

Risikovurdering av miljøvirkninger av fiskeoppdrett

Til Fiskeridirektoratet per september 2012

Geir Lasse Taranger, Terje Svåsand, Mikko Heino, Ove Skilbrei, Øystein Skaala, Vidar Wennevik, Arne Ervik,
Pia Kupka Hansen, Vivian Husa, Raymond Bannister og Karin Kroon Boxaspen



Risikovurdering av miljøvirkninger av fiskeoppdrett til Fiskeridirektoratet pr september 2012

Geir Lasse Taranger, Terje Svåsand, Mikko Heino, Ove Skilbrei, Øystein Skaala, Vidar Wennevik, Arne Ervik, Pia Kupka Hansen, Vivian Husa, Raymond Bannister og Karin Kroon Boxaspen

Rapport frå Havforskningsinstituttet

Innhold

1. Innledning	3
2. Rømming og genetisk påvirkning	3
2.1 Oppdatert kunnskapsstatus – spredning av rømt laks	4
2.2 Trender innblanding i høstundersøkelsene i elv, og forhold knyttet til NLV	10
2.3 Verifisering med genetiske metoder	14
2.4 Forvaltningsråd 2012 – Rømming av laks og genetisk påvirkning.....	14
2.5 Referanser.....	16
3. Organisk belastning fra matfiskanlegg	17
3.1. Bakgrunn	17
3.2. Bunnpåvirkning	17
3.3. Miljømål og terskelverdier	18
3.4. Overvåkning og rapportering.....	19
3.5. Utfordringer	19
3.6. Tilstandsvurdering og anbefalinger	20
3.7. Referanser.....	20

1. Innledning

Havforskningsinstituttet har de to siste år foretatt risikovurdering av miljøeffekter av norsk fiskeoppdrett (Taranger et al. 2011 a,b), der en rekke risikofaktorer er vurdert opp mot målene i Regjeringens "Strategi for en miljømessig bærekraftig havbruksnæring" fra 2009. Konklusjonene har blitt presentert og drøftet i møter med etatslederne for Fiskeridirektoratet, Mattilsynet, Direktoratet for naturforvaltning og Klima og forurensningsdirektoratet, og en har fått innpill tilbake fra de ulike direktorat og tilsyn på arbeidet.

Arbeidet har vært fulgt opp med et konkret forslag til førstegenerasjons målemetoder for miljøeffekter (effektindikatorer) med hensyn på genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, samt påvirkning av lakselus fra oppdrett på villlevende laksefiskbestander (Taranger et al. 2012), på bestilling fra Fiskeri- og kystdepartementet (FKD).

I tildelingsbrevet til Havforskningsinstituttet fra FKD for 2012 heter det: *"Det er viktig at havbruksforvaltningen har en risikobasert tilnærming til sitt forvaltnings- og tilsynsarbeid. Fiskeri- og kystdepartementet vil ha en separat prosess med Havforskningsinstituttet, sammen med Fiskeridirektoratet og Mattilsynet om innretningen av dette arbeidet. I tillegg skal Havforskningsinstituttet på bestilling fra departementet, Fiskeridirektoratet eller Mattilsynet levere konkrete risikovurderinger innenfor sitt ansvarsområde."*

Fiskeridirektoratet har etterspurt risikovurdering innen sine forvaltningsområder pr utgangen av september hvert år for å kunne hensynta en slik kunnskaps- og tilstandsoppdatering i sine egne prioriteringer og prosesser. I 2011 leverte Havforskningsinstituttet en full risikovurdering pr september 2011, men i 2012 har stor arbeidsbelastning på en del av nøkkelpersonene gjort at den fulle risikovurderingen kommer pr desember 2012 og publiseres i januar 2013. Dette muliggjør også en bedre innpassing av sentrale overvåkingsdata som bl.a. fra lakselus på villfisk i risikovurderingen.

For å ivareta Fiskeridirektoratets behov for risikovurdering innen sine områder har vi i denne omgang foretatt en risikovurdering knyttet til rømt laks og risiko for varige genetiske endringer i villakspopulasjonene, samt en risikovurdering av påvirkning av organisk materiale fra matfiskanlegg pr september 2012. Disse elementene vil også inngå i den mer omfattende risikovurderingen som kommer i januar 2013.

Referanser

- Taranger, G.L. Svåsand, T., Madhun A.S. og Boxaspen K.K. (Redaktører), 2011a. Risikovurdering miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett 2010. Fisken og havet særnr. 3-2010. 93s.
- Taranger, G.L. Svåsand, T., Madhun A.S. og Boxaspen K.K. (Redaktører), 2011b. Oppdatering - Risikovurdering miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett 2011. Fisken og havet særnr. 3-2011. 99s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Bjørn, P.A., Jansen, P.A. Heuch, P.A., Nygaard Grøntvedt, R., Asplin, L. Skilbrei, O., Glover, K., Skaala, Ø., Wennevik, V. og Boxaspen, K. K. 2012. Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn på genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, samt påvirkning av lakselus fra oppdrett på villlevende laksefiskbestander. Rapport fra Havforskningsinstituttet (13/2012) og Veterinærinstituttet (7/2012), 41s.

2. Rømming og genetisk påvirkning

De offisielle rømmingstallene for laks har vist en nedadgående trend fra 921.000 i 2006 til 111.000 i 2008. Rømmingstallene har deretter vært økende til 365.000 i 2011. Disse tallene er imidlertid forbundet med usikkerhet, og det er sannsynlig at de faktiske rømmingstallene er betydelig høyere. Havforskningsinstituttets identifisering av urapportert rømt laks bekrefter at de rapporterte rømmingstallene er minimumstall.

Genetisk påvirkning skjer i elvene på gyteplassen, og det er etablert et program for måling av innblanding av rømt fisk i høstbestanden. Fiskeridirektoratet finansierer for prøvetaking i ca. 20 elver og DN for et tilsvarende antall elver. NINA er ansvarlig for programmet, innhenter informasjon fra andre bidragsytere (Rådgivende Biologer, UNI Miljø, Veterinærinstituttet) og rapporterer samlet alle undersøkelser som er basert på skjellanalyser (Fiske 2012). Andelen rømt fisk i disse høstundersøkelsene benevnes ofte "høstprosent" og er et estimat på hvor stor andel rømt fisk der er på gyteplatene i de enkelte elvene. Programmet har vært evaluert, og Skilbrei et al. (2011) har vist at en må øke antall elver til minimum 100 for å få et representativt estimat på innslag av rømt fisk i fem regioner (minimum tjue elver pr region).

Selv om det er en viss sammenheng mellom innslag av rømt fisk og genetisk påvirkning (Glover et al. 2012), er det nødvendig å verifisere effekten av høyt innslag av oppdrettsfisk i form av genetisk endring i de ville populasjonene med genetiske metoder (Glover et al. 2011; 2012, Taranger et al. 2012). Til dette er det foreslått å

bruke to ulike sett med genetiske markører; SNP'er som er antatt å kunne skille mellom rømt oppdrettslaks og villaks (Karlsson et al. 2011), og mikrosatellitter som er antatt å være nøytrale markører for den genetiske strukturen hos laksepopulasjonene i de ulike elvene (Glover et al. 2011; 2012).

I en nylig rapport ble det foreslått å bruke andelen rømt laks (målt som enten høstprosent eller som årsprosent) som en varslingsindikator for risiko for genetisk endring i ville laksepopulasjoner, og genetiske metoder som verifiseringsindikator for å måle den faktiske innkrysningen og genetiske endringen i ulike villakspopulasjoner (Taranger et al. 2012). Selve den statistiske beregningen av genetisk endring over tid eller "restandel" villaks i en gitt elv må imidlertid videreutvikles i fagmiljøene, og skal deretter kvalitetssikres gjennom en internasjonal peer-review-prosess i løpet av 2012 og 2013 før storskala bruk i overvåkingssammenheng (Taranger et al. 2012).

Pr i dag baseres rådgiving hovedsakelig på varslingsindikatoren "andel rømt fisk i elv". Det er foreslått at en bruker en grenseverdi på > 20 % høstprosent for høy risiko for genetisk påvirkning, 5–20 % for moderat risiko, og < 5 % for lav risiko, for eksempel basert på et gjennomsnitt av de 3 siste år for hver elv. Prøver kan subsidiært erstattes eller suppleres med data fra sportsfiske i elven (regnet om til den såkalte "årsprosenten" etter en gitt modell). Det er også foreslått grenseverdier for høy og moderat påvirkning når det gjelder årsprosenten (se Taranger et al. 2012).

Hvis varslingsindikatoren viser høy sannsynlighet for genetisk påvirkning er det foreslått at en setter inn umiddelbare tiltak, som f.eks. utfisking av rømt laks fra elven. En bør prioritere først tiltak i sårbare bestander, da det er vurdert at disse vil være mer utsatt for genetisk endring ved en gitt andel rømt laks i elven.

I denne rapporten gir vi en oppdatert kunnskapsstatus for spredning av rømt laks, siden denne kunnskapen er vesentlig når tiltak skal settes inn mot rømt fisk. Vi har også analysert trender i andel rømt fisk i vassdrag med høstundersøkelser for perioden 2006-2011, og har til slutt vist et eksempel på rådgiving basert på foreslåtte terskelverdier i indikatorrapporten (Taranger et al., 2012) for elver hvor en har undersøkt innblanding av rømt laks om høsten i minimum to år i perioden 2009-2011.

2.1 Oppdatert kunnskapsstatus – spredning av rømt laks

Den nåværende kunnskapen om spredningsmønster til rømt fisk er i hovedsak basert på merke/gjenfangst studier. Vi vil her gi en oppsummering av de fleste forsøkene som har vært gjennomført i regi av Havforskningsinstituttet, og vil referere til andre relevante studier som Fiske et al. (2006) og Hansen (2006).

En betydelig andel av smolten i Norge (ca. 40 %) er såkalt høstsmolt som overføres til merder i sjø i fiskens første leveår. Fra 2007 til 2009 har vi merket og sluppet høstsmolt fra Matre. I 2008 ble også vandringsmønsteret til fisk merket med akustiske merker kartlagt i Masfjorden. Konklusjonen er at denne fisken faktisk viser typisk smoltadferd og vandrer hurtig ut fjorden mot åpent hav. Adferden ser derfor ut til å være mer styrt av lysbehandlingen den fikk før den flyttet utendørs, enn av de reelle daglengdene om høsten. Det var sterke indikasjoner på at mange ble tatt av rovfisk, spesielt av lyr, på vei ut av fjorden. Dette var nok en av grunnene til at overlevelsen i havet var 0 % (1 voksen gjenfangst av over 20 000 smolt), i tillegg må vi anta at smolt som kommer ut i havet så seint på året har mye dårligere muligheter for å overleve i naturen enn smolt som rømmer om våren og sommeren (forholdstallet 1:36 i våre forsøk). Forsøkene våre tyder derfor på at de miljømessige risikoene ved rømming av sjøklar høstsmolt er relativt lave sammenlignet med vårsmolt.

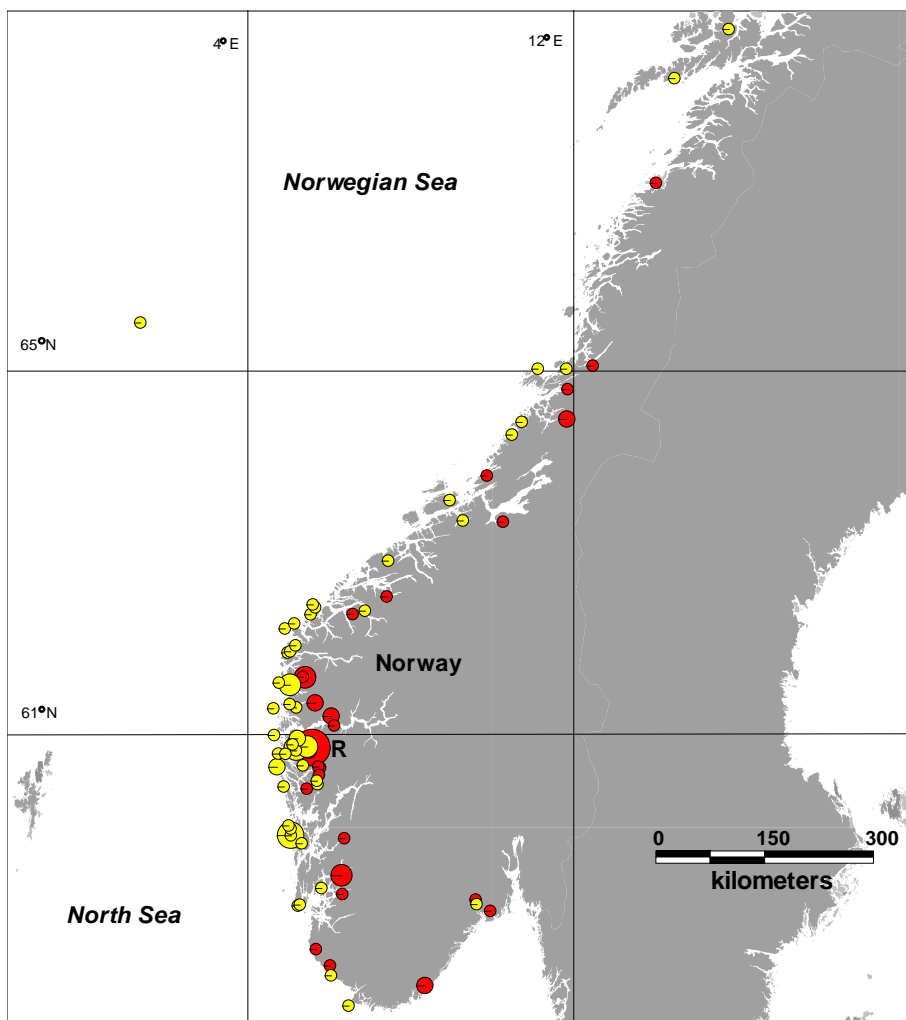
Fra 2005 og fram til i dag har det blitt sluppet laksesmolt (vårsmolt) innerst i Masfjorden i Hordaland (fra Matre Forskningsstasjon). Tyngdepunktet av gjenfangstene har vært i nærområdet, men fisk har gått opp i elver langs hele strekningen fra Østlandet til Nordland (Figur 2.1.1). Slipp av smolt fra merder på kysten av Hordaland i havbeiteprosjektene på 90-tallet gav like stor geografisk spredning av både smålaksen og mellomlaksen som kom tilbake (Figur 2.1.1 & 2.1.3), men mønsteret var noe annerledes med overraskende mange gjenfangster fra elver på Sørlandet.

Også voksen laks som har blitt sluppet fra merder i Hordaland spredde seg over en stor del av kysten i Sør-Norge før de ble fanget, i hovedsak i løpet av et par måneder. Selv om materialet er begrenset tyder gjenfangstene av slipp av voksen laks at den geografiske spredningen var mindre når fisken ble sluppet fra anlegg lenger nord, som fra kysten av Møre, i Trøndelag og i Nordland (Figur 2.1.4). I de tilfellene det kom igjen laks etter slipp av smolt var de også lokalisert til samme fylke. Data fra havbeiteprosjektet på 90-tallet bekrefter at smolt sluppet fra Vega i hovedsak kommer tilbake til Nordland, selv om fisken er forskjøvet noe nordover slik at noen også blir fanget i Troms (Figur 2.1.5). Havbeitedataene illustrerer også hvor mye ferskvannstilørighet har å si for den påfølgende spredningen. Smolten som ble sluppet i Vefsna vandrer helst opp i elver inne i fjorder, mens den fra merder på Vega er mer spredd langs kysten. Da vi laget et kunstig brakkvannslag i merdene på Vega året etter

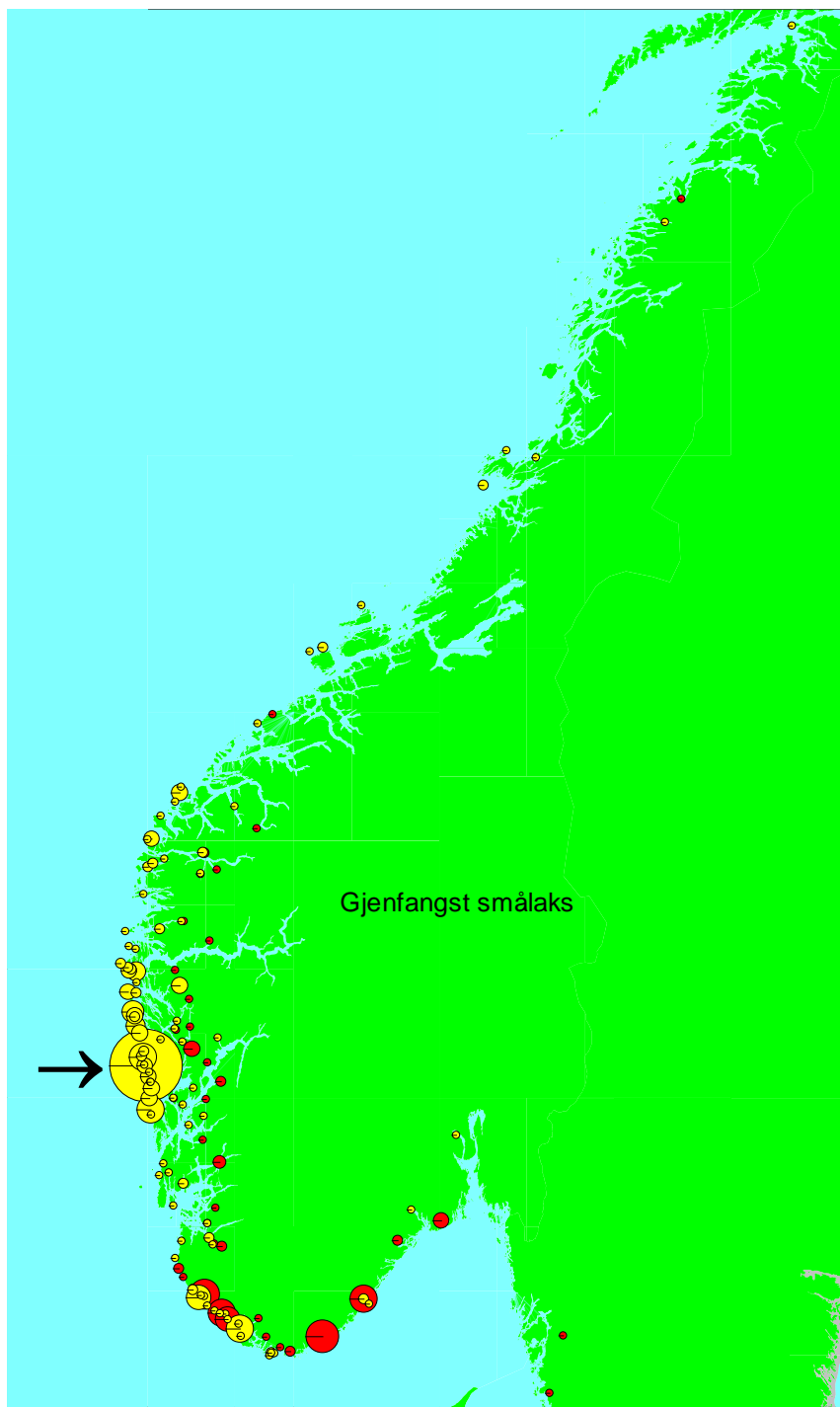
oppnådde vi også en overraskende høy tilbakevandningspresisjon til Vega. Disse dataene, i tillegg til de fra Hordaland, indikerer at rømming av smolt i brakkere vann og/eller i fjorder kan føre til at i det minste en komponent av fisken kommer tilbake til nærområdet når den er kjønnsmoden.

Vi har ingen tilsvarende data fra Troms, og kun ett slipp av voksen laks i Finnmark (Figur 2.1.4). Fordi det går en strøm i østlig retning langs kysten i disse områdene og det er et tiltagende innslag av russisk laks mot øst i Finnmark antar vi at denne hydrografien har betydning for spredning av fisk dette området, men har ingen konkrete anslag for hvordan laks som rømmer i dette området sprer seg.

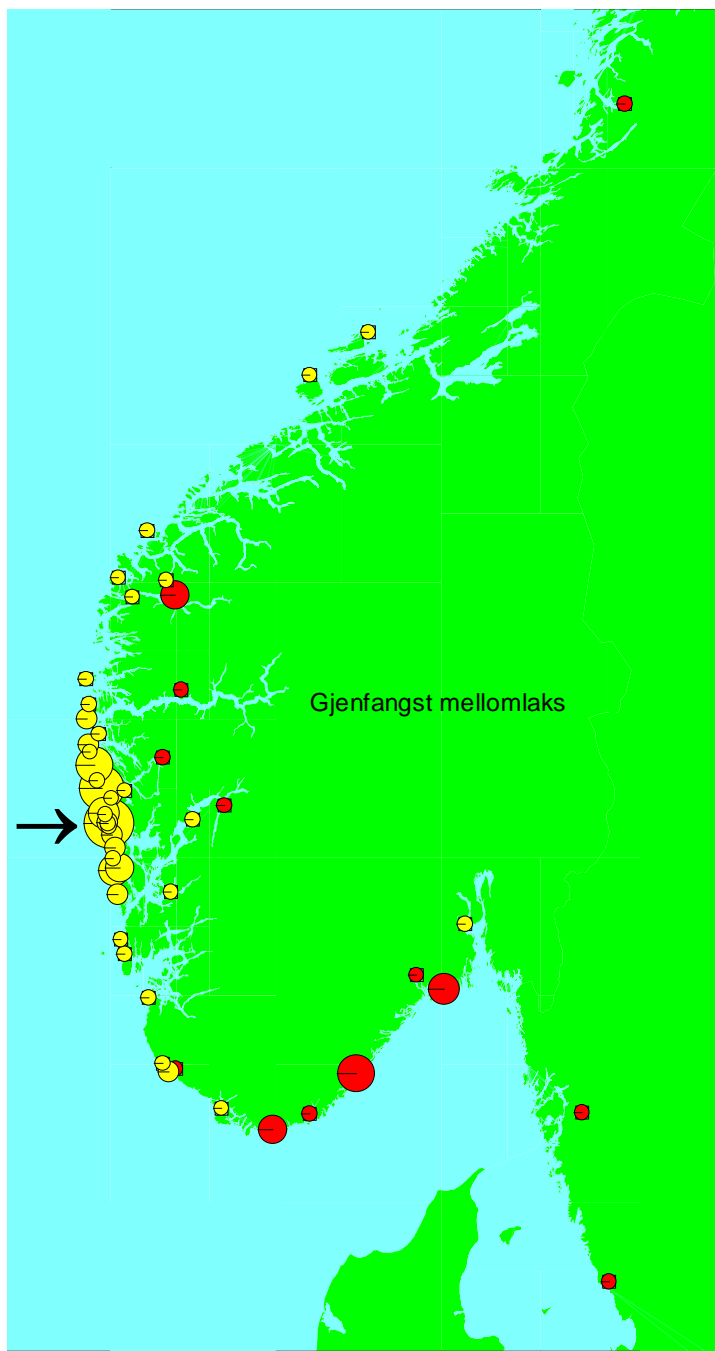
Mesteparten av de merkete laksene som har blitt fanget i elv ble satt ut som smolt. Slipp av voksne laks har gitt relativt få gjenfangster i elvene. En hovedårsak til dette er at fisken har vært umoden ved slipp, og svært få har overlevd fram til de har blitt kjønnsmodne. De som har gått opp i elv har vanligvis blitt gjenfanget i fylket der utsettingen ble foretatt i løpet av noen måneder. Vi antar at kjønnsmodningen hadde startet i disse da de ble sluppet, og at spredningen til elv av voksen, kjønnsmodnende fisk som rømmer kan være noe mindre enn for smolt som rømmer. Erfaringene etter en nylig rømming av stor stamfisk fra en fjord i Sunnhordland skal etter sigende vise at en høy andel er blitt gjenfanget i sjøen og i elver i regionen i løpet av den samme høsten.



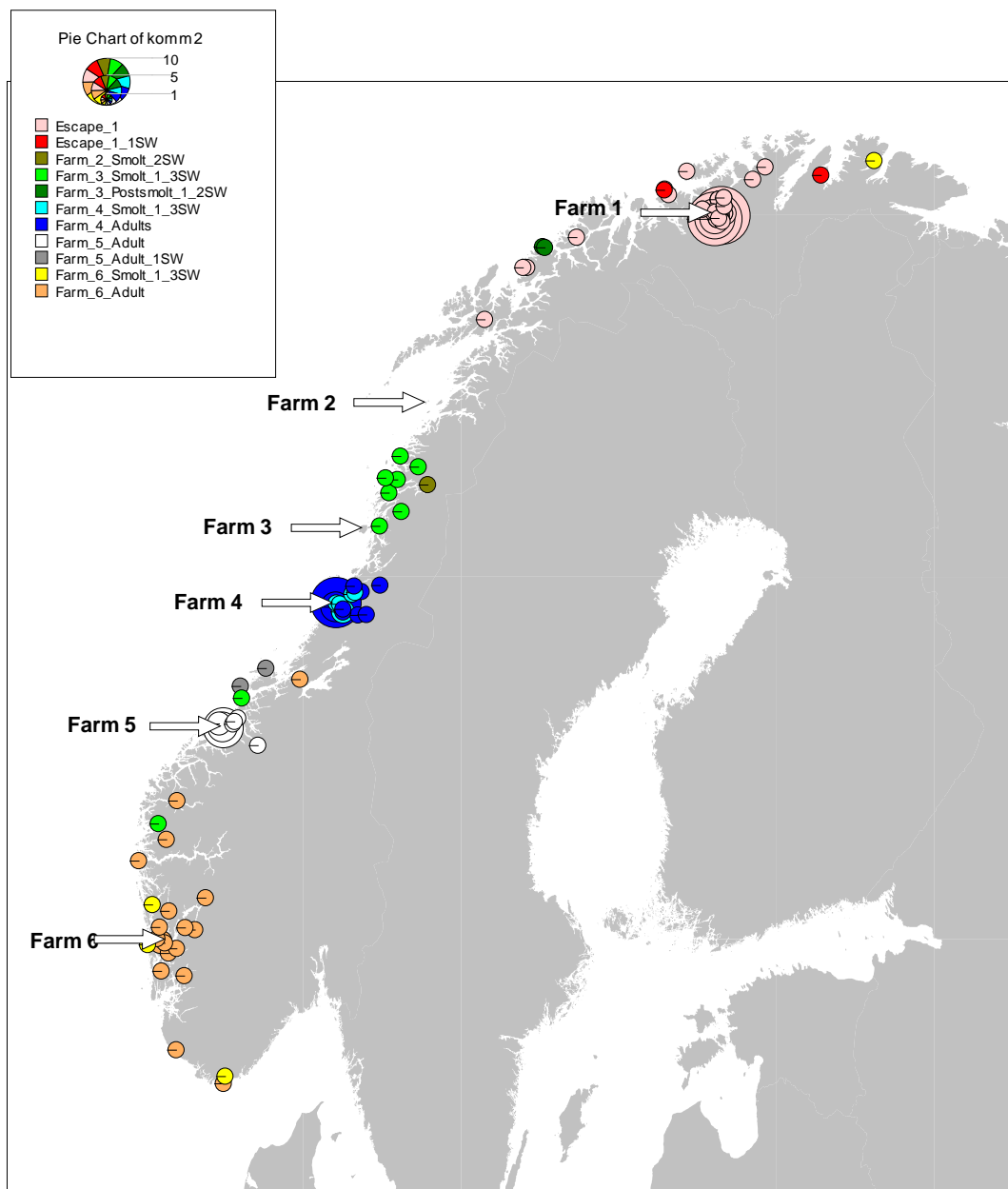
Figur 2.1.1. Gjenfangster av voksen laks sluppet som smolt i perioden 2005–2010 fra Matre i Masfjorden. Ca 50 % av gjenfangstene ble tatt i umiddelbar nærhet av slippstedet (R), og er ikke vist på kartet. Størrelsen på sirklene angir antall fisk fanget i hver posisjon. Gul er fisk fanget i sjøvann mens rød angir fangst i elv.



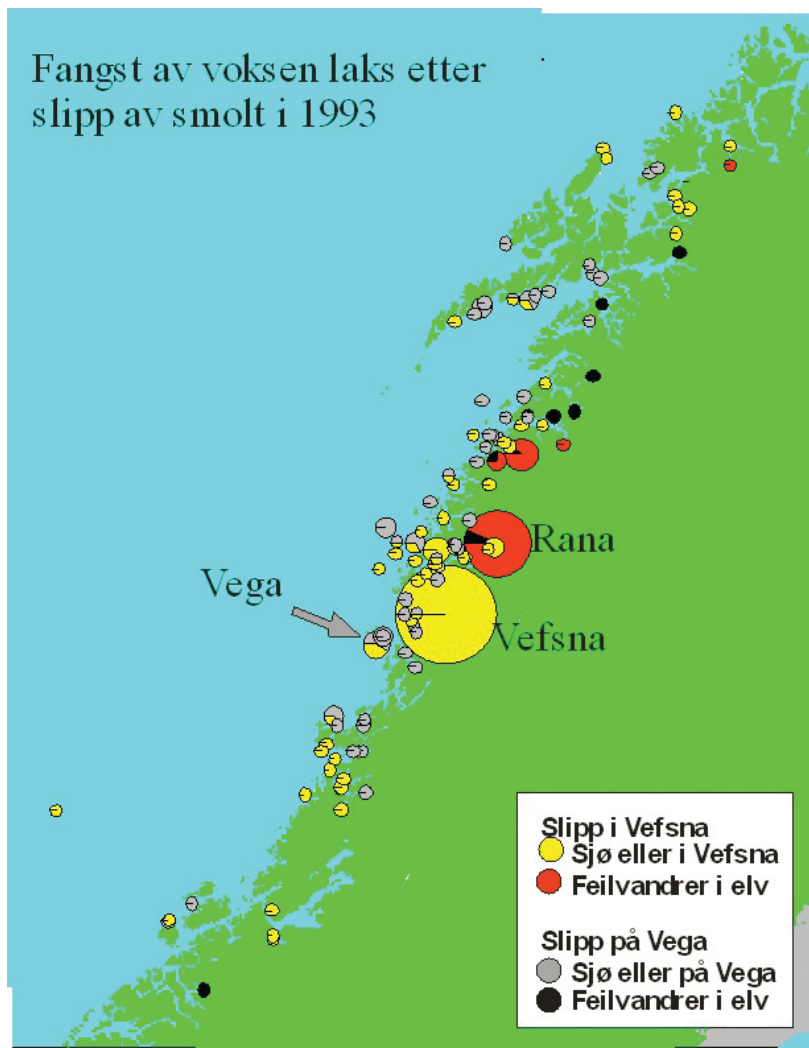
Figur 2.1.2. Gjenfangst av smålaks etter slipp av havbeitesmolt på Sotra (se pil) i 1993. Gule sirkler er fangst på utsettingssted eller i sjø, mens røde er i elv. Størrelsen på sirklene gir antall laks fra 1 til 44.



Figur 2.1.3. Gjenfangst av mellomlaks etter slipp av havbeitesmolt på Sotra (se pil) i 1993. Gule sirkler er fangst på utsetningssted eller i sjø, mens røde er i elv. Størrelsen på sirklene gir antall laks fra 1 til 8.



Figur 2.1.4. Gjenfangster fra slipp av smolt og voksen laks fra seks kommersielle anlegg. Slippet på "Farm 1" er egentlig kilenotfisket laks som er merket og sluppet igjen etter stor rømming av nesten 100 000 laks på ca 3 kg fra "Farm 1". Det er angitt om det er smolt, postsmolt (smålags om høsten) eller eldre fisk som har blitt sluppet. Hvis ikke annet er oppgitt er fisken fanget de første månedene etter slipp. Hvis de er fanget etter ett eller flere år er det gitt som 1SW, 2SW, eller 1–3 SW (antall vintre i sjø). Størrelsen på sirklene tilsvarer fra 1–10 fisk.



Figur 2.1.5. Gjenfangst av laks etter smoltslipp i Vefsna og på Vega (fra HI og NINAs havbeiteforsøk med utgangspunkt i Vefsna stamme).

Oppsummering og vurdering av mulig soneinndeling

Et aktuelt spørsmål som kan stilles er om det er mulig å dele Norge inn i soner, hvor det er høy sannsynlighet for at rømt fisk som vandrer opp i elver har rømt fra samme sone.

Forsøkene med slipp av merket oppdrettslaks bekrefter konklusjonen til Fiske et al. (2006) om at det er mest sannsynlig at rømt laks vandrer opp i elver i samme region, men det er samtidig en betydelig spredning av fisk over store avstander. Det kan se ut som om spredningen er høy for fisk som rømmer fra Hordaland, og mulig lavere i for eksempel Nord-Trøndelag og Nordland. Dette kan ha sammenheng med at de rådende strømsystemene langs kysten påvirker transport av og navigering hos rømt laks. Rømt fisk i et spesifikt vassdrag vil ventelig komme fra ulike kilder. Sannsynligheten for at den rømte fisken kommer fra nærområdet vil avhenge av en rekke faktorer som rømmingssted, rømmingstidspunkt og kjønnsmodningsstatus ved rømming, vassdragets lokalisering (kystnært eller i fjord) og topografi og andre faktorer.

Det er en trend at mulige rømmingssteder avtar med avstand fra elv. Det er imidlertid så mange kofaktorer som inngår at vi med dagens datatilgang ikke har mulighet til å forutsi den eksakte geografiske utstrekning for lokalisering av sannsynlige kilder for rømt fisk for det enkelte vassdrag.

Selv om det ikke er mulig å dele inn Norge i eksakte soner basert på spredning og fordeling av rømt fisk, kan det likevel gjøres en inndeling basert på sannsynlighet for at rømt fisk som vandrer opp i elv, eller blir gjenfanget i sjø, kommer fra samme sone. For at sannsynligheten skal være høy viser våre data at sonene må være store. En mulig inndeling kan være inndeling i tre soner: Østfold til og med Møre og Romsdal (1), Sør-Trøndelag til og med Nordland (2) og Troms og Finnmark (3) som vist i tabell 2.1.1.

For 10 av 11 slipp var < 10,5 % av fisken fangen utenfor slippsonen (tabell 2.1). I et slipp fra Vega var hele 36,4 % fanget utenfor slippsonen. Fra dette slippet var imidlertid kun 11 fisk gjenfanget totalt. Et større slipp fra Vega (122 gjenfanget) viser imidlertid kun 2,5 % gjenfanget i andre soner (tabell 1). Det må også understrekes at av 77 gjenfangster utenfor slippsonen, var kun 18 fanget i elv for alle slipp.

Også data fra Hansen (2006) støtter våre konklusjoner for fisk som ble sluppet på Vestlandet (Bersagel). Imidlertid viser data fra et annet slipp (voksen oppdrettslaks) fra Nordland (Meløy) at fisken spredte seg nordover kort tid etter slippet og et høy andel av disse ble gjenfanget langs kysten av Troms og Finnmark, men kun et mindretall i elver (Hansen 2006).

Oppsummert viser dette eksempel på mulig soneinndeling at store soner gir en viss sikkerhet for at den rømte fisk som blir fanget i elv og sjø, kommer fra samme sone. Det understrekes at datagrunnlaget er spinkelt spesielt fra de to nordligste fylkene.

Tabell 2.1.1. Oppsummering av merkedata der fangsten er klassifisert i henhold til om fisken ble fanget innenfor den av de tre sonene den ble sluppet i. Sonene er 1: Østfold til og med Møre og Romsdal, 2: Sør-Trøndelag til og med Nordland og 3: Troms og Finnmark. Tallene angir total fangst i sjø og i elv, antall i elv er spesifisert i parentes. * = Vefsna data fra B.O. Johnsen, NINA.

Sone	Fylke	Slipp	Type	Fangst (n)		Fangst %
				innenfor sonen	utenfor	utenfor
1	Hordaland	Matre	oppdrett	158(38)	18(8)	10.2
1	Hordaland	Telavåg	havbeite	413(109)	10(2)	2.4
1	Hordaland	v/Stord	oppdrett	21(5)	2	8.7
1	Hordaland	Hardangerfjord	oppdrett	34(1)	0	0
1	Møre og Romsdal	Averøy	oppdrett	15(1)	1	6.3
2	N Trøndelag	Fosnes	oppdrett	23 (2)	0	0
2	Nordland	Træna	oppdrett	1	0	0
2	Nordland	Vega	oppdrett	7	4	36.4
2	Nordland	Vega	havbeite	119 (21)	3(1)	2.5
2	Nordland	Vefsna*	havbeite	551(150)	38(7)	6.9
3	Finnmark	Alta	oppdrett	59 (3)	1	1.7

2.2 Trender innblanding i høstundersøkelsene i elv, og forhold knyttet til NLV

Det tilgjengelige datamaterialet for å undersøke trender i innblanding av rømt fisk setter begrensninger for en detaljert og sikker analyse (Skilbrei et al. 2011). Med disse forbeholdene har vi likevel beregnet midlere innslag av rømt fisk, for hele landet (Figur 2.2.1) og pr fylke (Figur 2.2.2), samt analysert utviklingen i perioden 2006–2011 med en logistisk regresjon. Gjennomsnittlig innslag av rømt fisk for alle undersøkte elver har variert mellom 11,7 og 16,1 %, men trenden er ikke signifikant (Figur 2.2.1). En kan således ikke konkludere med at innslaget av rømt fisk verken har økt eller minnet signifikant på landsbasis i denne tidsperioden.

På fylkesnivå finner en store variasjoner, med signifikant økning i innblanding av rømt fisk i Hordaland, Nord-Trøndelag, Troms, og Finnmark, og signifikant reduksjon i Rogaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, og Sør-Trøndelag. Det er også store forskjeller i innslag mellom fylker.

Forhold knyttet til Nasjonale laksevassdrag

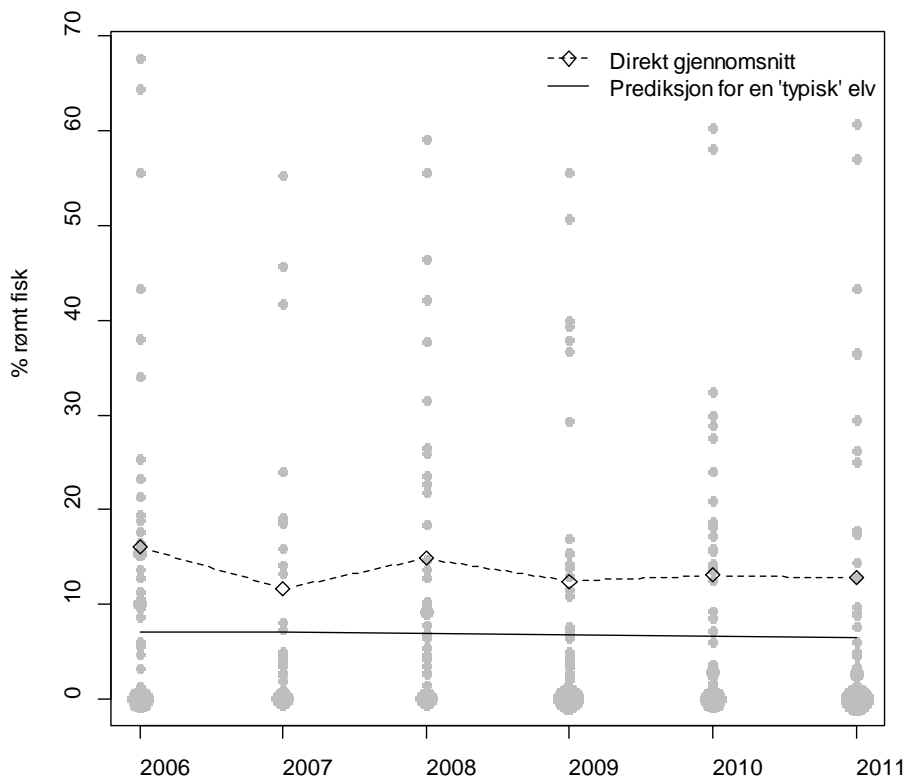
I 2007 opprettet Regjeringen 52 Nasjonale laksevassdrag (NLV) og 29 Nasjonale laksefjorder (NLF). Den eksisterende høstundersøkelsen (Fiske 2012) omfatter få elver, og gir ikke et tilstrekkelig grunnlag for å sammenligne andelen rømt laks i NLV og ikke NLV. For å få et bedre bilde har vi også sett på annen tilgjengelig informasjon.

Forskere på NINA har nylig presentert et 20 års gjennomsnitt for rømt fisk i 99 elver for perioden 1989–2009 (Diserud et al. 2012). I Figur 2.2.3 er 96 av disse elvene karakterisert som lav (< 4,0 %) moderat (4,0–12,9 %) og høy sannsynlighet (> 12,9 %) for genetisk påvirkning basert på grenseverdier foreslått for årsprosent gitt i Taranger et al. (2012). Av de 96 elvene kommer 18 %, 37 % og 45 % i kategoriene lav, moderat og høy sannsynlighet for genetisk påvirkning basert på gjennomsnittlig årsprosent av rømt laks de siste 20 år. Blant

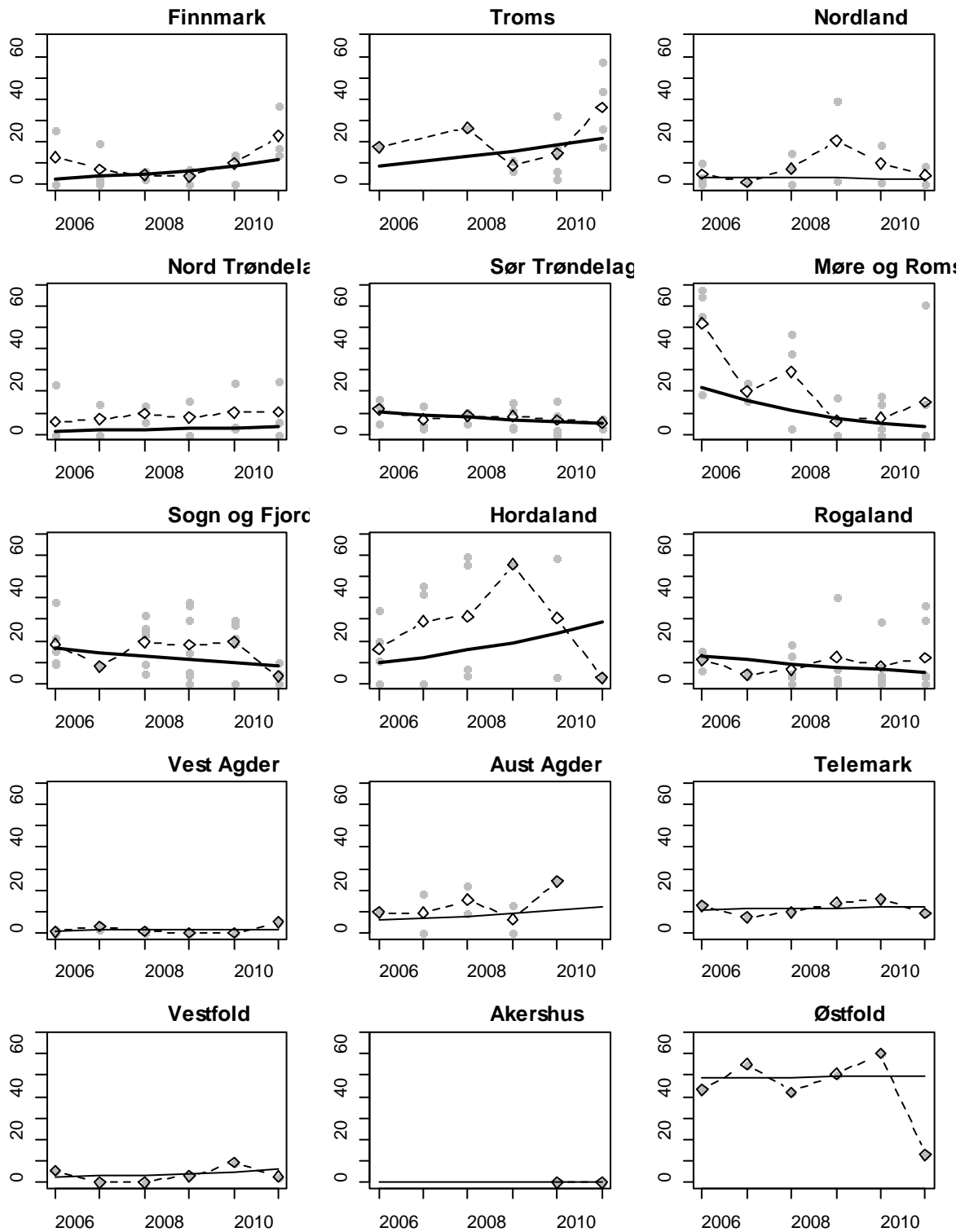
elver klassifisert som Nasjonale Laksevasdrag (NLV), er det færre i kategorien høy sannsynlighet for genetisk påvirkning (45 elver; lav: 20 %, moderat: 44 %, høy: 36 %) enn blant elver som ikke er Nasjonale Laksevasdrag (51 elver; lav: 16 %, moderat: 31 %, høy: 53 %). Forskjellen mellom fordelingene i NLV vs. ikke NLV er ikke signifikant ($\chi^2 = 2,95$, $p = 0,228$). For et signifikant resultat med disse fordelinger, måtte antall elver litt mer enn dobles.

Tilsvarende karakterisering basert på høstundersøkelser (Fiske 2012) de siste tre år (2009-2011) for elver med minimum data fra to av årene (36 elver) viser 36,1 %, 33,3 % og 30,6 % i kategoriene lav, moderat og høy sannsynlighet for genetisk påvirkning (Figur 2.2.4). Også her er andel blant NLV-elver med høy sannsynlighet for genetisk påvirkning (25 elver; lav: 32,0 %, moderat: 40,0 %, høy: 28,0 %) lavere enn blant elver som ikke er klassifisert som NLV (11 elver, lav: 45,4 %, moderat: 18,2 %, høy: 36,4 %). Heller ikke her finner en signifikante forskjeller i fordelingene i NLV vers ikke NLV ($\chi^2 = 1.65$, $p = 0,44$).

Selv om data fra høstundersøkelsene indikerer en lik utvikling i NLV og i ikke NLV (beregnet med en logistisk regresjon), vil en ha behov for mer data for å svare opp de spørsmålene fiskeriforvaltningen reiser med nødvendig presisjon. Generelt viser varslingsindikatoren andel rømt fisk at en stor andel av de undersøkte elvene er i kategori moderat eller høy sannsynlighet for å være genetisk påvirket, både når en ser på høstprosent og på årsprosent.

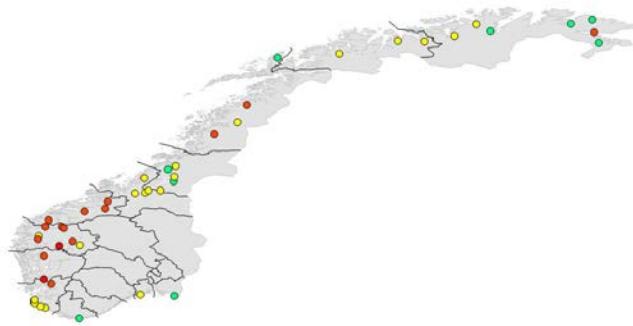


Figur 2.2.1. Gjennomsnittlig % rømt oppdrettslaks (◇) i høstundersøkelsene for årene 2006–2011 for totalt 59 elver fra (Fiske 2012), vist for hele Norge. Utvikling av innslag av rømt laks i perioden 2006–2011 er også analysert med logistisk regresjon: `lmer(cbind(#Rømt,#Vill)~år+(år|elv), family=binomial)` (Programmert i R). Prediksjoner basert på modell er vist med heltrukken linje (Ikke signifikant trend).

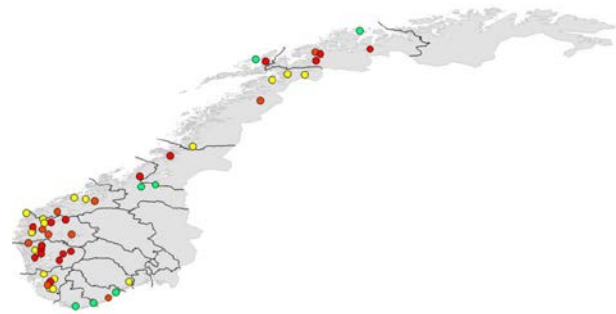


Figur 2.2.2. Gjennomsnittlig % rømt oppdrettslaks (◇) i høstundersøkelsene for årene 2006–2011 for totalt 59 elver (Fiske 2012), vist pr fylke. Utvikling av innslag av rømt laks for årene 2006 til 2011 er også analysert med logistisk regresjon for hvert fylke: $\text{Imer}(\text{cbind}(\#R\text{ømt}, \#Vill) \sim \text{år} + (\text{år} | \text{elv}), \text{data} = d, \text{family} = \text{binomial})$ (Programmeret i R). Prediksjoner basert på modell er vist med heltrukket linje (Signifikant trend er vist som tykk linje).

NASJONALE VASSDRAG



IKKE NASJONALE VASSDRAG



2.3 Kategorisering basert på gjennomsnittlig årlig % rømt oppdrettslaks i bestanden i perioden 1989-2009 for 96 av 99 elver undersøkt av Diserud et al. (2012) fordelt på Nasjonale laksevassdrag og andre vassdrag. Elvene er kategorisert basert på transformerte grenseverdier for årsprosent for lav (grønn: <4,0 %) moderat (gul: 4,0-12,9 %) og høy sannsynlighet for genetisk påvirkning (rød: >12,9 %) i henhold til Taranger et al. (2012).



Figur 2.2.4. Kategorisering basert på gjennomsnittlig % rømt oppdrettslaks i høstundersøkelsene i perioden 2009-2011 for totalt 36 elver med data for minst to av de tre årene i perioden (Fiske 2012) fordelt på Nasjonale laksevassdrag og andre vassdrag. Elvene er kategorisert basert på for lav (grønn: <5 %) moderat (gul: 5-20 %) og høy sannsynlighet for genetisk påvirkning (rød: >20 %), i henhold til Taranger et al. (2012).



Figur 2.2.5. Genetisk stabilitet, grønn-gul-oransje-rød: lav til høy, basert på foreløpige analyser i 21 elver (Taranger et al. 2012).

2.3 Verifisering med genetiske metoder

Innblanding av rømt fisk er foreslått som en varslingsindikator, og som beskrevet i Taranger et al. (2012) må tilstanden med hensyn på genetisk integritet verifiseres med genetiske metoder. En karakterisering av genetisk stabilitet over tid er gjort for 21 elver basert på foreløpige analyser (Figur 2.3.5).

Disse analysene viser at selv om det er et vist samsvar mellom innblanding av rømt fisk og genetisk stabilitet, er det også flere elver hvor det ikke er en direkte sammenheng mellom det beregnede innslaget av rømt laks (målt som både høstprosent og årsprosent) og estimert genetisk endring i bestanden. Som Havforskningsinstituttet har pekt på i tidligere utredninger, kan det være flere årsaker til dette (Taranger et al. 2012). Det er for eksempel uklart hvor stor andel av den rømte oppdrettslaksen som fanges i elv, som er kjønnsmoden, og det er usikkerhet i estimatene for innblanding av rømt fisk (Skilbrei et al. 2011). Derneft er det også vist at gytesuksessen hos rømt oppdrettslaks er lavere enn hos villaks, og at suksessen er langt lavere for rømt hannfisk enn for rømt hunnfisk (Fleming et al. 1996; Weir et al. 2004). Et nytt arbeid viser dessuten at eggstørrelse har stor betydning for overlevelse både hos avkom av rømt oppdrettslaks og hos villaks, og at oppdrettslaksens avkom har redusert konkurransevne og overlevelse med økende tetthet av lakseunger i elven (Skaala et al. 2012). Dette er forhold som kan variere mellom elver. Mer endelige konklusjoner på status av genetisk innblanding, kan ikke trekkes før tilstanden i et større antall elver er verifisert med de genetiske metodene som nå er etablert, tidligst 2013.

2.4 Forvaltningsråd 2012 – Rømming av laks og genetisk påvirkning

I rapporten Taranger et al. (2012) har vi tidligere foreslått at varslingsindikatoren for rømt fisk (gjennomsnitt siste tre år) vil gi følgende elvevis oppfølging som vist i figuren under:

1. Høstprosent < 5 %: Ikke behov for utvidet tilstandsverifisering eller tiltak. Tilstandsvurdering kun for elver som inngår i basisovervåkingen.
2. Høstprosent > 5 %: Behov for tilstandsverifisering (genetiske analyser – parr), direkte tiltak i sårbare bestander.
3. Høstprosent > 20: Tiltak igangsettes direkte (for eksempel utfisking av rømt fisk) samtidig med tilstandsverifisering.

I tabell 2.4.1 har vi vist hvordan dette vil slå ut basert på elver med data på innblanding av rømt fisk for minimum 2 år for de siste tre år (2009-2011) i høstundersøkelsene.

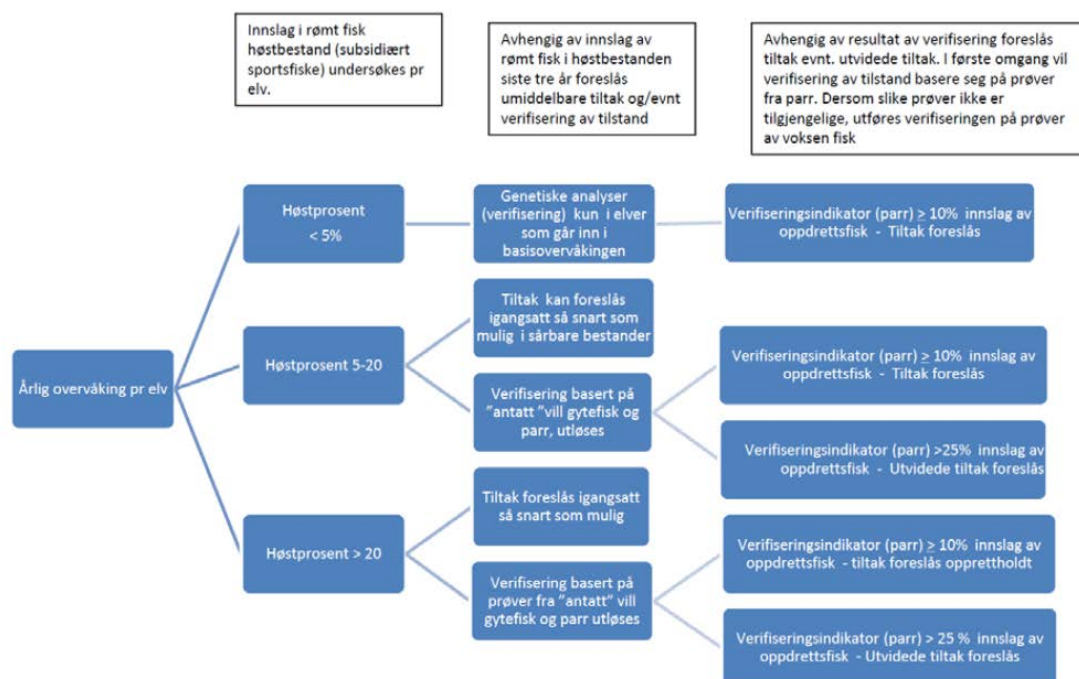


Fig 2.4.1 Skisse for overvåking av % innblanding av oppdrettslaks i elv (varsling) med tilhørende behov for verifisering av tilstand (verifisering) og tiltak (fra Taranger et al. 2012).

Tabell 2.4.1. Karakteristikk og bestandsvurdering (Anon. 2012) i 36 elver med høstundersøkelser i minimum 2 år for perioden 2009-2011 (Fiske 2012). Risikovurdering er gitt med karakterisering basert på HIs risikovurdering (Taranger et al. 2011) > 20 % høstprosent - høy risiko for genetisk påvirkning (rød), 5–20 % - moderat risiko (gul) og < 5 % - lav risiko (grønn) basert på et uveid gjennomsnitt av de 3 siste år for hver elv. Det er også vist hvilke av disse elvene som er omhandlet av ordningen med nasjonale laksevassdrag, og gjennomsnittlig årsprosent for perioden 1989-2009 (Diserud et al. 2012). Siste kolonne er eksempel på forslag til tiltak basert på innblanding av rømt fisk i høstundersøkelsene siste tre år, og andre datakilder. Det er oppgitt om HI allerede har samlet inn parrprøver til genetisk verifisering.

Elv	Fylke	Nasjonalt vassdrag (1, 0)	Genetisk stabilitet undersøkt (Glover et al. 2012, Taranger et al. 2012)	Prøver av parr for genetisk verifisering foreligger	Beskatningsvurdering (0 - 4: god - dårlig, X: stengt fiske, Anon. 2012)	Gjennomsnittlig årsprosent 1989-2009 (Diserud et al. 2012)	N_ høstfiske 2009-2011	% rømt høstfiske 2009-2011	Genetisk stabilitet (1-4, høy-lav, Taranger et al. 2012)	Mulige tiltak basert på innblanding av rømt fisk i høstundersøkelsene siste tre år og vurdering av andre datakilder
KONGSFJORDELVA	Finnmark	1	0	1	2	1	66	0.0		
SANDVIKSELVA	Akershus	0	0	0	1	-	88	0.0		
EIRA (+ Eikedalsvn i fagstattist)	Møre og Romsdal	0	1	1	2	17	119	1.0	2	Nærmere undersøkelser nødvendig
MOELVA	Møre og Romsdal	0	0	0	2	6	122	1.0		
ROKSDALSVASSDRAGET	Nordland	1	1	1	1	3	223	1.2	2	Nærmere undersøkelser nødvendig
BJERKREIMSVASSDRAGET	Rogaland	1	0	1	0	4	127	1.2		
HÆLVA	Rogaland	1	0	1	0	6	80	1.7		
FLEKKEELVA	Sogn og Fjordane	0	0	1	0	7	61	1.7		
AUDNA	Vest-Agder	0	0	0	2	2	127	1.7		
FIGGJO	Rogaland	1	1	1	0	9	227	2.2	3	Nærmere undersøkelser nødvendig
GAULA (+ Sokna og Bua i fabgst)	Sør-Trøndelag	1	1	1	0	4	307	2.7	1	
STJØRDALSELVA	Nord-Trøndelag	1	0	1	0	5	104	3.0		
SULDALSLAGEN	Rogaland	1	0	1	2	14	122	4.6		
NUMEDALSLAGEN	Vestfold	1	1	1	2	5	180	5.0	2	Nærmere undersøkelser nødvendig
NIDELVA	Sør-Trøndelag	1	0	1	0	12	61	9.4		Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
REISA	Troms	1	1	1	0	5	149	10.3	2	Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
ALTA	Finnmark	1	1	1	0	5	488	10.5	1	Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
ORKLA	Sør-Trøndelag	1	0	1	0	5	231	10.5		Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
ARØYELVA	Sogn og Fjordane	1	0	1	0	21	212	11.0		Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
REPPARFJORDELVA	Finnmark	1	0	1	0	7	305	11.7		Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
SKIENSELVA	Telemark	0	0	0	2	12	363	12.9		Nærmere undersøkelser nødvendig
SURNA	Møre og Romsdal	1	1	1	0	14	179	15.2	2	Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
MÅLSELV m/sideelver	Troms	1	1	1	0	8	95	18.1	2	Nærmere undersøkelser nødvendig, parrmateriale analyseres med genetiske metoder
NIDELVA I ARENDAL	Aust-Agder	0	0	0	2	24	156	18.5		Nærmere undersøkelser nødvendig
VESTRE JAKOBSELV	Finnmark	1	1	1	0	20	218	19.3	3	Anbefaler tiltak basert på genetiske undersøkelser
VIKJA	Sogn og Fjordane	1	0	1	0	36	276	20.8		Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
NAMSEN m/sideelver	Nord-Trøndelag	1	1	1	0	11	943	21.6	2	Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
VARPAVASSDRAGET	Nordland	0	0	0	1	10	172	22.3		Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
GAULARVASSDRAGET	Sogn og Fjordane	1	1	1	0	17	141	22.3	2	Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
ØRSTÆLVA	Møre og Romsdal	1	1	1	2	22	137	28.8	1	Genetisk stabilitet påvist, men anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
KVÆNANGSVASSDRAGET	Troms	1	0	1	0	12	81	28.9		Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
VIKEDALSELVA	Rogaland	0	0	1	X	11	112	32.8		Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
EIDSELVA	Sogn og Fjordane	1	0	1	0	18	210	33.9		Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
GLOMMA (inkludert Ågardselva)	Østfold	0	0	0	1	-	250	41.3		Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
SKØELVA	Troms	0	0	1	2	-	72	42.8		Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk
ETNEELVA	Hordaland	1	1	1	X	35	152	56.9	2	Anbefaler tiltak basert på > 20% rømt fisk

2.5 Referanser

- Anon. 2012. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 4b, 599 s.
- Diserud, O.H., Fiske, P., and Hindar, K. 2012. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks - NINA Rapport 782. 32 s + vedlegg.
- Fiske, P. 2012. Rømt oppdrettslaks i prøver fra laksebestandene innsamlet høsten 2011. Notat fra NINA, 5.07.12.
- Fleming, I.A., Jonsson, B., Gross, M.R., and Lamberg, A. 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Applied Ecology*, 33: 893-905.
- Glover, K.A., Hindar, K., Karlsson, S., Skaala, Ø. and Svåsand, T. 2011. Genetiske effekter av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander: utforming av indikatorer. Rapport fra Havforskningsinstituttet, Nr 5-2011.
- Glover, K.A., Quintela, M., Wennevik, V., Besnier, F., Sørvik, A.G.E. and 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.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K.A. and Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources*, 11: 247-253.
- Skaala Ø, Glover KA, Barlaup BT, Svåsand T, Besnier F, Hansen MM, Borgstrøm R. 2012. Performance of farm, hybrid and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) families in a natural river environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* in print.
- Skilbrei, O.T., Vølstad, J.H., Bøthun, G., and Svåsand, T. 2011. Evaluering av datagrunnlaget 2006–2009 for estimering av andel rømt oppdrettslaks i gytebestanden i norske elver. Forslag til forbedringer i utvalgsmetoder og prøvetakingsmetodikk. Rapport fra Havforskningsinstituttet Nr 7-2011.
- Taranger, G. L., Svåsand, T., Madhun, A. S., Boxaspen, K. K., and (red.) 2011. Risikovurdering - miljøvirkning av norsk fiskeoppdrett, Fisken og havet, 3-2010 Havforskningsinstituttet.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Bjørn, P.A., Jansen, P.A., Heuch, P. A., Grøntvedt, R.N., Asplin, L., et al. 2012. Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på viltlevende laksefiskbestander. *Fisken og havet*, 13-2010 Havforskningsinstituttet; Veterinærinstituttets rapportserie Nr. 7-2012.
- Weir, L. K., Hutchings, J. A., Fleming, I. A., and Einum, S. 2004. Dominance relationships and behavioural correlates of individual spawning success in farmed and wild male Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1069-1079.

3. Organisk belastning fra matfiskanlegg

3.1. Bakgrunn

Utslipp av oppløst og partikulært organisk stoff og uorganiske næringsalter er ikke til å unngå med dagens merdoppdrett. I lukkede systemer er det mulig å fjerne storpraten av det partikulære stoffet, men det er ikke praktisk mulig å fjerne de oppløste forbindelsene (Braaten et al. 2010). Overgang til fettrike fôrtyper med bedre næringsinnhold og bedre fôringsteknikk har redusert mengden utslipp per mengde fisk produsert, men ytterligere reduksjon kan trolig ikke forventes.

Primærproduksjonen på kysten og i fjordene i Norge er relativt lav, og den biologiske produksjonen på dype bunner er begrenset av næringsmangel. Ekstra tilførsler av organisk stoff fra oppdrettsanlegg vil derfor stimulere produksjonen med økt mengde bunndyr og økt omsetning. Dette under forutsetning av at bunnen ikke blir overbelastet. Det er godt dokumentert at villfisk trekkes til oppdrettsanleggene (Carss 1990, Dempster et al. 2002, 2009), og bruk av sporstoffer som fettsyrer og stabile isotoper viser at avfallet fra anleggene spises av bunndyr og fisk. (Skog et al. 2003, Vizzini and Mazzola 2004, Dolenec et al. 2007, Olsen et al. 2009). Vi vet imidlertid lite om hvordan materialet fordeler seg i de marine næringskjedene og om det øker mengden av økonomisk utnyttbare arter.

Utslippene fra merdanlegg består av ulike oppløste og partikulære stoffer. Den organiske belastningen fra anleggene skyldes oppløste og partikulære organiske forbindelser, samt uorganiske næringsalter som kan gi økt algevekst og dermed økt mulighet for sedimentering av organisk materiale. Stoffene spres forskjellig, det dannes derfor soner med forskjellige tilførsler og ulik påvirkning av organisk materiale og næringsalter. Disse sonene omfatter både de frie vannmasser, strandsonen og bunnen.

Påvirkningen av de ulike sonene berører forskjellige interesser, de kan ha ulike grenseverdier for hva som er akseptabel påvirkning, og kan overvåkes med forskjellige metoder. Det er en del uklarhet angående de ulike påvirkningssonene under og rundt oppdrettsanlegg. For å komme fram til enhetlige betegnelser vil vi foreslå at sonene kalles *Anleggssone*, *Overgangssone*, *Regional sone* – og at samme betegnelse brukes for påvirkning av standsone, frie vannmasser og bunn.

3.2. Bunnpåvirkning

Organisk belastning av bløtbunn under oppdrettsanlegg har fått stor oppmerksomhet og er godt dokumentert, det gjelder særlig grunne lokaliteter (Brown et al. 1987, Ritz 1989, Hansen et al. 1990, Weston 1990, Hall et al. 1990, Hansen et al. 1991, Holmer and Kristensen 1992, Hargrave et al. 1993, Johannessen et al. 1994, Findley and Watling 1995, Holmer and Kristensen 1996, Karakassis and Hatzilyanni 2000, Kutti et al. 2007a og b, Kutti et al. 2008). Kunnskapsgrunnlaget er svakere for dype lokaliteter, særlig for lokaliteter med stor belastning. Omsetningen av organisk stoff fra matfiskanlegg på dype lokaliteter blir nå undersøkt, og resultatene kan få betydning for vurderingen av bæreevne på dype lokaliteter (Valdemarsen et al. 2012).

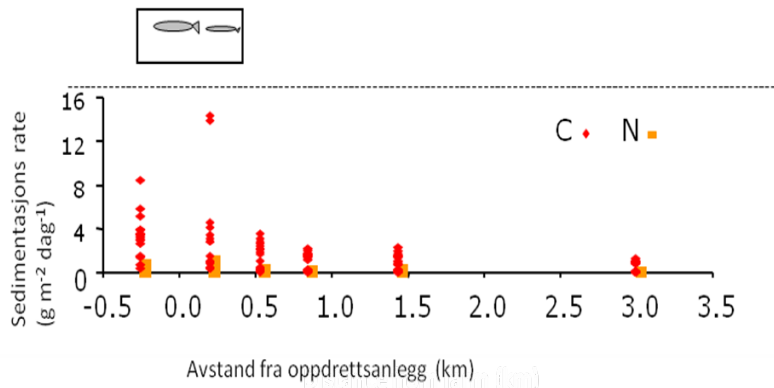
Fôrpelletts og intakte fekalier synker raskt og bunnfeller under og nær merdene, mens mindre partikler holder seg svevende lenger og sedimenterer lenger ute, ofte sammen med materiale som virvles opp fra bunnen ved anleggene. Utstrekningen av påvirkningssonene avgjøres av lokale forhold som strøm og dyp, og det er ikke mulig å angi helt faste grenser for hvor langt ut fra anleggene sonene rekker.

Bunnen i **anleggssonen** er normalt sterkt påvirket med store kjemiske og faunistiske endringer, det er særlig tilfelle på strømsvake lokaliteter der tilførslene av organisk stoff er store. På slike lokaliteter stekker anleggssonen seg bare noen få meter fra merdene og kan være skarpt avgrenset mot overgangssonen.

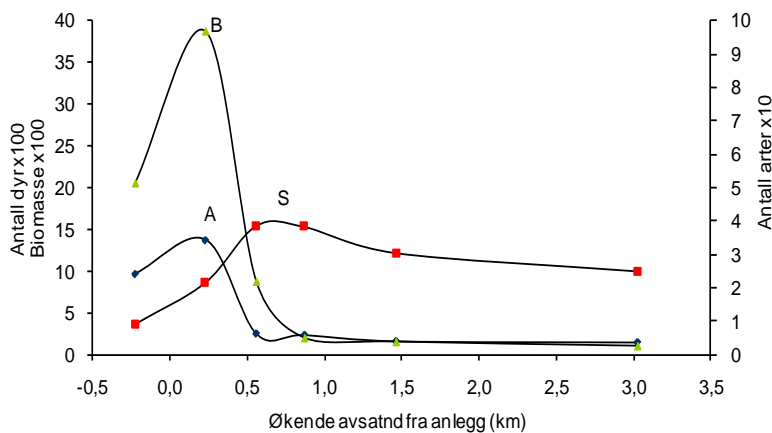
Nedbrytningen av det organiske stoffet forbruker oksygen. Dersom tilførslene av organisk stoff blir så stor at det forbrukes mer oksygen enn det som tilføres med bunnstrømmen, oppstår det oksygenmangel i sedimentene. Nedbrytningen domineres da av prosesser som ikke trenger oksygen, det utvikles giftige gasser som dreper bunndyrene og bobler som stiger opp kan ta med seg partikler og gift- og smittestoffer som kan skade fisken i merdene. Slike forhold øker faren for opphoping av organisk stoff.

I mer strømrrike områder er påvirkningen av **anleggssonen** mindre med en gradvis overgangen til **overgangssonen**. Det er da vanskelig å angi noen bestemt grense mellom de to sonene. I overgangssonen er den kjemiske påvirkningen relativt liten, mens faunaen kan vise tydelige tegn på organisk påvirkning, ofte med økt mengde bunndyr. Overgangssonen for påvirkning vil normalt strekke seg 500 til 1500 m fra anlegget (Figur 3.1 og 3.2).

I den **regionale sonen** er bunnpåvirkningen fra anleggene normalt liten, men nærmest overgangssonen kan utslippene fra anleggene spores med følsomme kjemiske metoder. Den regionale sonen kan trolig være mer påvirket dersom anleggene er svært store eller dersom flere anlegg er samlet i klynger.



Figur 3.1. Sedimentasjonsrater av karbon (C) og nitrogen (N) gjennom en produksjonssyklus i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg på svai i en fjord i Hordaland (Data fra Kutti et al. 2008).



Figur 3.2. Biomasse av bunndyr (B), antall individ (A) og antall arter (S) i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg på svai i en fjord i Hordaland (Data fra Kutti et al. 2008).

3.3. Miljømål og terskelverdier

Miljømålene som er satt for bunnpåvirkning i **anleggssonen** i MOM-systemet skal sikre at oppdrettslokalitetene ikke skal brukes opp, slik at de skal kunne brukes over lang tid uten uakseptabel påvirkning. Det innebærer at organisk avfall ikke skal akkumuleres over tid, og at påvirkningen ikke skal være større enn at gravende bunndyr skal kunne leve under merdene (Hansen et al. 2001).

For **overgangssonen** er målet for bunnpåvirkning å opprettholde en artsrik fauna som sikrer en naturtilstand med høy produktivitet og bruksverdi for dem som bruker området til andre formål enn fiskeoppdrett.

Overvåkingen av den **regionale sonen** vil inngå i den generelle overvåkingen etter Vannforskriften, og skal sikre god eller meget god miljøtilstand.

Påvirkningen fra anleggene skal ikke overskride bæreevnen slik som den er definert for de ulike sonene. Det vil si områdets kapasitet til å motta og omsette organisk stoff. Størst betydning for bæreevne har strømmen som sprer partiklene fra anlegget utover bunnen, bunnstrømmen som bringer oksygen til nedbrytningsprosessene samt dypet

på lokaliteten. Dype lokaliteter reduserer også risikoen for at fisken i merdene påvirkes negativt av stoffer fra bunnen. Utviklingen har gått mot lokaliteter med større bæreevne, det vil si stort dyp og god strøm, slike forhold er en forutsetning for store anlegg.

3.4. Overvåkning og rapportering

Obligatorisk overvåking av bunnpåvirkningen i anleggssonen ble innført i 2005. Overvåkingen skal gjøres som beskrevet i "Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg" - NS 9410 (Standard Norge 2007) eller tilsvarende. NS 9410 beskriver to undersøkelser, B og C. Den forklarer hvordan undersøkelsene skal utføres og hvordan resultatene skal vurderes i forhold til fastsatte grenseverdier for påvirkning (miljøstandarder). For B-undersøkelsen fastsetter den også når og hvor ofte prøvene skal tas. NS 9410 skiller mellom fire miljøtilstander. Miljøtilstand 1 betyr lite påvirkning, mens tilstand 4 viser stor. Tilstand 4 er definert som overbelastning.

B-undersøkelsen er en obligatorisk trendovervåking og skal brukes i anleggssonen der påvirkningen er størst og der påvirkningen i første rekke angår oppdretteren og fisken i merdene. Undersøkelsen kombinerer flere parametre og kan kvantifiseres fra meget stor til relativt liten påvirkning. Hyppigheten av prøvetakingen justeres etter hvor stor påvirkningen er, slik at anlegg med stor påvirkning overvåkes grundigere enn anlegg med liten. Resultatene fra B-undersøkelsen skal rapporteres til Fiskeridirektoratet.

C-undersøkelsen skal brukes i overgangssonen, den er følsom og kan avdekke mindre endringer over tid. Hoveddelen er en kvantitativ undersøkelse av bunnfaunaen, i tillegg omfatter den tilleggsparametre som kan identifisere avfall fra oppdrettsanlegg. C-undersøkelsen gjennomføres etter pålegg fra fylkesmennenes miljøvernavdelinger eller Fiskeridirektoratet. Det foreligger ikke noen database som samler resultatene fra C-undersøkelsen. En slik database ville være et vesentlig bidrag til å gi en bedre vurdering av miljøvirkningene av fiskeoppdrett.

Regional påvirkning bør overvåkes gjennom vannforskriften.

3.5. utfordringer

MOM-prosjektet (Ervik et al. 1997, Hansen et al. 2001, Stigebrandt et al. 2004, Schaanning og Hansen 2005) som la det faglige grunnlaget for NS 9410, ble gjennomført med utgangspunkt i anlegg der merdene lå i rekker på begge sider av en midtgang. Det var da mulig å ta prøver inne i anlegget mellom relativt små merder der bunnpåvirkningen fra nærliggende merder overlappet. Utviklingen har gått mot frittliggende, runde merder som kan ha en diameter på 50 m eller mer og som ligger på dype, ofte strømrrike lokaliteter. Slike merder inneholder mye fisk, og i relasjon til bunnpåvirkning kan hver enkelt av disse merdene oppfattes som et separat oppdrettsanlegg. Ettersom prøvene tas fra overflaten med grabb langs yttersiden av merdene, er det for disse merdene ikke mulig å få prøver der påvirkningen er størst.

Mange matfiskanlegg ligger over hardbunn og ofte opp i bratte fjordsider, og det finnes ikke noen god metode til å overvåke organisk påvirkning på dyp hardbunn. NS 9410 er beregnet på bløtbunn, men har i mangel av egnede metoder blitt tillempet til bruk på hardbunn for å avdekke om organisk avfall er akkumulert under merdene. Undersøkelser av skrånende bunn under oppdrettsanlegg bør suppleres med undersøkelser av området dypere nede der materialet som sklir ned antas å akkumulere, men i praksis har det vist seg at det er vanskelig å få til. Havforskningsinstituttet har startet undersøkelser av organisk påvirkning av hardbunn der målet er å utvikle metoder for overvåking.

Fastsittende og langsomtvoksende arter som svamp og koraller er sårbare for fysiske inngrep og for økt sedimentering av organisk stoff. Sårbare habitater har fått økende oppmerksomhet i forbindelse med oljeaktivitet, fiske og akvakultur. Svamp er en dominerende og antatt viktig gruppe både på dyp hardbunn og på bløtbunn i fjordbassengene, men forekomstene er ikke kartlagt. Det samme er tilfelle for koraller. Havforskningsinstituttet har startet undersøkelser av effekter av oppdrett på svamp, men inntil mer kunnskap foreligger er det naturlig å bruke føre-var-prinsippet ved lokalisering av oppdrettsanlegg inn mot kjente sårbare habitater.

Vannforskriften vil ha betydning for overvåkingen av miljøvirkninger fra oppdrettsanlegg. Det er nødvendig å avklare hvilke områder som skal overvåkes etter NS 9410 og hvilke som skal overvåkes etter Vannforskriften. Det pågår arbeid med å utrede dette i regi av Klif og Fiskeridirektoratet.

3.6. Tilstandsvurdering og anbefalinger

Tilstand og risiko knyttet til miljøskade når det gjelder lokale og regionale effekter av fiskeoppdrett er vurdert i Havforskningsinstituttet sin risikovurdering av miljøeffekter av norsk fiskeoppdrett i 2010 og 2011 (Taranger et al. 2011a, b). Den generelle vurderingen var at risikoen for uakseptable negative miljøeffekter generelt var lav både på lokalitetene (som vurdert med B-undersøkelser) og regionalt i fylkene fra Rogaland til og med Finnmark - vurdert ut fra modellbetraktninger og nylige undersøkelser i Epigraph-prosjektet i ett av de mest oppdrettsintensive områdene, Hardangerfjorden (Husa et al. submitted).

Det ble imidlertid påpekt en god del usikkerhet i disse betraktningene, og pekt på en rekke kunnskapshull. B-undersøkelsene har inntil videre ikke blitt kvalitetskontrollert, og det er derfor usikkert hvor mange som er utført korrekt i henhold til overvåkingsstandarden NS9410. Kursing og godkjenning av de som skal utføre undersøkelsene og kontroll av rapportene vil kunne rette opp på dette.

For å kunne utnytte resultatene både i forvaltnings- og forskningsøyemed er det dessuten formålstjenlig å få opprettet en database både for B- og for C-undersøkelsen. C-undersøkelsen gjennomføres etter pålegg fra Fylkesmennenes miljøvernnavdelinger eller Fiskeridirektoratet, men der har vært utført et begrenset antall C-undersøkelser de senere årene.

Norsk Standard NS9410 ble revidert i 2007, og en ny revisjon er forestående. I forbindelse med revisjonsarbeidet må man sikre at krav i standarden og driftsforskriften blir harmonisert. Bunnen under store merder (over 50 m diameter) dekkes ikke fullt ut av dagens standard, og endret prøvetaking eller metode må overveies.

Det finnes foreløpig ingen gode overvåkingsmetoder for andre bunntyper enn bløtbunn, og en spesiell utfordring er at mange oppdrettsanlegg er lokalisert over skrånende hardbunn. Arbeidet med å undersøke hardbunnseffekter for å kunne utvikle en overvåkingsstandard er satt i gang.

3.7. Referanser

- Anon. 2009. Langtidsovervåkning av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2009. SPFO-rapport: 1068/2010.
- Braaten, B., G. Lange and A. Bergheim. 2010. Vurdering av nye tekniske løsninger for å redusere utslippene fra fiskeoppdrett i sjø. Rapport fra Klima- og forurensningsdirektoratet. TA. 2749. 47 sider.
- Brown, J.R., Gowen, R.J., McLusky, D.S., 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109, 39-51.
- Carss, D.N. 1990. Concentration of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture*, 90: 29-40.
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Gimenez-Casualdero F, Valle C. 2002. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 242, 237-252.
- Dempster T, Uglem I, Sanchez-Jerez P, Fernandez-Jover D, Bayle-Sempere J, Nilsen R, Bjørn PA., 2009. Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 385, 1-14.
- Dolenec, T., Lojen, S., Kniewald, G., Dolenec, M., Rogan, N., 2007. Nitrogen stable isotope composition as a tracer of fish farming in invertebrates *Aplysina aerophoba*, *Balanus perforatus*, and *Anemonia sulcata* in central Adriatic. *Aquaculture* 262: 237-249.
- Ervik, A., Hansen, P. K., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannsen, P., and Jahnsen, T. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. I. The concept of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). *Aquaculture* 158: 85-94.
- Findlay, R.H., Watling, L., Mayer, L.M., 1995. Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: a case study. *Estuaries* 18, 145-179.
- Hall, P.O.J., Anderson, L.G., Holby, O., Kollberg, S., Samuelsson, M.-O., 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61, 61-73.
- Hansen, P.K., Ervik, A., Schaanning, M.T, Johannsen, P., Aure, J., Jahnsen, T., Stigebrandt, A. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). *Aquaculture* 194: 75-92.
- Hansen, P.K., Pittman K., Ervik A. 1990. Recipientpåvirkning fra fiskeopdræt. Affald fra akvakultur - omsætning og miljøpåvirkning. Havforskningsinstituttets rapportserie L.nr. 21/90.
- Hansen, P.K., 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. pp. 105-119.

- Hargrave, B.T, Duplisea, D.E., Pfeiffer, E., Wildish, D.J., 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.
- Husa, V., Kutti, T., Ervik, A., Sjøtun, K., Hansen, P.K., Aure, A. 2012. Assessing water-quality and benthic ecological status in a salmon-producing deep Norwegian fjord. *Marine Biological Research* submitted
- Husa, V., Skogen D.M, Eknes, Aure, J. Ervik, A. og Kupka, P.H. 2010. Oppdrett og utslipp av næringsalter. Havforskningsrapporten 2010. Fisken og Havet, særnummer 1-2010.79-81.
- Johannessen, P.J., Botnen, H.B., Tvedten, Ø.F., 1994. Macrobenthos: before, during and after a fish farm. *Aquacult. Fish. Man.* 25, 55-66.
- Karakassis, I., Hatziyanni, E., 2000. Benthic disturbance due to fish farming analysed under different levels of taxonomic resolution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 203: 247-253.
- Kutti T, Ervik A, Høisæter T., 2008. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. III. Linking deposition rates of organic matter and benthic productivity. *Aquaculture* 282, 47-53.
- Kutti T, Hansen PK, Ervik A, Høisæter T, Johannessen P., 2007. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262(2-4), 355-366.
- Kutti, T., Ervik, A., Hansen, P.K. 2007. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* 262: 367-381.
- Olsen, S. Aa., Ervik, A. and O. Grahl-Nielsen. 2009. Deep-water shrimp (*Pandalus borealis*, Krøyer 1838) as indicator organism for fish-farm waste. *J. Exp.Mar.Biol.Ecol.* 381:82-89.
- Olsen, S. Aa., Ervik, A., Grahl-Nielsen, O., Kutti, T., Høisæther, T. Tracing the influence of fish farm organic waste in deep water prawns (*Pandalus borealis*, Krøyer 1838) using lipid biomarkers; a feed experiment. In press: *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*
- Ritz, D.A., Lewis, M.E., Ma Shen, 1989. Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid seacages. *Mar. Biol.* 103, 211-214.
- Schaanning, M.T., Hansen, P.K. 2005. The suitability of electrode measurements for assessment of benthic organic impact and their use in a management system for marine fish farms. In: Hargrave, B.(ed.): *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 5, Part M, Springer-Verlag, GmbH, p. 381-408.*
- Skog, T.E., Hylland, K., Torstensen, B.E. and Berntssen, M.H.G. (2003). Salmon farming affects the fatty acid composition and taste of wild saithe *Pollachius virens* L. *Aquaculture Res.* 34, 999-1007.
- Skogen, M.D., Eknes, M., Asplin, L. and Sandvik A.D. 2009. Modelling the environment effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture*,298: 70-76.
- Standard Norge, 2000 og 2007. Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg (NS9410), 22 pp.
- Standard Norge, 2006. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna (ISO 16665), 30 pp.
- Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A., Hansen, P.K. 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. III: A model for estimation of the holding capacity in the MOM system (Modelling – Ongrowing fish farm – Monitoring). *Aquaculture* 234: 239-261.
- Taranger, G.L. Svåsand, T., Madhun A.S. og Boxaspen K.K. (Redaktører), 2011a. Risikovurdering miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett 2010. *Fisken og havet særnr 3-2010.* 93s.
- Taranger, G.L. Svåsand, T., Madhun A.S. og Boxaspen K.K. (Redaktører), 2011b. Oppdatering - Risikovurdering miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett 2011. *Fisken og havet særnr 3-2011.* 99s.
- Valdemarsen, T., Bannister, R.J., Hansen, P.K., Holmer, M., Ervik, A. 2012. Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a Norwegian deep-water fish farm. *Environmental Pollution* 170: 15-25
- Vizzini, S., Mazzola, A., 2004. Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 49: 61-70.
- Weston, D.P., 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61, 233-244.