

Greinargerð um áhættumat Hafrannsóknarstofnunarinnar vegna mögulegrar erfðablöndunar milli eldislaxa og náttúrulegra laxastofna á Íslandi.

Ólafur I. Sigurgeirsson

Lektor í fiskeldi við Háskólann á Hólum.

Inngangur

Í júlí 2017 lagði Hafrannsóknarstofnun fram svonefnt áhættumat vegna hugsanlegrar erfðablöndunar laxastofna (Áhættumat vegna mögulegrar erfðablöndunar milli eldislaxa og náttúrulegra laxastofna á Íslandi; <http://www.hafogvatn.is/wp-content/uploads/2016/11/hv2017-027.pdf>). Matinu er ætlað að gegna lykilhlutverki við stefnumótun og uppbyggingu laxeldis í kvíum við strendur Íslands og er lagt til grundvallar við úthlutun rekstrarleyfa og heimilt framleiðslumagn. Greinargerðin sem hér er tekin saman var gerð að beiðni laxeldisfyrirtækisins Laxar fiskeldi ehf. Hún byggir að hluta til á grein sem undirritaður fékk birta í Kjarnanum 4. september 2017. Þar var fjallað um afdrif sloppinna eldislaxa og gerðar athugasemdir við forsendur og niðurstöður áhættumatsins, byggðar á þeim heimildum sem vísað er til í greininni. Þær fylgja flestar einnig með í þessari greinargerð.

Við útgáfu áhættumatsins og kynningu á því var tekið fram að um lifandi plagg væri að ræða sem kæmi reglulega til endurskoðunar í krafti nýrri og betri upplýsinga. Í ágripi og formála skýrslu Hafrannsóknarstofnunarinnar er þess getið að notast sé við bestu fáanlegu gögn bæði innlend og erlend til að leggja mat á hugsanlega erfðablöndun. Eftirfarandi greinargerð er rituð til að ítreka ábendingar um að mögulega hafi þeim fyrirheitum ekki að öllu leyti verið fylgt. Vitanlega er vandaverk að meta gæði tiltækra upplýsinga sem varða málefnið, enn er margt óljóst og engar vísindarannsóknir eru hafnar yfir gagnrýni. Í ljósi aðstæðna og stuttrar sögu laxeldis í kvíum við Ísland þarf í þessu tilliti að mestu að styðjast við erlendar rannsóknir, reynslutölur og mælingar. Þrátt fyrir talsverða gagnrýni og rökstuddar athugasemdir við áhættumatið á liðnum mánuðum birti Hafrannsóknarstofnun fréttatilkynningu þann 5 júlí 2018 þess efnis að niðurstaða þess yrði látin standa óbreytt. Aukin heldur var lagafrumvarp lagt fram á vörþingi hvar gert er ráð fyrir að lög um skipan fiskeldismála og uppbyggingu þess taki mið af niðurstöðum áhættumatsins eins og það liggur fyrir. Það væri með miklum ólíkindum!

Þröskuldsgildi og lífshæfni

Við blasir að mjög snúið er að gera vitrænt áhættumat sem á að ná yfir mögulega og hugsanlega atburði í flókinni og síbreytilegri náttúru hjá fisktegund með merkilegan og sérstæðan lífsferil. Vandinn við gerð áhættumats, um líkindi þess hver áhrif eldislaxa sem sleppa út í náttúruna verða á villta laxastofna til langs tíma litið, er að þekkingin er takmörkuð (Glover et al., 2017) og ekki er vitað hvar þolmörk innblöndunar kynbættra eldislaxa eru fyrir sérstök stofnerfðafræðileg áhrif á villta laxastofna. Í umræðum um áhrif fiskeldis á náttúruna virðast víðtækar ályktanir stundum dregnar út frá fátæklegum gögnum, ef vísað er í þau á annað borð, en horft framhjá mælanlegum og mældum niðurstöðum og staðreyndum. Kannski er það merki um tilfinningahita umræðunnar?

Það reiknilíkan sem sett er fram í skýrslu Hafrannsóknarstofnunarinnar reiknar ekki áhættu fyrir erfðablöndun heldur líkindi þess að hlutfall eldisfiska sem gangi í laxveiðiár fari ekki yfir tiltekið hlutfall af heildar klakfiskastofni árinna, að gefnum mörgum og stundum mis vafasömum forsendum. Í

líkaninu er notað sérstakt viðmiðunarþröskuldsgildi eða þröskuldshlutfall sem skýrt er eins og segir í skýrslunni á bls. 24:

„Þröskuldsgildi er það mark þar sem árlegt hlutfall af eldisfiski [sem gengur í á] hefur uppsöfnuð áhrif á erfðamengi stofna. Þetta gildi er enn rannsóknaspurning“.

Ekki er ljóst eða útskýrt hvað átt er við með uppsöfnuðum erfðaáhrifum. Eins og fjallað er nánar um hér neðar er lífshæfni eldisfisks stórlega skert í villtri náttúru í samanburði við villtan fisk. Náttúruvalið hreinsar því stöðugt út þá einstaklinga sem ekki bera hentuga eiginleika fyrir hvert vistkerfi (t.d. Garcia de Leaniz et al. 2007). Náttúruvalið fer fram hvort sem hlutfall eldisfisks sem gengur í á er hátt eða lágt og því þarfnast hugtakið „uppsöfnuð áhrif á erfðamengi“ nánari skýringa í áhættumatinu. Val á tölu þröskuldsgildisins (4%) er einnig umdeilanlegt en stuðst er við eldri ályktanir og líkön frá NINA (Norsk institutt for naturforskning) og norsku Hafrannsóknarstofnuninni (MRI). Í grein sem birt var í febrúar 2018 (þar sem sér færðingar MRI eru meðal höfunda) er niðurstaða líkans (IBSEM) sú að lág innblöndun eldisfisks (5-10%) hefði lítil eða vart mælanleg áhrif á villta stofna og ef einhver yrðu gengju þau til baka á einni eða tveimur kynslóðum þegar innblöndun væri/yrði minniháttar. Jafnframt er þess getið að náttúrulegar „villugöngur“ (straying), þar sem villtur klakfiskur gengur í aðra en sína heimaá, séu einnig áhrifabáttur á heildar áhrif erfðablöndunar vegna eldisfisks (Castellani et al., 2018). Hvort „villugöngur“ (straying) geti haft „uppsöfnuð áhrif á erfðamengi“ eins og áhættulíkanið gerir ráð fyrir að eldisfiskur geti gert verður ekki rætt nánar hér. Þó er ljóst að villugöngur (straying) eru mikilvægar til að viðhalda erfðabreytileika í laxastofnum, sérstaklega í smáum vatnakerfum þar sem fjöldi hrygningarfiska er lítil.

Margar rannsóknir sýna að lífshæfni eldisfisks í villtri náttúru er mjög skert í samanburði við villtan fisk. Hrygningarárangur eldishrygna sem ná að ganga upp í ár er innan við þriðjungur af árangri villtra hrygna og árangur eldishænga aðeins 1-3%. Seiði sem eru afkvæmi eldisfiska eða blendingar milli eldisfiska og villtra fiska geta komist á legg í ánni og átt í samkeppni við hrein villt seiði. Gerðar hafa verið tilraunir, (hvar búnir voru til hrognahópar villtra, eldis og blendinga og hrognin grafin í ánni) sem sýna að afkvæmi eldisfiska og blendingar við villta fiska hafa umtalsvert skertar lífslíkur samanborið við villt seiði. Þau sem þó lifa geta vaxið jafn vel eða hraðar sem smáseiði en þau villtu og því hefur verið ályktað að eldisseiði geti mögulega rutt þeim villtu frá á uppvaxtarsvæðum. Ef uppvaxtarsvæði eru takmörkuð eða ef villtir stofnar standa veikt fyrir í ánni gæti það orðið til þess að færri villt seiði næðu sjögöngubúningi og gengju til sjávar en ella væri (McGinnity et al., 2003). Um þetta eru þó engar staðfestar niðurstöður eða raunmælingar. Lifun gönguseiða af eldisuppruna í sjó (dvelja gjarnan meira en 1 ár í sjó) og ratvísi þeirra upp í heimaána eftir sjávardvöl er mjög skert. Sama á reyndar við um seiði af náttúrulegum uppruna sem framleidd eru í fiskeldisstöð og síðan sleppt í ár í fiskræktarskyni, samanborið við seiði sem klekjast og vaxa upp í náttúrunni. Það eru skýr merki um áhrif eldistíma á ratvísi og lífsafkomu. Engu að síður hefur verið ályktað að náttúruleg framleiðslugeta árinna minnki ef seiði af eldisuppruna komast á legg og ganga til sjávar og þar með verði villti laxastofninn í hættu (McGinnity et al., 2003; Fleming et al., 2000). Þetta er ályktað þrátt fyrir að náttúruvalið sé greinilega eindregnara gegn fiski af eldisuppruna. Áhrif nýliðunar eldisfisks á framleiðslugetu til langtíma eigi þó einkum við ef kynþroska eldisfiskur berst ítrekað í miklum mæli upp í vatnasvæðið (Taranger et al., 2014). Líkindi erfðablöndunar og áhrif á villtan laxastofn eru því háð því að eldisfiskur sleppi, komist af í villtri náttúru, verði kynþroska, gangi kynþroska í ferskvatn til hrygningar, taki þátt í æxlun og því hver afdrif afkvæmanna verða. Fjöldi og hlutfall eldisfisks við villtan fisk í á skiptir máli. Þannig sýnir áður nefnt IBSEM líkan að 30% innblöndun í 200 ár getur minnkað fjölda klakfiska um helming. Ef innblöndun hættir tekur um 50 ár (ca 10 kynslóðir) fyrir stofninn að komast í svipað horf og áður (Castellani et al. 2018). Áhrif innblöndunar eldisfisks eru því ekki varanlegar, þó erfðasamsetning stofna sé aldrei stöðug eða varanleg í náttúrunni. Í þessu ljósi er álitaeftni hvort ákvörðun Hafrannsóknarstofnunarinnar um að setja þröskuldsgildi innblöndunar við 4% sé endilega hin rétta og heilaga tala?

Hvað verður um eldislax sem sleppur?

Talsverð þekking er til um afdrif eldislaxa sem sleppa úr kví, möguleikana til að komast af í villtri náttúru og þar með um líkindi þess að þeir gangi upp í ferskvatn til hrygningar (t.d. Skilbrei et al., 2015). Ef eldisfiskur sleppur eru líkurnar á að hann snúi til baka á sama svæði háðar mörgum þáttum, svo sem sleppistaðnum (utarlega / innarlega í firði), hvenær árs flóttinn varð, hvar fiskurinn var staddur í lífsferlinum (aldur, stærð) hvort fiskurinn var á leið í kynþroska, hvort vatnsfall er nálægt, og örugglega einnig mörgum öðrum landfræðilegum og vistfræðilegum aðstæðum (Taranger et al., 2014) sem geta sveiflast eftir árferði til lands og sjávar (Saloniemi, I. et al., 2004). Slopinn eldisfiskur sem nær kynþroska hefur tilhneigingu til að ganga seinna á haustinu upp í ár til að hrygna samanborið við villtan kynþroska fisk (t.d. Fiske et al., 2001) og notar ekki endilega sömu hrygningarsvæði í ánni (Moe et al., 2016). Ef ár eru auðveldar uppgöngu (án fossa og flúða) virðist eldisfiskurinn hafa tilhneigingu til að ganga á efri svæði vatnakerfa (Moe et al., 2016; Thorstad et al., 1998). Munur á æxlunarhegðun eldislaxa og villtra laxa í „tíma og rúmi“ til viðbótar við skerta hrygningarhæfni eldislaxa í náttúrunni gæti leitt til að hrygning eldisfiska og villtra fiska skaraðist ekki í sumum tilvikum, sem hefði áhrif á mögulega erfðablöndun og lifun afkvæmanna (Glover et al., 2017). Það stangast því sumpart á við þær ályktanir sem nefna að seiði af eldisuppruna ryðji burt seiðum af villtum uppruna og dragi þar með úr framleiðslugetu ánnar og endurheimtur úr hafi.

Gagnvirkt áhættulíkan

Við áhættumat Hafrannsóknarstofnunarinnar er útbúið nýtt verkfæri eða svokallað gagnvirkt áhættulíkan. Segir m.a. að tilgangur þess sé að gefa rétta mynd af fjölda strokufiska sem gætu tekið þátt í klaki í hverri á, enda sé sá fjöldi í beinu sambandi við áhættu á erfðablöndun. Lagt er upp með að þróskuldsgildi yfir hlutfall strokulaxa í laxastofni ár megi að hámark verða 4% eins og áður er nefnt, en þá sé engin eða nær engin hættu á erfðablöndun við villta stofna. Því er ljóst að auk fjölda eldisfiska sem sleppa og líklegir eru til að ganga upp í tiltekna á (kallað Fa- í líkaninu) er stærð villts laxastofns í viðkomandi á lykilorð (kallað Aa –í líkaninu). Til viðbótar þessum breytum eru a.m.k. 9 aðrar breytur í líkaninu sem hver og ein getur í mörgum tilfellum verið háð nokkrum öðrum innbyggðum breytum, þó ekki sé alltaf gerð tilraun til að skilgreina þær eða skýra nánar. Við þær bætast allar þær breytilegu aðstæður sem finna má í sjó og í einstaka ám auk ástands og samsetningar (einnig stofnerfðafræðilegrar) laxastofna sem þær bera. Niðurstöður líkansins eru síðan notaðar til að meta hvar óhætt er að stunda laxeldi í kvíum án þess að of mikil áhætta sé tekin m.t.t. erfðablöndunar við villta stofna. Við slíka tilraun skiptir auðvitað megin máli hvaða forsendur menn gefa sér fyrir hverja og eina breytu og hvaða tölur eru settar inn í líkanið. Þegar hefur verið fjallað um þróskuldsgildið 4% innblöndun en aðrar helstu breytur er einnig vert að skoða nánar.

Umfang eldis og fjöldi fiska

Umfang eldis (Fx) í firði x- mælt í tonnum á ári, og hlutfall þeirra fiska sem sleppa fyrir hvert tonn framleitt (S- mælt í fjölda fiska á hvert tonn framleitt): Við þetta mat er stuðst við opinberar tölur frá Noregi og Skotlandi um fjölda strokulaxa. Talið er víst að opinberu tölurnar séu undirmat því ekki sé allt stök tilkynnt (Glover et al. 2017) og að það sjáist meðal annars á að samband tilkynnts magns og fjölda strokulaxa fylgist ekki að. Jafnframt er fullyrt að línulegt samband ætti að vera þar á milli. Af einhverjum ástæðum er valið að styðjast ekki við nýjustu tölulegu gögn frá Noregi og ekki verður annað séð en fullyrðingar um stök laxa í Skotlandi séu rangar.

Lang víðtækustu rannsóknir sem gerðar hafa verið um afdrif og endurheimtur strokulaxa voru framkvæmdar af norsku Hafrannsóknarstofnuninni (MRI), einkum á árabílinu 2005-2010 (Skilbrei, O. T. 2010a.; Skilbrei, O. T. 2010b.; Skilbrei, O. T. 2013.; Skilbrei, O.T. et al. 2013; Skilbrei, O.T., et al. 2009; Skilbrei, O. T., et al. 2010; Skilbrei, O.T. & Jørgensen, T. 2010; Skilbrei, O. T., Skulstad, O. F., & Hansen,

T. 2014.; Skilbrei, O. T. & Wennevik, V. 2006) og jafnframt voru þær niðurstöður notaðar til að þróa reikniáðfrerð (Monte Carlo) til að leggja mat á raunverulegt stök miðað við uppgefnar og skráðar tölur á tímabilinu 2005-2011 (Skilbrei, O.T., Heino, M., & Svásand, T., 2015). Með öllum fyrirvörum sem settir eru við útreikningana komast höfundar að þeirri niðurstöðu að raunverulegt stök geti verið 2-4 sinnum hærra en uppgefnar tölur, en stuðullinn var metinn út frá uppgefnum fjölda tapaðra seiða á áður greindu árabili. Frávikið var einna líklegast talið stafa af því að ný- eða nýlega útsett gönguseiði hafi sloppið í mun meira mæli á þessum árum en menn gerðu sér grein fyrir og tilkynntu. Misræmið var talið helgast einna helst af of stórum möskva í nótapokum (smug) miðað við stærð og stærðarbreytileika í hópum útsettra seiða á tímabilinu, enda lítið (ca 4%) um tilkynnt tilvik á töpuðum gönguseiðum. Algengast er að hefðbundin gönguseiði séu sett út á vorin, snemmsumars eða að hausti).

Árið 2008, þ.e. undir lok áðurnefnds rannsóknartímabils MRI, voru settar strangari reglur til að draga úr áhættu við fiskeldi í Noregi, þar á meðal krafa um áhættumat við meðhöndlun og flutning seiða í sjó og til að tryggja að möskvastærð passaði fiskstærðinni og breytileika innan hópsins (Regulation 2008-06-17 No. 822). Þessar starfsreglur hafa haft þau áhrif að fjöldi laxa sem sleppur hefur minnkað á síðustu árum. Sé lítið á síðustu 16 ár var meðaltalið rúmlega 0,5 laxar á hvert framleitt tonn, á síðustu 8 árum 0,2 laxar og á síðustu 5 árum 0,13 laxar á hvert framleitt tonn (unnið út frá tölum Statistisk sentralbyraa, www.SSB.no). Þessi þróun hefur orðið á sama tíma og eldið hefur aukist verulega en jafnframt hafa auknar kröfur verið gerðar til alls búnaðar. Að auki hefur þróunin verið í átt að útsetningu stærri seiða hin síðari ár og því má fastlega búast við að færri smáfiskar smjúgi út um möskva.

Í áhættumati Hafrannsóknarsofnunarinnar er kosið að nota tölur frá tímabilinu 2009 og áfram stuðst við stuðulinn 4 til margföldunar á tilkynntu og raunverulegu stroki þó flest bendi til að gönguseiðasmug um möskva hafi minnkað verulega, m.a. vegna hertra reglna um búnað og möskvastærðir í nótapokum. Sé einnig lítið til þess að meðalstærð útsettra gönguseiða (smolt og post-smolt) hefur hvarvetna aukist verulega í kvíaelði á laxi undanfarin ár er notkun þessa stuðuls í reiknilíkaninu örugglega fjarri því að lýsa raunveruleikanum. Stuðullinn hefur umtalsverð áhrif á reiknaða útkomu áhættumatsins. Jafnframt er þess getið í skýrslunni að hlutfall stroks í Skotlandi sé 10 sinnum hærra en í Noregi. Ekki er getið um heimild fyrir þeirri fullyrðingu en hún passar illa við uppgefnar opinberar tölur yfir skoskt fiskeldi (http://aquaculture.scotland.gov.uk/data/fish_escapes.aspx). Hvernig stendur á því?

Í lýsingu á notkun áhættulíkansins er gert ráð fyrir að 0,8 fiskar strjúki á hvert tonn framleitt enda áður nefndur öryggisstuðull 4 notaður til margfeldis við uppgefnar meðaltölur tapaðra fiska. Tekið er fram að miðað við stuðulinn 0,8 ættu u.þ.b. 9000 laxar að strjúka úr íslenskum sjókvíum miðað við framleiðsluna á árinu 2017 en nefnt að sá fjöldi sé líklega mun meiri en rauntölur. Hér er sumsé viðurkennt að um ofmat sé að ræða. Þess er getið að stuðlinum sé einnig ætlað að ná yfir stórslysasleppingar sem gætu átt sér stað með löngu árabili. Hér eru því komnir tveir stuðlar líkansins sem byggja á afar vafasömum forsendum. Það hlýtur einnig að vera mikið álitaefni hversu mikil erfðablöndunaráhrif stórslysaslepping með löngu árabili hefur, sérstaklega í ljósi þess að miklu máli skiptir á hvaða stigi eða aldri fiskurinn er og á hvaða árstíma slíkt gerðist. Lífslíkur ólíkra stærða sloppins eldislax í sjó eru afar mismunandi. Einnig má búast við minni afkomumöguleikum fisksins þegar hann sleppur að vetri en að vori og jafnframt má velta fyrir sér hvort teljist líklegra við íslenskar aðstæður. Síðan má einnig spyrja hvenær á að styðjast við rauntölur og hvenær ekki við gerð áhættumats? Eru til einhverjar ábyggilegri tölur en rauntölur?

Hegðun og lifun gönguseiða

Hegðun ungra sjógönguseiða sem strjúka er önnur en eldri fiska sem sleppa. Þetta er lykilatriði fyrir allt áhættumatið og því er snemmbúið stök meðhöndlað sérstaklega í líkaninu. Aldur, stærð og árstími við

flóttu eldislaxa úr kvíum hefur afgerandi áhrif á afdrif þeirra í sjó (t.d. Skilbrei et al. 2015) og á líklega svipað við um náttúruleg gönguseiði. Alin gönguseiði til fiskræktar eru talin yfirgefa ána sem þeim er sleppt (yfirleitt þeirra heimaá) og halda tiltölulega hratt til sjávar. Villt gönguseiði eru álitin ganga til sjávar yfir lengri tíma, ferðast niður ána að næturlagi og verða smám saman virkari í dagsbirtu þegar hitastig hækkar og fullu seltupoli er náð (t.d. Thorpe et al., 1994). Mögulega á innprentun á upprunaá sér því stað allan þann tíma sem þau dvelja í ánni og hefur áhrif á ratvísina seinna meir. Því virðist vera margvíslegur munur á atferli og lífsmöguleikum villtra gönguseiða og alinna gönguseiða af villtum uppruna sem sleppt er í á í fiskræktarskyni. Eldistíminn hefur áhrif á hversu vel þau rata og skila sér sem fullorðinn kynþroska fiskur á æskustöðvarnar til að hrygna (t.d. Jonsson et al., 2003; Keffer, M.L. & Caudill, C.C., 2014). Almennt er álitnið að eftir því sem laxinn hefur verið lengur við eldisaðstæður tapist ratvísi hans og afkomumöguleikar í villtri náttúru minnka mikið. Íslenskur samanburður á endurheimtum villtra gönguseiða og seiða sem framleidd eru með eldi (n= 750 þúsund seiði) en upprunninn úr sömu á sýnir að eldisumhverfið hefur neikvæð áhrif og endurheimtur alinna seiða eru mun minni en villtra. Þannig voru heimtur örmerktra gönguseiða í fiskirækt á Íslandi á árabílinu 1986-1994 að meðaltali um 0,61% (Magnús Jóhannsson og Sigurður Guðjónsson, 1996). Endurheimtur eldisgönguseiða úr sleppingum í Laxá í Aðaldal hafa að meðaltali verið um 0,5% í veiði og svipaðar í Hofsa í Vopnafirði (Guðni Guðbergsson 2010; Þórólfur Antonsson og Ingi Rúnar Jónsson 2004). Því er ljóst að afföll seiða sem komið er á legg í eldiskerjum eru gríðarleg í hafi. Það á að sjálfsögðu einnig og ekki síður við um kynbætt eldisseiði sem ætluð eru í laxeldi.

Þó endurheimtuhlutfall gönguseiða í náttúrunni sé almennt mjög lágt felst ógnin af gönguseiðum sem tapast úr kvíum einna helst af miklum fjölda þeirra. Smolt (sjógönguseiði) og post-smolt (<230g) sem sleppa úr eldiskví eru talin ganga hratt út á opið haf (Jonsson, B. & Jonsson, N., 2006; Skilbrei, O. et al., 2009). Því er augljóslega afar erfitt að ætla sér að minnka skaðann með því að veiða þau í net eða gildirur nærri fiskeldisstöðinni (Skilbrei et al., 2015). Eldis-gönguseiði sem strjúka skömmu eftir sjósetningu dvelja í 1-3 ár í sjó áður en kynþroska er náð og þau taka að leita uppi ferskvatn til hrygningar. Lengdur dvalartími í sjó hefur að sjálfsögðu áhrif á lífslíkurnar. Endurheimtur flúinna eldisgönguseiða úr hafi eru umtalsvert lakari en villtra gönguseiða. Eldislax hefur verið kynbættur í 12+ kynslóðir og er því smám saman að verða ólíkari villtum laxi í atferli en meira húsdýr í gerðinni. Kynbæturnar miða m.a. að hröðum vexti en gegn snemmkynþroska en hafa einnig önnur lífssöguleg áhrif, m.a. á atferli í náttúrunni, sem gerir fiskinn óhæfari til að komast af. Til dæmis hefur skoðun leitt í ljós að 60-96% eldisfisks sem veiddur er í náttúrunni er með tóman maga (t.d. Soto et al., 2001; Abrantes et al., 2011; Hislop & Webb, 1992).

Tvær megin rannsóknir hafa verið gerðar á samanburði á endurheimtum villtra gönguseiða og eldisseiða sem sleppt hefur verið í ár. Önnur er kennd við Burrishoole á Írlandi hvar lifun frá smolti að fullorðinsstigi eftir einn vetur í sjó var að meðaltali 8% (2,9-12,6%) hjá villta fiskinum en aðeins 2% (0,4-4,4%) hjá eldisfiskinum (Piggins & Mills, 1985). Hin rannsóknin á endurheimtum gönguseiða fór fram í ánni Imsa í Noregi og stóð yfir í 14 ár. Þar voru meðal endurheimtur metnar 8,9% hjá villtum seiðum en 3,3% og 2,9% hjá 1+ og 2+ eldis-gönguseiðum sem sleppt var í ána (N. Jonsson et al., 2003). Í Eystrasaltinu var lifun villtra gönguseiða metin 4,5x meiri en eldisseiða (Saloniemi et al., 2004). Í umfangsmiklum sleppi- og endurheimtutilraunum norsku Hafrannsóknarstofnunarinnar, hvar eldisfiski var sleppt úr eldiskví, en var bæði endurheimtur með veiðum í sjó og í ferskvatni, var endurheimtuhlutfall gönguseiða sem sleppt var að vori eða fyrri part sumars (n= 64 þúsund, þyngd <230g) samtals 0,36% (Skilbrei et al. 2015). Rannsóknirnar í Burrishoole og Imsa voru gerðar á áttunda og níunda áratug síðustu aldar en rannsókn Skilbrei ofl. var gerð 12-17 árum síðar. Það samsvarar um 3-4 kynslóðum í kynbótum. Minni endurheimtur í síðustu rannsókninni gefa tilefni til að ætla að sífellt kynbættari eldisfiskur eigi erfiðar uppráttar í náttúrunni. Þá kenningu má styðja með að sífellt færri

eldislaxar hafa veiðst í norskum ám og fjörðum á árabílinu 2014-2017, eða frá því skipuleg vöktun hófst (Anon 2018) þrátt fyrir aukið umfang laxeldis.

Í umfjöllun um breytur fyrir snemmbúið stök í áhættumati Hafró (bls. 25) er tekið fram að stuðst er við niðurstöður á lífslíkum á sjávardvöl gönguseiða úr hafbeit í Rangánum til viðmiðunar og gert ráð fyrir að þær séu 5% fyrir villt seiði. Hvað átt er við þar er óljóst enda nánast enginn náttúruleg seiðaframleiðsla í Rangánum, þeirra laxagengd byggir öll á seiðasleppingum. Setja má spurningamerki við notkun á endurheimtuhlutfallinu 5% til viðmiðunar í líkaninu. Á árunum 1989-1994 var að jafnaði sleppt um 81 þúsund seiðum í Rangárnar og endurheimtur voru að meðaltali um 1,5% (Magnús Jóhannsson ofl. 1996). Endurheimtuárangur örmerktra gönguseiða í fiskirækt á Íslandi á árunum 1986-1994 var 0,61% (Sigurður Guðjónsson 1995). Í líkanasmíðinni er síðan er notuð niðurstaða frá Hindar (Hindar et al. 2006) um að lífshæfni eldis-sjögönguseiða sem sleppt er í á sé 37% af lífshæfni villtra seiða (sem er niðurstaðan úr Imsa-tilrauninni), sem gerir þá mat uppá 1,85% lifun eldisseiða sem sleppa. Þetta mat gefur fimmfalda lifun eldisgönguseiða miðað við niðurstöður rannsókna norsku hafrannsóknarstofnunarinnar sem áður voru nefndar (Skilbrei et al. 2015) og mun hærri endurheimtur en þær sem íslenskar rannsóknir hafa gefið til kynna. Hvaða tölur er rétt að miða við er erfitt að meta en altént kemur hér fram umtalsverður munur á mati lifunar eins og hún reiknast fyrir eldis-gönguseiði sleppt í á og eldis-gönguseiði sem sleppa úr kví., Matið á lifunarhæfninni og líklegum endurheimtum gönguseiða sem sleppa hefur að sjálfsgöngu umtalsverð áhrif á niðurstöðu reiknilíkansins. Hvers vegna stuðst er við 5% endurheimtur villtra gönguseiða og stuðulinn 0,37 í líkaninu þarfnast nánari rökstuðnings.

Stærð og útsetningartími gönguseiða (smolt og post smolt)

Yfir 40% útsettra gönguseiða í norsku laxeldi eru svokölluð haustsmolt. Slík seiði eru framleidd með ljósastýringu sem er lykilþáttur við myndun seltuþols laxaseiða. Tilgangurinn er að stýra framleiðslu eldisstöðva þannig að framboð fisks verði jafnara og nýting búnaðar sé sem best, auk þess sem slík seiði taka jafnan mikinn vaxtarkipp eftir sjósetningu. Eftir einn vetur í sjó (að vori) eru þessi seiði orðin 5-8x þyngri en jafnaldrar þeirra sem aldir eru í ferskvatni yfir veturinn, jafnvel þrátt fyrir mun læga hitastig í sjónum. Þetta er því álitleg framleiðsluáðferð sem hefur reynst vel, en skilyrði er að sjávarhiti haldist yfir 4°C í nokkrar vikur eftir sjósetninguna og taka þarf tillit til þess. Seiðaframleiðsla á laxi fram að sjósetningu nýtir gjarnan hærri hitastig ferskvatns til að hvetja vöxtinn. Jarðhiti á Íslandi gefur einstök tækifæri til framleiðslu gönguseiða utan náttúrulegs tíma og er því lykil atriði til lækkunar kostnaðar og betri samkeppnisstöðu eldisfyrirtækja á Íslandi.

Tilraunir norsku hafrannsóknarstofnunarinnar (MRI) á endurheimtum strokulaxa náðu einnig til sleppinga gönguseiða utan hefðbundins göngutíma (haustsmolt). Í sleppi- og endurheimtutilraunum MRI á haustsmoltum (n=23 þúsund, þyngd <230g) skilaði aðeins einn fiskur sér til baka, eftir 3.ja ára sjávardvöl (0,004%). Líklega ganga seiðin hratt á haf út jafnvel þó þau sleppi að hausti en lifun þeirra virðist vera hverfandi lítil (Skilbrei, 2013). Stærri seiði (kringum 500g) sem hafa verið sumarlangt í sjó en sleppa að hausti eru staðbundnari og því mun meiri möguleiki til endurveiða í net ef þau tapast út (Olsen & Skilbrei, 2010; Skilbrei 2010). Í tilraununum tókst að endurheimta tæp 11% fljótlega eftir flóttann en samanlagðar endurheimtur eftir 1-3 ár í sjó voru 0,2% (Skilbrei et al. 2015). Haustseiði eða stærri seiði sem sleppa að hausti til (eftir að náttúruleg ljóslotu tekur að stytast og göngur villtra seiða eru afstaðnar) eru því talin vera mun minni ógn og afar ólíkleg til að blandast við villta laxastofna samanborið við vorseiði (Skilbrei, 2013). Samanburður á lífslíkum haustsmolta og vorsmolta í hafi eru taldar vera 1:39 (Taranger et al. 2012). Jafnframt fundu Hansen & Jonson (1989; 1991) mikil áhrif útsetningatíma villtra gönguseiða á endurheimtuhlutfall þeirra og lifun í náttúrunni.

Merkilegt má telja að þessara umfangsmiklu rannsókna MRI og niðurstaðna um flóttu gönguseiða eða stórseiða að hausti sé ekki getið sérstaklega né tillit tekið til þeirra í áhættumati Hafrannsóknarstofnunarinnar, bæði við mat á líkindum til blöndunar við villta stofna ellegar í tillögum og mótvægisáðgerðum. Í líkaninu eru aðeins metin áhrif gönguseiðasleppinga (snemmbúið strok) en annar fiskur sem kynni að sleppa, óháð árstíma, settur í flokkinn síðbúið strok. Raunar er þess getið (bls. 21) að lax sem sleppur á öðrum æviskeiðum en sem vor-gönguseiði eða fullorðinn eigi minni möguleika og að lax sem sleppur að vetri drepist að lang stærstu leyti. Þessum staðreyndum hefði þurft að gefa betri gaum og þær átt að hafa mikið vægi í áhættumatinu og tillögum að mótvægisáðgerðum. Tækifæri íslensks laxeldis og samkeppnisstaða felst einmitt sérstaklega í notkun jarðhita og góðs aðgangs að hrognum árið um kring til framleiðslu haust-gönguseiða og víða álitlegra aðstæðna við framleiðslu stórseiða á landi. Framleiðsla á stærri seiðum á landi, í saltvatni (post smolt) er hvarvetna að verða megin aðferð við laxeldi. Báðar aðferðirnar styttu framleiðslutíma í sjó og því ætti áhætta vegna erfðablöndunar við villta stofna að minnka stórlega. Í áhættumatskýrslunni er engin lýsing eða tilraun gerð til að láta reiknilíkanið meta áhættu erfðablöndunar út frá þessum forsendum. Búast má við að slíkar forsendur, sem einnig mætti kalla skilyrði eða mótvægisáðgerðir fyrir kvíeldi á laxi, myndu t.d. einar og sér kollvarpa niðurstöðu áhættumatsins gagnvart takmörkun eldis í Ísafjarðardjúpi og Berufirði sem og þeim afleiðingum sem niðurstaðan hefur fyrir nærliggjandi svæði eins og t.d. Stöðvarfjörð, Fáskrúðsfjörð og Reyðarfjörð.

Síðbúið strok, eldistími og kynþroskahlutfall

Stór lax (>900g) sem sleppur úr eldiskví hefur allt aðra og almennt staðbundnari hegðun en gönguseiði sem sleppa að vori. Stór hluti hans sveimar í vikur eða mánuði í yfirborðinu nærri eldisstaðnum (t.d. Solem et al., 2013; Chittenden et al., 2011), svipað og stór seiði (ca 500g) sem sleppa á hausti (Skilbrei et al. 2015). Þó kann fjarlægð frá opnu hafi og straumar að hafa þar áhrif, bæði á dreifingu fisksins og getu hans og eiginleika til að rata aftur upp í ferskvatn þegar líður að hrygningartíma (Hansen, 2006; Hansen & Yongson, 2010) ef fiskurinn lifir svo lengi. Staðbundin hegðun gefur mun meiri tækifæri til að veiða upp sloppinn fisk samanborið við flúin gönguseiði, og búnaður til þess og tilbúin viðbragðsáætlun ætti að vera sjálfsögð krafa í starfsleyfi kvíeldis. Í sleppitilraunum MRI (n= 8023, þyngd >900g) endurveiddust 23% , mest á fyrstu tveimur mánuðunum, en bæði var veitt í net og á stöng. Heildar endurveiðihlutfall eftir 1-3 ár í sjó datt niður í 0,09% (Skilbrei et al. 2015). Fall endurveiðihlutfallsins bendir sterklega til að sé fiskurinn ekki kynþroska, eða á leið í kynþroska um haustið þegar hann sleppur, séu lífslíkur hans til að lifa til næsta árs í villtri náttúru mjög litlar. Þess vegna er tíðni kynþroska eldisfisks á framleiðslutímanum, einkum að sumri og hausti mikilvægar upplýsingar fyrir áhættumatið því þær varða áhættuna af því að kynþroska stór lax gangi upp í ferskvatn.

Kynþroskahlutfall

Í áhættulíkani Hafrannsóknarstofnunarinnar er „hlutfall þeirra sem kynþroskast og leita upp í á“ ein breytistærðin yfir breytur fyrir síðbúið strok (stór fiskur) og er gert ráð fyrir að 15% fiskanna nái kynþroska og gangi upp í ár. Ekki kemur fram hvernig sú tala er valin eða við hvaða gögn hún styðst. Óhætt er að segja að fullyrðing um 15% kynþroska laxa í eldi er algerlega út í hött og verulegt ofmat. Ef hún ætti við einhver rök að styðjast væri kynþroski gríðarlegt vandamál í laxeldi ef rétt væri. Það er hinsvegar ekki alls ekki raunin.

Kynbætur á eldislaxi hafa frá byrjun leitast við að draga úr tíðni kynþroska enda rýrir kynþroskinn gæði framleiðslunnar og dregur úr vexti fisksins. Jafnan eru meiri líkur á að hængar verði fyrr kynþroska en hrygnur í eldi laxa, enda tengsl milli vaxtarhraða (stærðar) og kynþroska (t.d. Harmon et al., 2003). Auk heildar kynþroskatíðni í hópi stórra laxa sem sleppa úr eldiskví skiptir kynjahlutfall kynþroska fisksins

og árstími því verulegu máli við mat á áhættu á erfðablöndun við villta stofna. Einnig er ljóst að þó hlutfall kynþroska eldisfiska sé t.d. metið 4% af heildarfjölda klakfiska í stofni ár (í líkaninu er þröskuldsgildi hlutfalls eldislaxa í á sett 4%) verður möguleg erfðafræðileg hlutdeild þeirra við nýliðunina mun minni, sérstaklega vegna vanhæfni hænganna, en æxlunarhlutdeild þeirra við náttúrulegar aðstæður er talin 1-3% eins og áður var lýst. Í áhættumatinu er ekki greinilegt eða augljóst hvernig þessar upplýsingar eru notaðar í líkaninu til að meta hættuna á erfðablöndun né við hvaða ætlaða æxlunarárangur hvors kyns er miðað. Ekki er heldur hægt að sjá í greinum Glovers sem hafðar eru til hliðsjónar í matinu (Glover et al. 2012, 2013, 2017) hvernig kynjahlutfall og æxlunarárangur kynþroska eldisfisks sem gengur í ár hefur áhrif á fylgni hlutfalls eldisfisks í stofni þegar þröskuldsgildi vegna erfðablöndunar eru metin.

Auk áður nefndra kynbóta hefur ljósastýring verið notuð um árabíl til að örva vöxt en draga úr eða seinka kynþroska eldislaxa í kvíum (t.d. Taranger et al., 2010, Iversen et al., 2016). Í tilraunum með ljós og ljóslotur, hvort sem gönguseiði eru sett út á vorin eða haustin hefur komið fram að löng ljóslota eða stöðugt ljós í kvíum örvar vöxt og dregur úr kynþroska óháð vaxtartíma. Til dæmis var í tilraun Oppedals (Oppedal et al., 1999) kynþroskatíðni mjög lág (<1%), hjá Leclercq (Leclercq et al., 2011) var hún <2% og í tilraun Hansen með Led-ljós (Hansen et al., 2017) var kynþroskatíðni 0,0% en þó var lokabyngd laxins 6-7 kg. Ekki eru til nein opinber gögn um kynþroska eldislax hér á landi en nefna má að þegar ljós voru tekin í notkun við laxeldi hjá Rifósi hf. meðan lax var alinn í kvíum í lóninu í Kelduhverfinu féll kynþroskatíðni sláturfisks úr 25% í 3% (gamall stofn og langur framleiðslutími í köldu vatni) og kynþroski á sláturfiski hjá Arnarlaxi hf. er metinn um og undir 1% nú um stundir (munnl. uppl). Það var staðfest með rannsókn starfsmanna Matís ohf. í desember 2017 (Gunnar Þórðarson, 2017). Í tillögum um mótvægisáðgerðir í áhættumatsskýrslunni er ekki getið um eða gerð tillaga um kröfur um ljósastýringu í kvíaeldinu. Notkun ljósa telst til sjálfsgæðs staðalbúnaðar í nútíma laxeldi og viðtekið að kynþroskatíðni kvíaeldis á laxi í N-Atlantshafi er hvarvetna á bilinu 0-3%. Í því ljósi og einnig í ljósi rauntalna yfir kynþroskahlutfall í íslensku laxeldi er með öllu óskiljanlegt að höfundar áhættumatsins komi fram með 15% kynþroskatíðni hjá eldislaxi og kjósi að nota þá tölu í líkaninu. Augljóslega hefur það grundvallar þýðingu fyrir líkur á erfðablöndun hvaða líkindi eru til þess að eldislax sem sleppur verði kynþroska.

Jafnt hlutfall snemmbúinna og síðbúinna stroka.

Við útreikninga í áhættumatinu er gert ráð fyrir jöfnu hlutfalli (50:50) snemmbúinna og síðbúinna stroka og áhrifa þess á líklega erfðablöndun. Af ástæðum sem nefndar eru hér að ofan er mikið álitaefni hvort skynsamlegt er að gefa sér það. Aldur fiska, árstími og stærð fiskanna þegar þeir sleppa úr kvíunum eru miklir áhrifavaldar á afdrif þeirra í sjó og þar með á líkur þess að þeir gangi upp í ár og valdi þar usla. Alvarlegustu tilfellin sem líklegust eru til að valda erfðablöndun við villtan fisk eru ef smá gönguseiði sleppa að vori eða snemma sumars. Eftir þann tíma virðist erfðablöndunarhættan af stroki fiska vera mun minni. Gönguseiði sem sett eru í kvíar í sumarlok eða að hausti virðast eiga sér litla lífsvon. Sama virðist gilda um stórseiði (500g) sem sett eru út á svipuðum tíma. Stórlax (>900g) er og verður ekki nema að litlu leyti kynþroska sumarið sem hann sleppur og lífslíkur hans fram að haustinu ári seinna eru taldar afar litlar. Kynþroska lax sem sleppur skömmu fyrir hrygningu getur hinsvegar skilað sér í laxveiðiár og valdið einhverjum usla. Kynþroski hjá laxi í eldi er hinsvegar hverfandi lítill. Því virðist alls ekki greinilegt að hætta á erfðablöndun náttúrulegra laxastofna í ám sé í línulegu sambandi við fjölda fiska sem strjúka, eins og fullyrt er í áhættumatinu. Stærð fisks, staða í lífsferlinum og árstími eru mjög mikilvægar breytur og áhrifavaldar á líkindi erfðablöndunar.

Niðurlag og samantekt

Hér verður ekki fjallað um aðra þætti í áhættumatsskýrslunni þó tilefni sé til. Þegar hún kom út var tekið fram að um lifandi plagg væri að ræða og áhættumatið yrði endurskoðað eins oft og þurfa þykir. Í þessari greinargerð eru færð rök fyrir og ítrekað að ekki sýnist vanþörf á, sérstaklega ef áhættumatið á að hafa eitthvert lögformlegt vægi og vera stefnumarkandi fyrir uppbyggingu laxeldis á Íslandi. Tillögur áhættumatsskýrslunnar eru að banna eldi á kvíum í Ísafjarðardjúpi og Stöðvarfirði og takmarka eldi í Berufirði, Fáskrúðsfirði og Reyðarfirði. Þær byggja á útreikningum í líkani að gefnum forsendum sem ekki standast neina skoðun og styðjast ekki við bestu fáanlegu upplýsingar, eins og rakið hefur verið. Helstu veikleikarnir eru eftirfarandi:

1. Hvorki er augljóst né sjálfgefið að notast við hlutfallið 4% sem þröskuldsgildi fyrir mögulegan fjölda eldisfiska í á vs villtra fiska sem gætu komið til hrygningar. Það segir lítið um mögulega erfðablöndun. Nýlega birt rannsókn álitur að 5-10% innblöndun í langan tíma hafi lítil eða hverfandi stofnerfðafræðileg áhrif og ef einhver verða hverfi þau á fáeinum kynslóðum ef innblöndun verður minniháttar síðar (Castellani et al. 2018).
2. Gert er ráð fyrir að kynþoskatíðni eldislaxa við síðbúið strok sé 15%. Það nær ekki nokkurri átt og á ekki við nein rök að styðjast.
3. Í líkaninu er gert ráð fyrir að endurheimtur villtra gönguseiða úr hafi séu 5% (vísað í hafbeittartölur úr Rangánum) og notast við stuðulinn 0,37 (Imsa tilraunin) fyrir endurheimtur eldisgönguseiða, sem gefa þá endurheimtur þeirra upp á 1,85%. Ef niðurstöður Burrishool tilraunarinnar væri notaðar væri stuðulinn 0,25 og ætlaðar endurheimtur eldisgönguseiða 1,25%. Flestar mælingar á hlutfallslegum endurheimtum eldis-gönguseiða af villtum stofnum sem sleppt hefur verið í íslenskar ár til „fiskræktar“ (einnig í Rangánum) eru mun lægri tala, að meðaltali 0,61% á árabílinu 1986-1994. Nýjustu niðurstöður úr stórrí norskrí rannsókn, þar sem eldisfiskur var bæði endurheimtur í sjó og í ám gáfu endurheimtuhlutfallið 0,36% af töpuðum gönguseiðum (Skilbrei et al. 2015). Í áhættumatsútreikningunum er því ekki endilega stuðst við bestu fáanlegu upplýsingar og beinar mælingar sem liggja fyrir um þetta efni.
4. Ekki er rétt að leggja að jöfnu snemmbúið eða síðbúið strok. Lífslíkur og möguleikar fiskanna til að lifa af í náttúrunni eru mjög háðir því hversu lengi þeir hafa verið í eldisrými, og fara hratt minnkandi með tímanum.
5. Stærð fiska og útsetningarárstími í kvíar skipta verulegu máli fyrir hugsanlega erfðablöndun ef fiskur sleppur í kjölfarið eða síðar. Skilyrði um slíkt er einfalt að setja sem mótvægisaðgerð.
6. Í áhættumatinu er reiknað með að 0,8 fiskar sleppi á móti hverju framleiddu tonni. Fyrir því eru afar hæpin og úrelt rök. Samkvæmt opinberum norskum tölum (www.SSB.no) er metið að 0,13 fiskar hafi sloppið pr. framleitt tonn á síðustu 5 árum í Norsku laxeldi.

Markmið áhættumats Hafrannsóknarstofnunar er (bls. 21): “... að gefa rétta mynd af fjölda strokufiska sem gætu tekið þátt í klaki í hverri á“. Hér hafa verið færð nokkur rök fyrir því að stórlega megi efast um að markmiðinu hafi verið náð, að óbreyttu. Sama gildir um mat á erfðablöndunaráhættu milli villtra laxastofna og eldislaxa.

Ólafur Sigurgeirsson, Lektor í fiskeldi við Háskólann á Hólum.

Heimildir

Abrantes, K.G., Lyle, J.M., Nichols, P.D., and Semmens, J.M. 2011. Do exotic salmonids feed on native fauna after escaping from aquaculture cages in Tasmania, Australia? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 1539–1551.

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

Castellani M, Heino M, Gilbey J, Araki H, Svåsand T, Glover KA. Modeling fitness changes in wild Atlantic salmon populations faced by spawning intrusion of domesticated escapees. *Evol Appl*. 2018;11:1010–1025. <https://doi.org/10.1111/eva.12615>

Chittenden CM, Rikardsen AH, Skilbrei OT, Davidsen JG, Halttunen E, Skardhamar J, Scott McKinley R (2011) An effective method for the recapture of escaped farmed salmon. *Aquacult Environ Interact* 1:215–224. <https://doi.org/10.3354/aei0002>

Fiske, P., Lund, R. A., Østborg, G. M., and Fløystad, L. 2001. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-2000. *NINA Oppdragsmelding*, 704: 1-26.

Fleming, I. A., Hindar, K., Mjølnerod, I. B., Jonsson, B., Balstad, T., & Lamberg, A. (2000). Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 267, 1517–1523.

Fleming, I. A., Jonsson, B., Gross, M. R., & 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.

Fleming, I. A., Lamberg, A., & Jonsson, B. (1997). Effects of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. *Behavioral Ecology*, 8, 470–480.

Garcia de Leaniz, C., I. A. Fleming, S. Einum, E. Verspoor, W. C. Jordan, S. Consuegra, N. Aubin-Horth, D. Lajus, B. H. Letcher, A. F. Youngson, J. H. Webb, L. A. Vøllestad, B. Villanueva, A. Ferguson and T. P. Quinn. (2007). A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biol. Rev.* (2007), 82, pp. 173–211. [doi:10.1111/j.1469-185X.2006.00004.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2006.00004.x)

Glover, K. A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M., and Skaala, Ø. (2013). Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. *BMC Genetics*, 14: 4.

Glover, K. A., Skaala, O., Sovik, A. G. E., & Helle, T. A. (2011). Genetic differentiation among Atlantic salmon reared in sea-cages reveals a nonrandom distribution of genetic material from a breeding programme to commercial production. *Aquaculture Research*, 42, 1323–1331.

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 population genetic structure throughout Norway. *PLoS ONE*, 7: e43129.

Glover, K. A., Solberg, M. F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M. W., ... Svåsand, T. (2017). Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic salmon: Status of knowledge and unanswered questions. *Fish and Fisheries*, 18(5), 890–927. <https://doi.org/10.1111/faf.12214>

Guðni Guðbergsson, Þórólfur Antonsson og Sigurður Már Einarsson. 2011. Fiskrækt með seiðasleppingum. Stefna Veiðimálastofnunar. Niðurstöður fagfunda, samantekt: VMST/11059 Desember 2011).

Gunnar Þórðarson. 2017. Kynþroskahlutfall sláturlax hjá Arnarlaxi (Framkvæmt 1. desember 2017). Skýrsla unnin fyrir LF og Hafró vegna áhættumats.

Hansen, L. P. 2006. Migration and survival of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) released from two Norwegian fish farms. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1211–1217.

Hansen, L.P. and Jonsson, B. 1989. Salmon ranching experiments in the river Imsa: Effect of timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt migration on survival to adults. *Aquaculture* 82:367-373.

Hansen, L.P. and Jonsson, B. 1991a. The timing of Atlantic salmon smolt and post-smolt release on the distribution of adult return. *Aquaculture* 98:61-71.

Hansen, L. P., and Youngson, A. F. 2010. Dispersal of large farmed Atlantic salmon, *Salmo salar*, from simulated escapes at fish farms in Norway and Scotland. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 28–32.

Hansen, T. J. Per Gunnar Fjellidal, Ole Folkedal, Tone Vågseth, Frode Oppedal. 2017. Effects of light source and intensity on sexual maturation, growth and swimming behaviour of Atlantic salmon in sea cages. *Aquacult Environ Interact*. Vol. 9: 193–204,

Harmon, P.R., B.D. Glebe and R.H. Peterson. 2003. The effect of photoperiod on growth and maturation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Bay of Fundy. Project of the Aquaculture Collaborative Research and Development Program. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2458: iv + 16 p.

Hislop, J. R. G., and Webb, J. H. 1992. Escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., feeding in Scottish coastal waters. *Aquaculture and Fishery Management*, 23: 721–723.

Iversen, M., Myhr, A. I. & Wargelius A., 2016. Approaches for delaying sexual maturation in salmon and their possible ecological and ethical implications, *Journal of Applied Aquaculture*, Volume 28, Issue 4

Jonsson, B., and 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.

Jonsson, N., Jonsson, B., and Hansen, L. P. 2003. Marine survival and growth of wild and released hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology*, 40: 900-911.

Keffer, M.L. & Caudill, C.C., 2014. Homing and straying by anadromous salmonids: a review of mechanisms and rates. *Rev Fish Biol Fisheries*, 24:333-368

Leclercq, E., J.F. Taylor, M. Sprague and H. Migaud. 2011. The potential of alternative lighting-systems to suppress pre-harvest sexual maturation of 1+ Atlantic salmon (*Salmo salar*) post-smolts reared in commercial sea-cages. *Aquacultural Engineering*, Volume 44, Issue 2, Pages 35-47

Magnús Jóhannsson, Árni Ísaksson, Þröstur Elliðason og Sumarliði Óskarsson, 1996. Maintenance of Angling in the Rangá river in Southern Iceland. *ICES. C. M. 1996/M:6 : 14 bls.*

Magnús Jóhannsson og Sigurður Guðjónsson 1996. *Fiskrækt*. Freyr. 11:463-471.

Moe, K., Naesje, T. F., Haugen, T. O., Ulvan, E. M., Aronsen, T., Sandnes, T., & Thorstad, E. B. (2016). Area use and movement patterns of wild and escaped farmed Atlantic salmon before and during spawning in a large Norwegian river. *Aquaculture Environment Interactions*, 8, 77–88.

Piggins, D. J., and Mills, C. P. R. 1985. Comparative aspects of the biology of naturally produced and hatchery-reared Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.). *Aquaculture*, 45: 321-333.

Olsen, R. E., and Skilbrei, O. T. 2010. Feeding preference of recaptured Atlantic salmon *Salmo salar* following simulated escape from fish pens during autumn. *Aquaculture Environment Interactions*, 1: 167–174.

F. Oppedal, G. L. Taranger, J-E. Juell, T. Hansen., 1999. Growth, osmoregulation and sexual maturation of underyearling Atlantic salmon smolt *Salmo salar* L. exposed to different intensities of continuous light in sea cages *Aquaculture research*, 30 (7), 491-499

Saloniemi, I., Jokikokko, E., Kallio-Nybreg, I., Jutila, E., and Pasanen, P. 2004. Survival of reared and wild Atlantic salmon smolts: size matters more in bad years. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 782-787.

Skilbrei, O. T. 2010a. Reduced migratory performance of farmed Atlantic salmon post-smolts from a simulated escape during autumn. *Aquaculture Environment Interactions*, 1: 117–125.

Skilbrei, O. T. 2010b. Adult recaptures of farmed Atlantic salmon postsmolts allowed to escape during summer. *Aquaculture Environment Interactions*, 1: 147–153.

Skilbrei, O. T. 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, O.T., Finstad, B., Urdal, K., Bakke, G., Kroglund, F., and 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.

Skilbrei, O.T., Heino, M., & Svåsand, T., 2015, Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway, *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 670–685. doi:10.1093/icesjms/fsu133

Skilbrei, O.T., Holst, J.C., Asplin, L., and Holm, M. 2009. Vertical movements of “escaped” farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) - a simulation study in a western Norwegian fjord. *ICES Journal of Marine Sciences*, 66: 278–288.

Skilbrei, O. T., Holst, J. C., Asplin, L., and Mortensen, S. 2010. Horizontal movements of simulated escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo*

salar) in a western Norwegian fjord. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1206–1215.

Skilbrei, O.T., and Jørgensen, T. 2010. Recapture of cultured salmon following a large-scale escape experiment. *Aquaculture Environment Interactions*, 1: 107–115.

Skilbrei, O. T., Skulstad, O. F., and Hansen, T. 2014. The production regime influences the migratory behaviour of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture*, 424–425: 146–150.

Skilbrei, O. T., and Wennevik, V. 2006. The use of catch statistics to monitor the abundance of escaped farmed Atlantic salmon and rainbow trout in the sea. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1190–1200.

Sigurður Guðjónsson, 1995. Fiskrækt með seiðasleppingum. *Kímblaðið*. 8: 20-23.

Solem, Ø., Hedger, R. D., Urke, H. A., Kristensen, T., Økland, F., Ulvan, E. M., and Uglem, I. 2013. Movements and dispersal of farmed Atlantic salmon following a simulated-escape event. *Environmental Biology of Fishes*, 96: 927–939.

Soto, D., Jara, F., and Moreno, C. 2001. Escaped salmon in the inner seas, southern Chile: facing ecological and social conflicts. *Ecological Applications*, 11: 1750-1762

Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme B.O., Kristiansen T. S. and Boxaspen K.K. (2012). Risk assessment of Norwegian aquaculture [Risikovurdering norsk fiskeoppdrett] (In Norwegian). *Fisken og havet*, særnummer 2-2012. 131 pp.

Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen T.S., and Boxaspen, K. (Eds) (2014). Risk assessment of Norwegian aquaculture 2013 (in Norwegian). *Fisken og Havet*, Særnummer 2-2014.

Taranger, G.L., Manuel Carrillo, Rüdiger W. Schulz, Pascal Fontaine, Silvia Zanuy, Alicia Felip, Finn-Arne Weltzien, Sylvie Dufour, Ørjan Karlsen, Birgitta Norberg, Eva Andersson, Tom Hansen. 2010, Control of puberty in farmed fish, *General and Comparative Endocrinology* 165, 483–515

Thorpe, J. E., Metcalfe, N. B., and Fraser, N. H. C. 1994. Temperature dependence of the switch between nocturnal and diurnal smolt migration in Atlantic salmon. In *High-Performance Fish*, pp. 83-86. Ed. by D. D. MacKinlay. Fish Physiology Association, Vancouver, Canada.

Thorstad, E. B., Heggberget, T. G., & Okland, F. (1998). Migratory behaviour of adult wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., before, during and after spawning in a Norwegian river. *Aquaculture Research*, 29, 419–428.

VERSPoor, E., DONAGHY, M. & KNOX, D. 2006. The disruption of small scale genetic structuring of Atlantic salmon within a river by farm escapes. *Journal of Fish Biology*, 69, 246-246.

Weir, L. K., Hutchings, J. A., Fleming, I. A., & 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.