, rapport nr 2018:01081

Erkinharju T, Dalmo RA, Hansen M, Seternes T 2020. Cleaner fish in aquaculture: review on diseases and vaccination. Reviews in Aquaculture 13, 189-237

- Folkedal O, Torgersen T, Olsen RE, Fernö A, Nilsson J, Oppedal F, Stien LH, Kristiansen TS 2012. Duration of effects of acute environmental changes on food anticipatory behaviour, feed intake, oxygen consumption, and cortisol release in Atlantic salmon parr. *Physiology & Behavior* 105, 283–291
- Fjelldal PG, Lock E-J, Grotmol S, Totland GK, Nordgarden U, Flik G, Hansen T 2006. Impact of smolt production strategy on vertebral growth and mineralisation during smoltification and the early seawater phase in Atlantic salmon (*Salmo salar* , L.). *Aquaculture* 261, 715-728
- Frank K, Gansel LC, Lien AM, Birkevold J 2015. Effects of a Shielding Skirt for Prevention of Sea Lice on the Flow Past Stocked Salmon Fish Cages. *Journal of Offshore Mechanics and Arctic Engineering* 137, 011201.
- Figueiredo M, Morato T, Barreiros JP, Afonso P, Santos RS 2005. Feeding ecology of the white seabream, *Diplodus sargus* , and the ballan wrasse, *Labrus bergylta* , in the Azores. *Fisheries Research* 75, 107–119.
- FHF 2020. Oppsummering LAKSELUS <https://www.fhf.no/resultater/utvalgte-tema/lakselus/>
- Frisk M, Høyland M, Zhang L, Vindas MA, Øverli Ø, Johansen IB, 2020. Intensive smolt production is associated with deviating cardiac morphology in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 529, 735615
- Geitung L, Oppedal F, Stien LH, Dempster T, Karlsbakk E, Nola V, Wright DW 2019. Snorkel sea-cage technology decreases salmon louse infestation by 75% in a full-cycle commercial test. *International Journal for Parasitology* 49, 843-846.
- Glaropoulos A, Stien LH, Folkedal O, Dempster T, Oppedal F 2019. Welfare, behaviour and feasibility of farming Atlantic salmon in submerged cages with weekly surface access to refill their swim bladders. *Aquaculture* 502, 332-337.
- Glencross BD, Baily J, Berntssen MHG., Hardy R, MacKenzie S, Tocher DR 2020. Risk assessment of the use of alternative animal and plant raw material resources in aquaculture feeds. *Reviews in Aquaculture*, 12, 703–758.
- Grøntvedt RN, Nerbøvik I-KG, Viljugrein H, Lillehaug A, Nilsen H, Gjerve A-G. 2015. Termisk avlusing av laksefisk – dokumentasjon av fiskevelferd og effekt, In: Veterinærinstituttets rapportserie nr. 13/2015. Veterinærinstituttet, Oslo.
- Grøntvedt RN, Kristoffersen AB, Jansen PA 2018. Reduced exposure of farmed salmon to salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis* L.) infestation by use of plankton nets: Estimating the shielding effect. *Aquaculture* 495, 865-872.
- Hamre K, Nordgreen A, Grotan E, Breck O 2013. A holistic approach to development of diets for Ballan wrasse (*Labrus bergylta*) - a new species in aquaculture. *PeerJ* 1, e99.
- Hamre K., Sissener N.H., Lock E.J., Olsvik P.A., Espe M., Torstensen B., Silva J., Waagbø R. & Hemre G.-I. (2016) Antioxidant nutrition in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and smolt, fed diets with high inclusion of plant ingredients and graded levels of micronutrients and selected amino acids. *PeerJ*. 4:e2688, 1-26.
- Hansen TW, Folkvord A, Grotan E, Sæle Ø 2013. Genetic ontogeny of pancreatic enzymes in *Labrus bergylta* larvae and the effect of feed type on enzyme activities and gene expression. *Comparative Biochemistry and Physiology B- Biochemistry & Molecular Biology* 164, 176–184.
- Hemre G.-I., Lock E.J., Olsvik P.A., Hamre K., Espe M., Torstensen B., Silva J., Hansen A.-C., Waagbø R., Johansen J., Sanden M. & Sissener N.H. (2016) Atlantic salmon (*Salmo salar*) require increased dietary levels of B-vitamins when fed diets with high inclusion of plant-based ingredients. *PeerJ*, 4:e2493, 1-28.
- Hjeltnes B, Bang Jensen B, Bornø G, Haukaas A, Walde C S (red) 2019. Fiskehelserapporten 2018, utgitt av Veterinærinstituttet 2019
- 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
- Hosfeld CD, Hammer J, Handeland SO, Fivelstad S, Stefansson SO 2009. Effects of fish density on growth and smoltification in intensive production of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 294, 236-241.
- Hvas M, Oppedal F 2017. Sustained swimming capacity of Atlantic salmon. *Aquaculture Environment Interactions* 9, 361-369. <https://doi.org/10.3354/aei00239>
- Hvas M, Folkedal O, Imsland A, Oppedal F 2018. Metabolic rates, swimming capabilities, thermal niche and stress response of the lumpfish, *Cyclopterus lumpus*. *Biology open* 7, bio036079
- Imsland, AK., Reynolds P, Eliassen G, Hangstad TA, Foss A, Vikingstad E, Elvegård TA 2014. The use of lumpfish (*Cyclopterus lumpus* L.) to control sea lice (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer) infestations in intensively farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 425-426, 18–23.
- Jónsdóttir KE, Hvas M, Alfredsen JA, Føre M, Alver MO, Bjelland HV, Oppedal F 2019. Fish welfare-based classification method of ocean current speeds at aquaculture sites. *Aquaculture Environment Interactions* 11, 249-261.
- Johansson D, Laursen F, Fernö A, Fosseidengen JE, Klebert P, Stien LH, Vågseth T, Oppedal F 2014. The Interaction between Water Currents and Salmon Swimming Behaviour in Sea Cages. *Plos One* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097635>
- Jonsson B, Jonsson N 2006, cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES Journal of Marine Science* 63, 1162–1181.
- Kjøglum S, Mommens M, Santi N, Hultgren H 2016. Milepælsrapport – Storskal produksjon av triploid laks under kommersielle forhold. Aquagen AS.
- Korsøen ØJ, Fosseidengen JE, Kristiansen TS, Oppedal F, Bui S, Dempster T 2012. Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a submerged sea-cage adapt rapidly to re-fill their swim bladders in an underwater air-filled dome. *Aquacultural Engineering* 51, 1-6.
- Kousoulaki K, Borgevik AS, Skiftesvik AB, Jensen PA, Opstad I 2015. Marine raw material choice, quality and weaning performance of Ballan wrasse (*Labrus bergylta*) larvae. *Aquaculture Nutrition* 21, 644–654.
- Kristiansen TS, Madaro A, Stien L, Bracke M, Noble C 2020. Theoretical basis and principles for welfare assessment of farmed fish. *Fish Physiology* Vol. 38 <https://authors.elsevier.com/a/1c4E05VehWUmiY>
- Le HTMD, Lie KK, Etayo A, Rønnestad I, Sæle Ø 2019a. Nutrient sensing; transcriptomic response and regulation of gut motility in an agastric vertebrate. *Biorxiv* 827659.
- Le HTMD, Shao X, Krogdahl Å, Kortner TM, Lein I, Kousoulaki K, Lie KK, Sæle Ø 2019b. Intestinal Function of the Stomachless Fish, Ballan Wrasse (*Labrus bergylta*). *Frontiers Mar Sci* 6, 140.
- Lie KK, Tørresen OK, Solbakken MH, Rønnestad I, Tooming-Klunderud, A., Nederbragt, A.J., Jentoft, S., Sæle, Ø., 2018. Loss of stomach, loss of appetite? Sequencing of the ballan wrasse (*Labrus bergylta*) genome and intestinal transcriptomic profiling illuminate the evolution of loss of stomach function in fish. *Bmc Genomics* 19, 186.
- Lien AM, Volent Z, Jensen Ø, Lader P, Sunde LM 2014. Shielding skirt for prevention of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestation on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in cages – A scaled model experimental study on net and skirt deformation, total mooring load, and currents. *Aquacultural Engineering* 58, 1-10.
- Madaro A, Fernö A, Kristiansen TS, Olsen RE, Gorissen M, Flik G, Nilsson J 2016. Effect of predictability on the stress response to chasing in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr. *Physiology & Behavior* 153, 1–6

- Metcalf NB, Valdimarsson SK, Fraser NHC 1997. Habitat profitability and choice in a sit-and-wait predator: juvenile salmon prefer slower currents on darker nights. *J Anim Ecol* 66, 866–75.
- Moltumyr L, Gismervik K, Gåsnes SK, Kristiansen TS, Rønnestad I, Nilsson J, Stien LH 2021. Does the thermal component of warm water treatment inflict acute lesions on Atlantic salmon (*Salmo salar*)? *Aquaculture* 532, 736048.
- Nilsen A, Nielsen KV, Biering E, Bergheim A 2017. Effective protection against sea lice during the production of Atlantic salmon in floating enclosures. *Aquaculture* 466, 41-50.
- Nilsen A, 2019. Production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in closed confinement systems (CCS) - salmon lice, growth rates, mortality and fish welfare. PhD thesis, Department of Food Safety and Infection Biology, Norwegian University of Life Sciences.
- Nilsen A, Nielsen KV, Biering E, Bergheim A 2017. Effective protection against sea lice during the production of Atlantic salmon in floating enclosures. *Aquaculture* 466, 41–50.
- Nilsson J, Moltumyr L, Madaro A, Kristiansen TS, Gåsnes SK, Mejdell CM, Gismervik K, Stien LH 2019. Sudden exposure to warm water causes instant behavioural responses indicative of nociception or pain in Atlantic salmon. *Veterinary and Animal Science* 8, 100076 .
- Noble C, Nilsson J, Stien LH, Iversen MH, Kolarevic J, Gismervik K 2018. Velferdsindikatorer for oppdrettslaks: Hvordan vurdere og dokumentere fiskevelferd. 328pp. ISBN 978-82-8296-531-6.
- Noble C, Gismervik K, Iversen MH, Kolarevic J, Nilsson J, Stien LH, Turnbull JF 2020. Velferdsindikatorer for regnbueørret i oppdrett: Hvordan vurdere og dokumentere fiskevelferd 309 pp.
- Näslund J, Rosengren M, Villar DD, Gansel L, Norrgård JR, Persson L, Winkowski JJ, Kvingedal E 2013. Hatchery tank enrichment affects cortisol levels and shelter-seeking in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 70, 585-590.
- Oppedal F, Dempster T, Stien LH 2011. Environmental drivers of Atlantic salmon behaviour in sea-cages: a review. *Aquaculture* 311, 1-18.
- Oppedal F, Samsing F, Dempster T, Wright DW, Bui S, Stien LH 2017. Sea lice infestation levels decrease with deeper 'snorkel' barriers in Atlantic salmon sea-cages. *Pest Management Science* 73, 1935-1943.
- Oppedal F, Bui S, Stien LH, Overton K, Dempster T 2019. Snorkel technology to reduce sea lice infestations: efficacy depends on salinity at the farm site, but snorkels have minimal effects on salmon production and welfare. *Aquaculture Environment Interactions* 11, 445-457.
- Oppedal F, Folkedal O, Stien LH, Vågseth T, Fosse JO, Dempster T, Warren-Myers F 2020. Atlantic salmon cope in submerged cages when given access to an air dome that enables fish to maintain neutral buoyancy. *Aquaculture* 525, 735286.
- Overton K, Dempster T, Oppedal F, Kristiansen TS, Gismervik K, Stien LH 2018. Salmon lice treatments and salmon mortality in Norwegian aquaculture: A review. *Reviews in Aquaculture*, 1–20.
- Poppe TT, Dalum AS, Røislien E, Nordgreen J, Helgesen KO 2018. Termisk behandling av laks. *Norsk veterinærtidsskrift* 3, 148–156.
- Powell A, Treasurer JW, Pooley CL, Keay AJ, Lloyd R, Imsland AK, Garcia de Leaniz C 2017. Use of lumpfish for sea-lice control in salmon farming: challenges and opportunities. *Reviews in Aquaculture* 10, 683-702.
- Prabhu PAJ, Silva MS, Kröeckel S, Holme M-H, Ørnsrud R, Amlund H, Lock E-J, Waagbø R 2019. Effect of levels and sources of dietary manganese on growth and mineral composition of post-smolt Atlantic salmon fed low fish meal, plant-

based ingredients diets. *Aquaculture* 512, 734287, 1-9.

Prabhu PAJ, Lock E, Hemre G, Hamre K, Espe M, Olsvik PA, Silva J, Hansen A, Johansen J, Sissener NH, Waagbø R. (2019) Recommendations for dietary level of micro-minerals and vitamin D3 to Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and post-smolt when fed low fish meal diets PeerJ 7:e6996.

Remen M, Solstørm F, Bui S, Klebert P, Vågset T, Solstørm D, Hvas M, Oppedal F 2016. Critical swimming speed in groups of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 659-664.

Remø SC, Hevrøy EM, Olsvik PA, Fontanillas R, Breck O, Waagbø R 2014. Dietary histidine requirement to reduce the risk and severity of cataracts is higher than the requirement for growth in Atlantic salmon smolt, independently of the dietary lipid source. *Brit. J. Nutr.*, 111, 1759-1772.

Roth B 2016. Avlusing av laksefisk med Optilice: Effekt på avlusing og fiskevelferd. Nofima, Inc., Tromsø, Norway.

Sambraus F, Remen M, Olsen RE, Hansen TJ, Waagbø R., Torgersen T., Lock E-J, Imsland A, Fraser TWK, & Fjellidal PG (2018) Changes in water temperature and oxygen: the effect of triploidy on performance and metabolism in large farmed Atlantic salmon. *Aquacult Environ Interact* 10,157-172.

Samsing F, Johnsen I, Stien LH, Oppedal F, Albretsen J, Asplin L, Dempster T 2016. Predicting the effectiveness of depth-based technologies to prevent salmon lice infection using a dispersal model. *Preventive Veterinary Medicine* 129, 48-57

Sele V, Sanden M, Berntssen MHG, Storesund J, Lie KK, Espe M, Lundebye A-K, Hemre G-I, Waagbø R, Ørnsrud R 2019. *Program for overvåking av fiskefôr – Årsrapport for prøver innsamlet i 2018*. Mattilsynets overvåkningsprogram. Rapport fra Havforskningen 30-2019, ISSN 1893-4536 (online), 56 pp.

Sigholdt F, Finstad B, Effect of low temperature on seawater tolerance in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Smolts. *Aquaculture* 84, 167-172.

Sissener N, Torstensen BE, Ruyter B, Østbye T-K, Waagbø R, Jørgensen SM, Hatlen B, Liland NS, Ytteborg E, Sæle Ø, Rud I, Remø SC, Mørkøre T, Dessen J-E, Skjerven K, Ytrestøl T, Holen E, Berge GM, Adam A-C 2016. Utredning: Effekter av endret fettsyresammensetning i fôr til laks relatert til fiskens helse, velferd og robusthet (Fett for fiskehelse - 2016): Oppdatering 2016: NIFES, Nofima og FHF 2016 99 s. NIFES NOFIMA.

Solberg MF, Skaala Ø, Nilsen F, Glover KA 2013. 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.

Sommerset I, Walde CS, Bang Jensen B, Bornø B, Haukaas A, Brun E 2020. Fiskehelserapporten 2019, utgitt av Veterinærinstituttet 2020.

Stien LH, Nilsson J, Hevrøy EM, Oppedal F, Kristiansen TS, Lien AM, Foledal O 2012. Skirt around a salmon sea cage to reduce infestation of salmon lice resulted in low oxygen levels. *Aquacultural Engineering* 51, 21-25.

Stien LH, Dempster T, Bui S, Glaropoulou A, Fosseidengen JE, Wright DW, Oppedal F 2016. 'Snorkel' sea lice barrier technology reduces sea lice loads on harvest-sized Atlantic salmon with minimal welfare impacts. *Aquaculture* 458, 29-37.

Stien LH, Lind MB, Oppedal F, Wright DW, Seternes T 2018. Skirts on salmon production cages reduced salmon lice infestations without affecting fish welfare. *Aquaculture* 490, 281-287.

Stien LH, Størkersen KV, Gåsnes SK, 2020. Analyse av dødelighetsdata fra spørreundersøkelse om velferd hos rensefisk. Rapport fra Havforskningen NR. 2020-6.

- Stien LH, Sæther PA, Kristiansen TS, Fjellidal PG og Sambraus F. 2019. Første samlerapport: Velferd for triploid laks i Nord-Norge — Fra utsett til slakt, utsett 2014-2017. Rapport fra Havforskningen 2019-47 ISSN:1893-4536
- Striberny A, Lauritzen DE, Fuentes J, Campinho MA, Gaetano P, Duarte Vm Hazlerigg DG, Jørgensen EH 2021. More than one way to smoltify a salmon? Effects of dietary and light treatment on smolt development and seawater growth performance in Atlantic salmon. *Aquaculture* 532, 736044
- Torstensen, BE, Ruyter B, Sissener N, Østbye, T-K, Waagbø R, Jørgensen SM, Ytteborg E., Rud I, Liland NS, Mørkøre T, Dessen J-E 2013. Utredning: Effekter av endret fettsyresammensetning i fôr til laks relatert til fiskens helse, velferd og robusthet (Fett for fiskehelse): NIFES, Nofima og FHF 2013, 80 s. NIFES NOFIMA rapport.
- Tørud, B, Bang Jensen B, Gåsnes S, Grønbech S, Gismervik K. m.fl. 2019: Dyrevelferd i settefiskproduksjonen – SMÅFISKVEL. VI Rapport 14-2019
- Vindas MA, Folkedal O, Kristiansen TS, Stien LH, Braastad BO, Mayer I, Øverli Ø, 2012. Omission of expected reward agitates Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Animal Cognition* 15, 903-911.
- Vindas MA, Madaro A, Fraser TWK, Höglund E, Olsen RE, Øverli Ø, Kristiansen TS 2016. Coping with a changing environment: the effects of early life stress. *Royal Society Open Science* 3, 160382
- Waagbø R 2006. Chap 13 Feeding and disease resistance in fish, In Mosenthin, R., Zentek, J. & Zebrowska, T. (eds.) *Biology of growing animal* : Elsevier Limited, pp. 387-415.
- Waagbø R 2008. Reducing production related diseases in farmed fish. In: Lie, Ø. (ed.) *Improving farmed fish quality and safety* : VS Woodhead Publishing, pp. 363-398.
- Waagbø R, Remø SC 2020. Chap 7. Functional diets in fish health management. In *Aquaculture Health Management* (edited by Fred Kibenge and Mark Powell), Elsevier pp 187-234.
- Waagbø R., Jørgensen SM., Timmerhaus G., Breck O. & Olsvik PA. 2017. Short-term starvation at low temperature prior to harvest does not impact the health and acute stress response of adult Atlantic salmon. *PeerJ* 5 :e3273; DOI 10.7717/peerj.3273
- Waagbø R., Olsvik P.A. & Remø SC 2020. Chapter 6. Nutritional and Metabolic Disorders. In *Climate Change and Non-infectious Fish Disorders (CCNFD)* (Editors Patrick TK Woo and George K Iwama), CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK, 102-124.
- Wang X, Olsen L, Reitan K, Olsen Y. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult Env Interac.* 2012;2: 267–283. doi:10.3354/aei00044
- Yuen JW, Dempster T, Oppedal F, Hvas M 2019. Physiological performance of ballan wrasse (*Labrus bergylta*) at different temperatures and its implication for cleaner fish usage in salmon aquaculture. *Biological Control* 135, 117-123.
- Øie G, Galloway T, Sørøy, M., Hansen, M.H., Norheim, I.A., Halseth, C.K., Almlie, M., Berg, M., Gagnat, M.R., Wold, P.-A., Attramadal, K., Hagemann, A., Evjemo, J.O., Kjørsvik, E., 2015. Effect of cultivated copepods (*Acartia tonsa*) in first feeding of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and ballan wrasse (*Labrus bergylta*) larvae. *Aquacult Nutr* 23, 3–17.
- Ørnsrud R, Silva M, Berntssen MHG, Lundebye A-K, Storesund J, Lie KK, Waagbø R & Sele V 2020. Program for overvåking av fiskefôr – Årsrapport for prøver innsamlet i 2019. Mattilsynets overvåkningsprogram. Rapport fra Havforskningen 2020-34, ISSN 1893-4536 (online), 44 pp.



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes

5817 Bergen

Tlf: 55 23 85 00

E-post: post@hi.no

www.hi.no