

Kyttyrälohi (*Oncorhynchus gorbuscha*) vieraslajina

Pohjois-Euroopassa

Nina-Maria Kattainen

LuK-tutkielma

Biologian tutkinto-ohjelma

Oulun yliopisto

Huhtikuu 2023

## Tiivistelmä

Kyttyrälohi on pienikokoisin, mutta runsaslukuisin *Oncorhynchus* -suvun lajeista. Kyttyrälohella on erikoistunut kahden vuoden elinkierto, minkä seurauksena niille on muodostunut kaksi erillistä kantaa, jotka eivät lisäänty keskenään. Kyttyrälohen luontaiseen levinneisyysalueeseen kuuluu Tyynenvaltameren pohjoisosa ja siihen laskevat virtavedet. Ajan saatossa kyttyrälohia on kuitenkin istutettu useille alueille niiden luontaisen levinneisyys alueen sisällä sekä sen ulkopuolelle. Näistä merkittävänä voidaan pitää kymmeniä vuosia kestäneitä mittavia istutuksia Luoteis-Venäjälle, minkä seurauksena sinne muodostui luontaisesti lisääntyviä populaatioita. Luoteis-Venäjälle tehdyistä istutuksista peräisin olevat populaatiot ovat levittäytyneet yhä laajemmalle alueelle Pohjois-Euroopassa. Erityisesti vuonna 2017 kyttyrälohia havaittiin ennätysellisiä määriä alueilla, missä niitä ei ole esiintynyt aiemmin yhtä runsaasti. Tästä eteenpäin havaintomäärät ovat pysyneet korkeina parittomina vuosina. Kyttyrälohet suosivat samankaltaisia habitaatteja virtavesissä, kuin paikalliset lohikalat, joten niiden välille voi mahdollisesti muodostua kilpailua suotuisista kutupaikoista. Eroavaisuudet kutemisen ajoituksessa kuitenkin pienentävät kilpailun riskiä. Kyttyrälohet tuovat merestä mukanaan energiaa ja ravinteita virtavesiin, mistä ne siirtyvät edelleen maaekosysteemeihin. Useat eri eliöt voivat mahdollisesti hyötyä suuresta kausittaisesta ravinnekuormasta. Kyttyrälohen vaikutuksista vastaanottavissa ekosysteemeissä ei ole riittävästi tietoa saatavilla, mutta useat tekijät viittaavat siihen, että kyttyrälohi voi aiheuttaa muutoksia ekosysteemien toiminnassa. Koska kyttyrälohi kuitenkin on potentiaalinen uhka Pohjois-Euroopan alkuperäiselle lajistolle, tarvitaan lisää tutkimusta mahdollisista ongelmista ja niiden laajuudesta, jotta voidaan tarvittaessa ryhtyä toimiin kyttyrälohen leviämisen estämiseksi.

# SISÄLLYS

1. Johdanto.....	4
2. Invaasiobiologia .....	5
3. Kyttyrälohi.....	7
3.1. Elinkierto.....	8
3.2. Levinneisyys ja istutukset .....	9
4. Kyttyrälohi vieraslajina.....	11
4.1. Vaikutukset virtavesiekosysteemeihin .....	12
4.3. Vaikutukset maaekosysteemeihin .....	15
5. Kyttyrälohi Suomessa .....	17
6. Pohdinta .....	18
7. Lähteet .....	21

# 1. JOHDANTO

Vieraslajilla tarkoitetaan lajia, joka on ihmistoiminnan seurauksena levittäytynyt luontaisen levinneisyysalueensa ulkopuolelle (Hulme, 2009). Vieraslajit voivat levitä uudelle alueelle joko vahingossa tai niitä voidaan istuttaa tarkoituksella (Sandlund ym., 2019). Esimerkiksi yksi maailman aggressiivisimmin leviävistä vieraslajeista vaeltajasimpukka (*Dreissena polymorpha*) on levinnyt Länsi-Eurooppaan ja Pohjois-Amerikkaan vahingossa laivojen painolastina olevan veden mukana (Gallardo ym., 2013; Havel ym., 2015; Vanderploeg ym., 2002). Taloudelliset tekijät ovat yleisin motivaatio uusien lajien tarkoituksellisille istutuksille (Hulme, 2009). Lajit voivat myös levittäytyä uusille alueille itsenäisesti muuttuvissa olosuhteissa, jolloin kyseessä on tulokaslaji (Essl ym., 2019).

Useimmat yritykset uuden eliölajin istuttamiseksi sen luontaisen levinneisyysalueen ulkopuolelle epäonnistuvat (Sandlund ym., 2019). Uuden lajin yksilöt saattavat asettua alueelle, mutta ne eivät yleensä onnistu lisääntymään tai populaatio säilyy vain muutaman sukupolven ajan, kunnes se katoaa kokonaan (Sandlund ym., 2019). Istutukset voivat myös onnistua ja istutettu laji voi lähteä leviämään laajemmalle. Esimerkiksi kuningasrapu (*Paralithodes camtschaticus*) istutettiin Barentsinmeren Venäjän puoleisiin osiin 1960-luvulla ja alueelle muodostui luonnostaan lisääntyvä populaatio (Lorentzen ym., 2018). Kuningasrapu levittäytyi jo 1970-luvulla Norjan rannikolle, missä niiden kanta on säilynyt ja nykyisin kuningasrapu on merkittävä tekijä Norjan kalataloudelle (Lorentzen ym., 2018).

Eliöiden menestys uusille alueille levittäytymisessä riippuu pitkälti kahdesta tekijästä; i) eliöllä tulee olla ominaisuuksia, joiden avulla se kykenee saavuttamaan uusia habitaatteja; ii) lisäksi eliön pitää pystyä lisääntymään ja sopeutumaan uuteen elinympäristöön (Havel ym., 2015). Kun laji päätyy tai se tuodaan uudelle alueelle, on odotettavissa, että ne levittäytyvät myös suunniteltua aluetta laajemmalle (Sandlund ym., 2019). Mikäli eliöllä on hyvä levittäytymiskyky, voi sen hallitseminen olla lähes mahdotonta ja näin ollen se voi levittäytyä myös ei-toivotuille alueille (Sandlund ym., 2019).

Vieraslajeja pidetään yhtenä suurimmista uhista alueen luontaiselle lajistolle. Silti lohikaloja on tarkoituksella istutettu niiden luontaisen levinneisyysalueen ulkopuolelle vuosikymmenien ajan. Näistä tunnetuin esimerkki on kirjolohi (*Oncorhynchus mykiss*), jota

esiintyy nykyisin jokaisella mantereella Etelämannerta lukuun ottamatta (Sandlund ym., 2019). Toinen samaan sukuun kuuluva laji, kyttyrälohi (*Oncorhynchus gorbuscha*) on myös laajalle alueelle ihmisentoimesta levinnyt laji. Tässä työssä tarkastellaan kyttyrälohen erityispiirteitä ja niiden leviämistä Pohjois-Eurooppaan. Lisäksi käsitelen tutkielmassani, millaisia vaikutuksia kyttyrälohella on vastaanottavissa virtavesi- ja maaekosysteemeissä.

## 2. INVAASIOBIOLOGIA

Vieraslajien ekologisia vaikutuksia on tutkittu paljon, mutta koska suurin osa tutkimuksista on toteutettu paikallisesti, on laajempien vaikutusten arvioiminen haastavaa (Gallardo ym., 2016). Vieraslajien on kuitenkin havaittu aiheuttavan merkittävää diversiteetin alenemista akvaattisissa ekosysteemeissä (Gallardo ym., 2016). Nämä muutokset eivät aina näy välittömästi, vaan niissä voi esiintyä aikaviivettä (Gallardo ym., 2016). Vieraslajien havaitseminen ja monitorointi voi alkuun olla haastavaa pienten yksilömäärien takia (Gargan ym., 2021). Erityisesti akvaattisissa ekosysteemeissä vieraslajit ovat usein vaikeita havaita, sillä ne eivät ole yhtä helposti nähtävillä kuin maaekosysteemeissä (Gargan ym., 2021). Monissa tapauksissa vieraslajit havaitaan ensin sattumalta (Gargan ym., 2021).

Vieraslajien vaikutuksia vastaanottavissa ekosysteemeissä on usein haastavaa arvioida, sillä vaikutukset ovat riippuvaisia niiden kontekstista (Gallardo ym., 2016). Yleisesti vieraslajien voidaan olettaa vaikuttavan vastaanottavan ekosysteemin useisiin trofiatasoihin esimerkiksi luomalla kilpailua ja tuomalla ekosysteemiin loisia ja sairauksia (Gallardo ym., 2016; Strayer ym., 2006). Vaikutukset ovat riippuvaisia vieraslajin trofiatasosta sekä vieraslajin kyvystä vaikuttaa vesistön fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin, kuten ravinteiden määrään, veden kirkkauteen tai orgaanisen materiaalin määrään (Gallardo ym., 2016). Abioottisissa tekijöissä tapahtuvat muutokset voivat olla usein kumulatiivisia, jolloin niiden ilmenemisessä voi kestää useita vuosia (Strayer ym., 2006).

Mikäli alueelle leviää vieraslaji, joka eroaa toiminnallisesti alueen alkuperäisestä eliöstöstä, syntyy ekologisia vaikutuksia, jotka voimistuvat ravintoverkossa (Gallardo ym., 2016). Ekosysteemeissä tapahtuvien muutosten oletetaan olevan tietyn

suuntaisia riippuen vieraslajin asemasta ravintoverkossa (Gallardo ym., 2016). Pitkällä aikavälillä vieraslajit voivat vaikuttaa yhteisön rakenteisiin tai aiheuttaa muutoksia yksittäisissä lajeissa siten, että ne sietäisivät uutta vieraslajia paremmin (Strayer ym., 2006). Alueen alkuperäisille lajeille voi esimerkiksi kehittyä ominaisuuksia, joiden avulla ne pystyvät käyttämään uutta vieraslajia ravintonaan (Strayer ym., 2006).

Vieraslajin kuulussa jollekin ylemmälle trofiatasolle, se vaikuttaa positiivisesti tai negatiivisesti alempiin trofiatasoihin (Gallardo ym., 2016). Positiivisia ja negatiivisia vaikutuksia voi ilmentyä myös yhtä aikaa. Esimerkiksi jos akvaattiseen ekosysteemiin tulee uusi peto, se voi vaikuttaa negatiivisesti pohjaeläimiin ja eläinplanktoniin predaation ja kilpailun kautta ja siten vaikuttaa positiivisesti kasviplanktoniin vähentämällä siihen kohdistuvaa laidunnuspainetta (Gallardo ym., 2016).

Jos vieraslaji on tuottaja tai se tuo mukanaan rajoittavia ravinteita, vaikuttaa se siten ekosysteemin käytössä olevaan kokonaisenergiaan ja kaikkiin ylempiin trofiatasoihin (Gallardo ym., 2016). Kasvit vieraslajeina voivat aiheuttaa muutoksia habitaateissa ja siten vaikuttaa useisiin alueen eliöihin (Strayer ym., 2006). Kasvit voivat vaikuttaa esimerkiksi ravinteiden kiertoon ja maaperän laatuun alueella (Strayer ym., 2006).

Eliöt levittäytyvät uusille alueille itsestäänkin, mutta ihmistoiminta on tehostanut eliöiden levittäytymistä merkittävästi, joko suoraan siirtämällä eliöitä tai muokkaamalla ympäristöä (Havel ym., 2015). Ihmistoiminnan muokkaamat akvaattiset ekosysteemit ovat herkempiä vieraslajeille, sillä niissä on usein alhaisempi lajimäärä ja alentunut kyky vastustaa sinne leviäviä uusia lajeja (Havel ym., 2015). Erityisen alttiita vieraslajeille ovat myös ihmisen luomat keinotekoiset järvet ja lammet (Cantonati ym., 2020). Vieraslajien on helpompi levittäytyä ympäristöön, joka on juuri luotu eikä siellä silloin ole muita eliöitä vastustamassa vieraslajin saapumista (Cantonati ym., 2020). Lisäksi ihmisenluomat keinotekoiset ympäristöt kytkevät habitaatteja toisiinsa, mikä helpottaa lajien siirtymistä alueelta toiselle (Cantonati ym., 2020).

### 3. KYTTYRÄLOHI

Kyttyrälohi (*Oncorhynchus gorbuscha*) on *Oncorhynchus* -sukuun (tyynenmerenlohet) kuuluva lohikala (Heard, 1991, s. 121). *Oncorhynchus* -suvun yleisimmät lajit ovat kuningaslohi (*Oncorhynchus tshawytscha*), koiralohi (*Oncorhynchus keta*), punalohi (*Oncorhynchus nerka*), hopealohi (*Oncorhynchus kisutch*) sekä kyttyrälohi (Niemelä ym., 2016). Kyttyrälohi on lukumäärältään yleisin *Oncorhynchus* -suvun lajeista (Heard, 1991, s. 121). Kuten kaikki muut *Oncorhynchus* -suvun lajit, myös kyttyrälohi on anadrominen, eli ne elävät suurimman osan elämästään meressä, mutta vaeltavat makeaan veteen lisääntymään, minkä jälkeen ne kuolevat ollessaan vielä joessa (Niemelä ym., 2016).

Kyttyrälohella on neljä eroavaisuutta muihin *Oncorhynchus* -suvun lajeihin (Heard, 1991, s. 121). Näistä merkittävin on kyttyrälohen erikoistunut kahden vuoden elinkierto. Toinen eroavaisuus on niiden pieni koko. Aikuinen kyttyrälohi painaa keskimäärin 1,0–2,5 kg, tehden siitä *Oncorhynchus* -suvun pienikokoisimman lajin (Heard, 1991, s. 121). Kolmantena eroavaisuutena on kyttyrälohen poikasten nopea siirtyminen joesta mereen. Viimeisenä eroavaisuutena on koiraiden kutuasua (Heard, 1991, s. 121).

Meressä ennen sukukypsyyttä molemmat sukupuolet ovat ulkoisesti samanlaiset muodoltaan ja väritykseltään (Heard, 1991, s. 143). Sekä koirailta että naarailta on tumma selkä, valkea vatsa ja hopeiset kyljet (Niemelä ym., 2016). Juuri ennen kutemista molemmilla sukupuolilla tapahtuu morfologisia muutoksia, mutta muutokset ovat koirailta suurempia kuin naarailta (Heard, 1991, s. 143). Koiraille kehittyy suuri kyttyrä aivan pään taakse ja osalla koiraista ruumis muuttuu litteämmäksi (Heard, 1991, s. 143; Niemelä ym., 2016). Lisäksi väritys muuttuu sekä koirailta että naarailta tummemmaksi ja niiden kyljet muuttuvat vihreän laikukkaiksi (Heard, 1991, s. 143).

Tyynenmerenlohilla on merkittävä vaikutus energian ja ravinteiden lähteenä virtavesiekosysteemeille sekä rantavyöhykkeen ekosysteemeille niiden luontaisella levinneisyysalueella (Siemens ym., 2020; Wipfli ym., 2003). Yleensä ravinteet siirtyvät alavirtaan virtavesistä mereen, mutta lohikalat tuovat ravinteita ylävirtaan vaeltaessaan merestä kutupaikoille jokiin (Ben-David ym., 1998; Siemens ym., 2020). Kutemaan nousseiden tyynenmerenlohien raadoista ja munista peräisin oleva energia ja ravinteet vaikuttavat positiivisesti alueen muiden lohikalojen kasvuun, joko suoraan tai välillisesti lisäämällä pohjaeläinten määrää (Wipfli ym., 2003). Virtavesistä ravinteita siirtyy edelleen

maaekosysteemeihin, jossa ne voivat edistää kasvien kasvua sekä niiden hedelmien tuottoa tarjoten samalla runsaammin ravintoa alueen herbivoreille (Dennert ym., 2023; Siemens ym., 2020). Myös meriekosysteemeissä aikuiset tyynenmerenlohjet ovat merkittävä ravinnon lähde toisille eliöille, kuten Stellerinmerileijonalle (*Eumetopias jubatus*) (Scordino ym., 2022).

### 3.1. ELINKIERTO

Kyttyrälohi on semelparinen, eli se lisääntyy vain kerran elämänsä aikana (Heard, 1991). Kyttyrälohilla on tiivis kahden vuoden elinkierto (Heard, 1991, s. 121). Semelparian ja kaksivuotisen elinkierron takia kyttyrälohista on muodostunut kaksi erillistä sukulinjaa, joista toinen lisääntyy parillisina vuosina ja toinen parittomina vuosina (Sandlund ym., 2019). Nämä kaksi kantaa voivat elää rinnakkain, mutta ne eivät voi lisääntyä keskenään, jolloin niiden välillä ei myöskään ole geenivirtaa (Heard, 1991). Tästä huolimatta nämä sukulinjat eivät ole geneettisesti hyvin erilaisia toisistaan (Gordeeva & Salmenkova, 2011; Sandlund ym., 2019).

Aikuiset kyttyrälohjet vaeltavat jokiin kutemaan kesä-syyskuussa (Niemelä ym., 2016). Kuteminen kuitenkin tapahtuu vasta muutamien viikkojen kuluttua jokeen nousemisesta heinäkuun puolivälin ja lokakuun lopun välillä (Sandlund ym., 2019). Poikaset kuoriutuvat talven tai alkukevään aikana ja kaivautuvat sorapohjasta esiin noin 30 mm pituisina maaliskuussa (Sandlund ym., 2019). Tässä vaiheessa niiden ruskuaispussi on kokonaan imeytynyt ja poikaset kestävät jo suolaista vettä (Sandlund ym., 2019). Poikaset lähtevätkin hyvin pian vaeltamaan jokea alaspäin kohti merta (Sandlund ym., 2019; Heard, 1991). Ennen avomerelle siirtymistä nuoret kyttyrälohenpoikaset voivat viipyä suisto- ja rannikkoalueilla jopa muutaman kuukauden (Sandlund ym., 2019). Kyttyrälohjet viettävät meressä yhden kokonaisen talven kasvaen ja jo seuraavan kesän aikana ne vaeltavat takaisin synnyin jokeensa lisääntymään (Sandlund ym., 2019; Niemelä ym., 2016). Tosin kyttyrälohen kyky löytää takaisin synnyinjokeensa on paljon heikompi sen uudella levinneisyysalueella Barentsinmerellä ja Pohjois-Atlantilla (Niemelä ym.,



2016). Muutamien viikkojen kuluessa kutemisesta kaikki yksilöt kuolevat joessa, jolloin niiden raadot jäävät jokiin ja niiden rannoille (Sandlund ym., 2019).

Kyttyrälohien kutupaikat ovat yleensä lähempänä merta kuin muilla *Oncorhynchus* -suvun lajeilla (Heard, 1991, s. 137). Yleensä ne vaeltavat enintään 50 kilometriä jokea ylävirtaan, mutta joskus kutupaikat voivat sijaita jopa satojen kilometrien päässä mereltä, erityisesti jos kyseessä on suurempi joki (Sandlund ym., 2019). Myös erilaiset esteet kuten vesiputoukset voivat rajoittaa kutupaikan etäisyyttä merestä, sillä kyttyrälohet eivät ole kovin taitavia ylittämään erilaisia esteitä (Heard, 1991, s. 137). Suosituimmat kutupaikat sijaitsevat rantaviivan läheisyydessä matalassa vedessä, missä virtaus on kuitenkin suhteellisen voimakasta ja joen pohja koostuu sorasta (Erkinaro ym., 2021).

Naaras kaivaa joen pohjaan keskimäärin 1.1 m<sup>2</sup> kokoisen kutukuopan, joka on 15–50 cm syvä (Heard, 1991, ss. 148–150). Välittömästi kutemisen jälkeen naaras siirtyy jokea ylävirtaan ja kaivaa joenpohjaan uuden kuopan, jolloin virta kuljettaa irtonaisen materiaalin alavirtaan ja siten peittää edellisen kutukuopan (Heard, 1991, s. 150). Edellistä kuoppaa peittäessään naaras kaivaa uuden kuopan, johon se voi myös kutea. Toistamalla näitä vaiheita naaras kaivaa yhdestä neljään kuoppaa (Heard, 1991, s. 150). Naaras kutee jokaiseen kaivamaansa kuoppaan (Heard, 1991, s. 150). Kutemisen jälkeen naaras jää kuoppien läheisyyteen vartioimaan niitä erityisesti toisten naaraiden varalta (Heard, 1991, s. 151).

## 3.2. Levinneisyys ja istutukset

Kyttyrälohen luontaiseen levinneisyysalueeseen kuuluu pohjoinen Tyynivaltameri sekä meret ja joet sen molemmin puolin Amerikassa ja Aasiassa (Niemelä ym., 2016). Pohjois-Amerikan kyttyrälohia esiintyy Sacramento joesta Alaskan pohjoiskärkeen asti (Sandlund ym., 2019). Tyynenvaltameren toisella puolella levinneisyysalue rajautuu Koreanniemimaalta Siperian Lena-jokeen (Sandlund ym., 2019). Tämän alueen eteläisissä osissa populaatioiden määrä on vähäisempi kuin pohjoisessa, missä

levinneisyysalue näyttää laajenevan (Sandlund ym., 2019). Yksilöiden esiintymiseen levinneisyysalueen sisällä vaikuttaa myös vuodenaikojen vaihtelut (Heard, 1991, s. 122). Ensimmäisen syksyn ja talven kyttyrälohet viettävät levinneisyysalueensa eteläosissa ja keväällä ne vaeltavat kohti pohjoisia kutupaikkoja veden lämpötilan noustessa (Heard, 1991, s. 122).

Kyttyrälohen luontaisen levinneisyysalueen sisällä on vaihtelua myös parittomien ja parillisten vuosien kantojen määrissä (Sandlund ym., 2019). Parittomienvuosien kanta on kuitenkin yleensä ollut näistä kahdesta runsaampi ja se on muuttumassa yhä dominoivammaksi (Sandlund ym., 2019). Syynä tähän vaikuttaa olevan kalankasvattamoista vapautetut yksilöt ja parittomien vuosien kannan parempi sopeutumiskyky uusiin elinympäristöihin sekä ilmastonmuutoksen muokkaamiin olosuhteisiin (Heard, 1991; Sandlund ym., 2019).

Kyttyrälohia on yritetty istuttaa sen luontaisen levinneisyysalueen sisällä alueilla, missä sitä ei ole aiemmin esiintynyt (Heard, 1991, s. 127–128). Istutukset ovat keskittyneet suurimmassa osassa tapauksia joko parillisten tai parittomien vuosien kantoihin. Parittomien vuosien kantojen istutukset ovat olleet huomattavasti paremmin onnistuneita verrattuna parillisten vuosien kantojen istutuksiin. Yhdysvalloissa Pugetinsalmeen istutettiin jopa 85 miljoonaa kyttyrälohen poikasta parillisten vuosien kannasta vuosina 1914–1932 (Heard, 1991, s. 127–128). Yksikään aikuinen kyttyrälohi ei kuitenkaan palannut kutemaan alueelle. Istutuksia yritettiin uudelleen vuosina 1948–1956, jolloin poikasia istutettiin 1,6 miljoonaa (Heard, 1991, s. 128). Tällöinkään tulokset eivät olleet kovin onnistuneet ja vuosittain vain 100–500 yksilöä palasi alueelle kutemaan (Heard, 1991, s. 128). Lopulta istutukset lopetettiin alueella tulosten ollessa niin heikkoja (Heard, 1991, s. 128).

Kyttyrälohia ryhdyttiin istuttamaan vuonna 1956 Kuolanniemimaalle Venäjän Tyyneen valtameren laskevista joista (Niemelä ym., 2016). Istutuksia jatkettiin lähes vuosittain ja 1960-luvun alussa jopa kymmeniä miljoonia kyttyrälohenpoikasia istutettiin Viananmeren alueelle vuosittain (Sandlund ym., 2019). Suurista poikasten määristä huolimatta kutemaan palaavien yksilöiden määrät eivät olleet korkeita, eikä luontaisesti lisääntyviä populaatioita syntynyt vielä tällöin (Sandlund ym., 2019). Tämän oletetaan johtuvan siitä, että istutetut poikaset olivat peräisin Sahalinin saarelta, joka sijaitsee etelämpänä kuin Kuolanniemimaa (Sandlund ym., 2019). Koska istutetut poikaset olivat peräisin eteläisemmältä alueelta, ne nousivat kutemaan liian myöhään, jolloin aikainen talvi

ja alhainen lämpötila on voinut vaikuttaa negatiivisesti kyttyrälohen alkionkehitykseen (Gordeeva & Salmenkova, 2011; Sandlund ym., 2019). Istutukset Sahalinin saarelta lopetettiin vuonna 1979 (Gordeeva & Salmenkova, 2011; Sandlund ym., 2019).

Istutuksia Kuolanniemimalle jatkettiin vuonna 1985 pohjoisempana sijaitsevasta Ola-joesta (Sandlund ym., 2019). Vain yksi Ola-joesta tehty istutus Vienanmeren alueelle johti pysyvän kyttyrälohipopulaation muodostumiseen, kun istutetut yksilöt kuuluivat parittomien vuosien sukulinjaan (Gordeeva ym., 2015). Samasta joesta yritettiin istuttaa myös parillisten vuosien sukulinjaan kuuluvia yksilöitä neljä kertaa 1980- ja 90-luvulla Vienanmerelle, mutta tulokset eivät olleet yhtä onnistuneet ja vain muutamia yksilöitä palaa kutemaan alueelle parillisina vuosina (Gordeeva ym., 2015). Vuoden 1985 istutusten hyvään menestykseen voi vaikuttaa myös se, että Ola-joki sijaitsee pohjoisempana kuin aiemmat lähdepopulaatiot (Mo ym., 2018). Kyttyrälohien istuttaminen Venäjälle lopetettiin vuonna 2001, joten koska istutusten päättymisestä on kulunut jo yli 20 vuotta, on alueelle muodostunut luontaisesti lisääntyviä populaatioita (Niemelä ym., 2016).

#### 4. KYTTYRÄLOHI VIERASLAJINA

Viime vuosien aikana kyttyrälohia on yllättäen havaittu runsaita määriä Pohjois-Euroopassa erityisesti parittomina vuosina (Niemelä ym., 2016). Näiden yksilöiden oletetaan olevan peräisin Kuolanniemimalle istutusten seurauksena muodostuneista lisääntyvistä populaatioista (Gordeeva & Salmenkova, 2011; Niemelä ym., 2016) Niemelän ym. (2016) mukaan vuonna 2007 oli viimeinen vuosi, kun kyttyrälohia nousi paljon Tenojokeen kutemaan. Myös tämän jälkeen kyttyrälohivhavaintoja tehtiin vuosittain, mutta ei yhtä suuria määriä, kuin vuonna 2007 ja sitä aiempina vuosina (Niemelä ym., 2016). Kuitenkin yllättäen vuonna 2017 kyttyrälohia nousi ennätysellisiä määriä Pohjois-Norjan jokiin (Mo ym., 2018). Kutemaan nousseiden kyttyrälohien yksilömäärän oletetaan olleen silloin jopa yli 10 000 yksilöä (Mo ym., 2018).

Samaan aikaan kyttyrälöhiä havaittiin aiemmasta poikkeavia määriä myös monilla muilla alueilla ympäri Pohjois-Eurooppaa. Esimerkiksi Skotlannissa on havaittu yksittäisiä kyttyrälöhiä satunnaisesti viimeisen 50 vuoden aikana, mutta vuonna 2017 kyttyrälöhihavaintoja raportoitiin poikkeuksellisesti 139 kappaletta (Armstrong ym., 2018). Ruotsissa kyttyrälöhien esiintyminen on samankaltaista kuin Skotlannissa; yksittäisiä havaintoja on tehty viimevuosien aikana ja yllättäen vuonna 2021 kyttyrälöhihavaintoja tehtiin 70 kappaletta Ruotsin länsirannikolla (Staveley & Ahlbeck Bergendahl, 2022). Kyttyrälöhihavaintojen määrä on yllättäen noussut myös muun muassa Irlannissa, Grönlannissa ja Färösaarilla (Eliassen & Johannesen, 2021; Millane ym., 2019; Nielsen ym., 2020).

Vaikka aikuisia kyttyrälöhiä on havaittu useissa paikoissa ympäri Pohjois-Eurooppaa runsaasti viime vuosina, ei niiden lisääntymismenestyksestä ole ollut varmuutta Skandinavian ja Kuolanniemimaan ulkopuolella (Skóra ym., 2023). Vuoden 2022 keväällä kyttyrälöhen poikasia kuitenkin havaittiin kahdessa joessa Skotlannissa (Skóra ym., 2023). Tämän perusteella kyttyrälöhi olisi lisääntynyt vuonna 2021 ensimmäistä kertaa onnistuneesti alueella, minne se on levittäytynyt viime vuosien aikana (Skóra ym., 2023). Tämä vahvistaa käsitystä kyttyrälöhen kyvystä muodostaa lisääntyviä populaatioita alueilla, missä niitä on viime vuosina havaittu runsaina määrinä (Skóra ym., 2023).

#### 4.1. VAIKUTUKSET VIRTAVESIEKOSYSTEEMEIHIN

Erityistä huolta on herättänyt vierasperäisen kyttyrälöhen mahdolliset haittavaikutukset paikallisille lohikalapopulaatioille esimerkiksi luomalla kilpailua ravinnosta sekä suotuisista kutupaikoista. Kyttyrälöhet voivatkin olla haitaksi vesistön muille kaloille erityisesti kutemisen aikaan, jolloin ne käyttäytyvät aggressiivisesti kaivaessaan ja puolustaessaan kutukuoppiaan (Armstrong ym., 2018).

Taimen (*Salmo trutta*) ja Atlantin lohi (*Salmo salar*) kutevat syksyn ja talven aikana kyttyrälöhta myöhemmin (Armstrong ym., 2018). Esimerkiksi Norjassa kyttyrälöhen kutuaika päättyy syyskuun alkuun ja taimenen sekä Atlantin lohien kutuaika alkaa syyskuun

puolivälissä (VKM, 2020). Näin ollen kuteneet kyttyrälohjet ovat ehtineet kuolla ennen lohien ja taimien kutua, joten niiden välillä ei ole kilpailua kutupaikoista (Armstrong ym., 2018). Tämän perusteella kyttyrälohella ei välttämättä vaikuttaisi olevan haittaa paikallisten lohikalajien kutemiselle. Tosin ei ole varmuutta siitä, että välttävätkö kotoperäiset lohjet paikkoja, joihin kyttyrälohi on jo ehtinyt kaivaa kuopan ja kutea siihen (Niemelä ym., 2016). Mikäli näin on, lohille jäisi vähemmän mahdollisia kutupaikkoja ja ne joutuisivat kilpailemaan keskenään jäljellä olevista paikoista. Tosin taimien on todistettu kuteneen kyttyrälohen kutukuopan päälle (Sandlund ym., 2019). Joillain alueilla on myös mahdollista, että myöhään kutevien kyttyrälohien ja aikaisin kutevien Atlantin lohien kutemien tapahtuisi samaan aikaan, jolloin niiden välille voisi syntyä kilpailua kutupaikoista (ICES, 2022).

Aikuiset kyttyrälohjet eivät ruokaile enää jokiin noustessaan ja alkuperäisen oletuksen mukaan myöskään kyttyrälohen poikaset eivät ruokailisi joessa ollessaan, vaan ne lähtisivät suoraan siirtymän kohti merta (Heard, 1991). Skotlannissa tehtyjen havaintojen mukaan kyttyrälohenpoikaset eivät välttämättä vaellakaan suoraan mereen, vaan niiden uskotaan viettävän aikaa joessa aktiivisesti ruokaillen ennen mereen siirtymistä (Skóra ym., 2023). Tämä voi johtaa siihen, että lohien, taimien ja kyttyrälohen poikaset joutuisivat kilpailemaan ravinnosta joessa ollessaan toisin kuin aiemmin on oletettu (Skóra ym., 2023).

Kyttyrälohella voi olla negatiivinen vaikutus myös merinahkiaisen (*Petromyzon marinus*) lisääntymismenestykseen (Armstrong ym., 2018). Merinahkiainen kutee touko-kesäkuun aikana samankaltaisilla alueilla kuin kyttyrälohi (Armstrong ym., 2018). Niinpä kyttyrälohen kaivaessa kutukuoppiaan se voi paljastaa sorasta merinahkiaisen munia, jolloin ne voivat vahingoittua, altistua predaatiolle tai huuhtoutua virran mukana epäsuotuisille alueille (Armstrong ym., 2018). Euroopassa merinahkiainen on luokiteltu elinvoimaiseksi, mutta niiden määrä on vähentynyt habitaattien kadotessa ja niiden laadun heikentyessä (Hansen ym., 2016). Hansenin ym. (2016) mukaan merinahkiaista pidetään uhattuna Ranskassa, Espanjassa ja Portugalissa ja tulevaisuudessa ilmaston lämmetessä näiden alueiden oletetaan muuttuvan yhä epäedullisemmiksi. Tulevaisuudessakin pohjoisten alueiden oletetaan pysyvän sopivina merinahkiaiselle ja sen levinneisyysalue voisi mahdollisesti laajentua esimerkiksi Islantiin, missä sitä ei nykyisin esiinny (Hansen ym., 2016). Mikäli kyttyrälohi vahingoittaa merinahkiaisen munia ja siten heikentää niiden lisääntymismenestystä, voi merinahkiaisten määrä vähentyä entisestään myös sen levinneisyysalueen pohjoisosissa. Siksi olisi tärkeää seurata tarkasti kyttyrälohen

mahdollisia vaikutuksia merinahkiaisten lisääntymismenestykseen ja tarvittaessa ryhtyä toimiin merinahkiaisten kutupaikkojen suojelemiseksi.

Kyttyrälohen kutuajan aggressiivinen käyttäytyminen toisia kaloja kohtaan voi häiritä myös muita eliöitä. Tällöin sivullisena kärsijänä voi olla esimerkiksi jokihelmisimpukat (*Margaritifera margaritifera*), joiden glokidio-toukat ovat tähän aikaan kiinnittyneinä lohien ja taimenten kiduksiin (Armstrong ym., 2018). Uhanalaisten jokihelmisimpukoiden glokidio-toukat eivät selviydy ilman isäntäkalaa, joten kyttyrälohet voivat aiheuttaa merkittäviä haasteita jokihelmisimpukoille. Kyttyrälohet eivät myöskään itse voi toimia isäntäkaloina jokihelmisimpukoiden glokidio-toukille (Sandlund ym., 2019).

Huolta herättää myös mahdolliset kyttyrälohien mukana leviävät taudit sekä loisit, mutta niitä ei ole juurikaan tutkittu Pohjois-Euroopassa. Norjassa pyydystetyiltä kyttyrälohilta tutkittiin IHN-viruksen (engl. infectious haematopoietic necrosis virus), IPN-viruksen (engl. infectious pancreatic necrosis virus) ja ISA-viruksen (engl. infectious salmon anaemia virus) esiintymistä, mutta yhdeltäkään 74 tutkitulta yksilöltä ei löydetty mitään kolmesta viruksesta (Mo ym., 2018). Vienanmerellä ja Barentsinmerellä kyttyrälohen loisfauna ei ole yhtä runsas kuin sen luontaisella levinneisyysalueilla (Niemelä ym., 2016). Kyttyrälohen ja Atlantin lohen loisfaunan on samankaltainen ja molempien ruuansulatuskanavista on löytenyt muun muassa samoja sukkulamatoja (Mo ym., 2018; Niemelä ym., 2016). Koska kyttyrälohelta ja Atlantin lohelta löytyy samoja ravinnosta peräisin olevia loisia, oletetaan niiden ravinnon olevan meressä samankaltaista (Mo ym., 2018; Niemelä ym., 2016). Ei ole kuitenkaan varmuutta siitä, että kilpailevatko lohi ja kyttyrälohi täysin samasta ravinnosta (Mo ym., 2018).

Eräässä tutkimuksessa havaittiin lohien ja taimenen mahdollisesti hyötyvän kyttyrälohesta. Norjan Vesterelvalla tutkittiin isotooppien avulla kyttyrälohista peräisin olevan energian ja ravinteiden siirtymistä Atlantin lohien ja taimenen jokipoikasten käyttöön (Dunlop ym., 2021). Kyttyrälohen merkitys ravinnonlähteenä tutkittujen kalojen joukossa ei ollut kovin laaja, mutta muutamien nuorten Atlantin lohi (n=2) sekä taimen (n=3) yksilöiden huomattiin käyttäneen runsaita määriä kyttyrälohen munia ravintonaan (Dunlop ym., 2021). Isotooppianalyysien perusteella ne yksilöt, jotka olivat käyttäneet kyttyrälohien munia ravintonaan, olivat tehneet näin pidemmän aikaa (Dunlop ym., 2021).

Kyttyrälöhen raatojen hajotessa virtavesiin vapautuu runsaasti ravinteita, jotka voivat olla hyödyllisiä ravinneköyhille ekosysteemeille, mutta haitallisia valmiiksi runsasravinteisille ekosysteemeille (Armstrong ym., 2018). Ravinteiden lisääntynyt määrä voi johtaa muutoksiin ekosysteemin lajikoostumuksessa, rehevöitymiseen ja veden laadun heikkenemiseen (VKM, 2020). Ravinteiden aiheuttamiin muutoksiin vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa kyttyrälöhen raatojen määrä, joen ravinteiden määrä entuudestaan, joen virtaama sekä peräkkäisten vuosien määrä, jolloin kyttyrälöhiä on ollut läsnä (VKM, 2020). Mitä enemmän ja mitä useammin kyttyrälöhiä nousee jokeen, sitä suurempi riski vedenlaadun heikkenemiselle on (VKM, 2020). Pitkät joet, joiden virtaama on alhainen ovat kaikista alttiimpia ravinteiden määrän lisääntymisen aiheuttamille negatiivisille vaikutuksille (VKM, 2020).

### 4.3. VAIKUTUKSET MAAEKOSYSTEEMEIHIN

Kutevien *Oncorhynchus* -suvun lohien tiedetään olevan merkittävässä roolissa ravinteiden siirtymisessä merestä jokiin ja puroihin, mistä ne lopulta siirtyvät osaksi maaekosysteemien ravintoverkkoa predaation ja hajoamisen seurauksena (Ben-David ym., 1998). Luontaisella levinneisyysalueellaan tyynenmerenlohjet ovat merkittävä kausittainen ravinnonlähde monille selkärangkaisille, kuten karhuille (suku *Ursus*), sudelle (*Canis lupus*), minkille (*Neovison vison*) ja lokeille (suku *Larus*) (Ben-David ym., 1998; Dunlop ym., 2021). Kyttyrälöhiä vaikutusta maaekosysteemeihin on tutkittu paljon niiden luontaisella levinneisyysalueella, mutta vaikutuksia ei juurikaan ole tutkittu Pohjois-Euroopassa alueilla, jonne kyttyrälöhi on levittäytynyt (Dunlop ym., 2021).

Yksi ensimmäisistä tutkimuksista, jossa selvitettiin kyttyrälöhen vaikutusta rantavyöhykkeen ekosysteemeihin Pohjois-Euroopassa, toteutettiin Norjan Vesterelvalla (Dunlop ym., 2021). Riistakameroiden avulla havaittiin, että suurimman osan tutkimusalueella sijaitsevista raadoista poisti kettu (*Vulpes vulpes*), mutta raatoja käytti ravintonaan myös viisi eri lintulajia: harakka (*Pica pica*), korppi (*Corvus corax*), harmaalokki (*Larus argentatus*), punakylkirastas (*Turdus iliacus*) ja varis (*Corvus cornix*)

(Dunlop ym., 2021). Tosin punakylkirastas käytti ravintonaan vain kyttyrälohen raadoista löytämiään hyönteisiä ja niiden toukkia (Dunlop ym., 2021).

Tutkimuksessa havaittiin, että vuosina 2017 ja 2019 kutemaan nousseiden kyttyrälohien määrä oli molempina vuosina viisi kertaa suurempi verrattuna paikallisten aikuisten anadromisten lohikalojen määrään ja siten kyttyrälohen raatojen biomassan arvioidaan olleen 2,2–2,7 tonnia (Dunlop ym., 2021). Monet Norjan joet ovat ravinneköyhiä, joten ei ole varmuutta siitä miten tällaiset suuret ravinnekuormat vaikuttavat jokien ekosysteemeihin (Mo ym., 2018). Kyttyrälohesta peräisin olevat ravinteet eivät kuitenkaan jää ainoastaan virtavesiekosysteemien käyttöön, vaan raadonsyöjälintujen ja -nisäkkäiden välityksellä näitä ravinteita siirtyy myös maaekosysteemien käyttöön (Dunlop ym., 2021). Esimerkiksi ketut raahasivat kyttyrälohen raatoja kauemmaksi joesta ja kätkivät niitä (Dunlop ym., 2021). Tällöin raadot ovat helpommin saatavilla myös maaekosysteemien selkärangattomille, joiden määrä voi siten myös lisääntyä (Dunlop ym., 2021).

Jokiin jäävien kyttyrälohen raatojen vaikutuksia rantavyöhykkeen kasveihin on tutkittu kyttyrälohen luontaisella levinneisyysalueella. Tutkimuksissa kasvien typen isotooppi ( $\delta^{15}\text{N}$ ) -arvojen on havaittu olevan koholla, mikäli kyttyrälohen raatoja on läsnä joessa (Ben-David ym., 1998; Dennert ym., 2023). Lisäksi tuore tutkimus osoittaa, että kyttyrälohen raadoilla on suurempi positiivinen vaikutus kasvien  $\delta^{15}\text{N}$ -arvoihin, kuin ruskoleviin kuuluvan levän *Fucus distichus* läsnäololla (Dennert ym., 2023). Raatojen läsnäololla ei kuitenkaan havaittu olevan vaikutusta typen prosentuaaliseen osuuteen kasvien lehdissä, mikä voi johtua siitä, ettei kasvit yleensä varastoi tyyppiä lehtiinsä varsinkaan, jos niiden tyyppipitoisuus on korkea jo ennestään (Dennert ym., 2023).

Mikäli kyttyrälohien nousu uusiin jokiin jatkuu, voi jokien rannikkovyöhykkeen ekosysteemien dynamiikassa tapahtua muutoksia (Dunlop ym., 2021). Kyttyrälohien raadot voivat toimia merkittävänä hetkellisenä ravinnonlähteenä raadonsyöjille (Dunlop ym., 2021). Lisääntynyt ravinnon määrä voi mahdollistaa raadonsyöjien populaatioiden kasvun ja siten vaikuttaa negatiivisesti saalis- ja kilpailijapopulaatioihin (Dunlop ym., 2021).



## 5. KYTTYRÄLOHI SUOMESSA

Samoin kuin muuallakin Pohjois-Euroopassa ajatellaan Suomeen levinneiden kyttyrälohien olevan peräisin Luoteis-Venäjälle tehdyistä istutuksista (Huusela-Veistola ym., 2018). Kyttyrälöhi istutuksia on tehty venäläisten toimesta myös Itämereen, mutta sinne ei ole muodostunut pysyvää kantaa (Huusela-Veistola ym., 2018).

Ensimmäisiä virallisia havaintoja kyttyrälöheistä Suomessa on tehty jo 1970-luvulla, mutta todellisuudessa kyttyrälöhiä on luultavasti esiintynyt Suomessa jo aiemminkin, jopa 1960- ja 1950-luvuilla (Niemelä ym., 2016). Varmistetusti kyttyrälöhiä on havaittu vuosittain Tenojoessa ja sen sivuhaaroissa 1990-luvulta lähtien (Niemelä ym., 2016). Havaintoja on tehty sekä parillisina että parittomina vuosina, mutta havaintomäärät ovat yleensä olleet suurempia parittomina vuosina (Niemelä ym., 2016).

On mahdollista, että kyttyrälöhet ovat lisääntyneet Tenojoessa jo 1970-luvulla, sillä kalastajat ovat tehneet vuosittain havaintoja kyttyrälöhinaaraista, joilla on ollut täydet mätipussit (Niemelä ym., 2016). Tenojoessa on vuosittain tutkittu kotoperäisten lohen- ja taimenpoikasten tiheyttä sähkökalastamalla. Sähkökalastus on suoritettu heinäkuun aikana (Niemelä ym., 2016). Ainoastaan kerran, vuonna 1979, sähkökalastus monitoroinnin yhteydessä havaittiin yksi kyttyrälöhenpoikanen (Niemelä ym., 2016). Kyttyrälöhenpoikasia on kuitenkin voinut olla Tenojoessa muinakin vuosina, sillä ne siirtyvät mereen lohia aiemmin, joten sähkökalastusseurantojen aikana kyttyrälöhenpoikaset ovat jo poistuneet mereen (Niemelä ym., 2016).

Vuonna 2019 Teno- ja Inarijokeen nousevien lohien kaikuluotausseurannoissa havaittiin runsaasti kyttyrälöhiä (Pohjola ym., 2020). Tenojoen pääuoman seurantapaikalla Polmakissa kyttyrälöhi havaintoja tehtiin vähintään 4500 (Pohjola ym., 2020). Nämä havainnot koostuivat kaikuluotaushavainnoista sekä saalistuloksista. Inarijoessa kyttyrälöhi havaintojen arvioitu määrä oli noin 350 yksilöä (Pohjola ym., 2020). Kaikuluotausmateriaalin analysointitekniikan takia alle 45 cm pitkiä kaloja ei kuitenkaan laskettu, joten tämä menetelmä ei sovellu usein kooltaan Atlantin lohta selvästi pienempien kyttyrälöhiä tarkkaan seurantaan. Tästä syystä nousseiden kyttyrälöhiä todellinen määrä on luultavasti ollut arvioita suurempi (Pohjola ym., 2020).

Teno- ja Inarijoen kaikuluotauseurannoissa havaittiin myös eroavaisuuksia eri lajien jokeen nousemisen ajoittumisessa (Pohjola ym., 2020). Atlantin lohia sekä taimenia havaittiin kummassakin joessa kyttyrälohta aiemmin keväällä sekä myöhemmin syksyllä (Pohjola ym., 2020). Osa alkukesästä havaituista Atlantin lohista oli kuitenkin talvikoita eli edellisenä kesänä kuteneita lohia, jotka viettävät talven joessa ja palaavat mereen vasta seuraavana keväänä (Pohjola ym., 2020). Kummassakin joessa kyttyrälohia esiintyi siis huomattavasti lyhyemmän ajan verrattuna Atlantin loheen ja taimeneen (Pohjola ym., 2020).

Suomessa kyttyrälohen asema on samankaltainen kuin muuallakin Pohjois-Euroopassa. Kyttyrälohien määrät ovat olleet suuria parittomina vuosina vuodesta 2017 eteenpäin, mutta toistaiseksi niiden ei ole havaittu aiheuttavan merkittäviä vahinkoja (Huusela-Veistola ym., 2018; Pohjola ym., 2020). Tosin mahdollisia vahinkoja ei ole suoraan tutkittu, joten niiden olemassaoloa ei siten myöskään voida kieltää.

## 6. POHDINTA

Huolestuttavaa kyttyrälohen leviämisestä tekee se, että havaintoja on tehty yllättäen useilla alueilla samanaikaisesti. Lisäksi havaintojen lukumäärät ovat muuttuneet koko ajan suuremmiksi. Havaintoja on tehty myös yhä kauempana etelässä. Esimerkiksi aivan Norjan eteläisessä kärjessä sekä Ruotsin länsirannikolla havaintoja ei ole tehty aiemmin näin runsaasti. Sandlundin (2019) mukaan onkin miltei mahdotonta hallita vieraslajeja, joilla on kyky levittäytyä nopeasti laajalle alueelle. Mikäli kyttyrälohella havaitaan olevan negatiivisia vaikutuksia vastaanottavissa ekosysteemeissä, voi niiden torjuminen olla hyvin haastavaa.

Toistaiseksi kyttyrälohen ei ole havaittu aiheuttavan merkittävää vahinkoa alkuperäiselle eliöstölle niillä alueilla, minne se on levittäytynyt (Armstrong ym., 2018). Toisaalta joillakin alueilla jokiin nousseiden kyttyrälohien määrät eivät ole olleet hyvin korkeita. Mikäli kyttyrälohien määrät kasvavat tulevaisuudessa, voivat pienetkin haittavaikutukset kasvaa suuriksi. Ilmiö on tuore, joten vielä ei ole olemassa tietoa kyttyrälohen pitkänaikavälin vaikutuksista vastaanottavissa ekosysteemeissä. Esimerkiksi

kyttyrälöhien mukanaan tuomien ravinteiden kertyminen jokiin sekä jokien rannoille voi aiheuttaa muutoksia ekosysteemin toiminnassa, mutta nämä muutokset voivat olla havaittavissa vasta vuosien kuluttua. Tällä hetkellä kyttyrälöhia nousee jokiin runsaasti vain parittomina vuosina, jolloin ravinteitakaan ei tule vuosittain, joten mahdollisten muutosten havaitsemiseen voi mennä vieläkin kauemmin. Koska kyttyrälöhia on joissa vain lyhyen aikaa joka toinen vuosi, ei alueen eliöt voi turvautua liikaa kyttyrälöhen raatoihin ravinnon lähteenä.

Teno- ja Inarijoen kaikuoluotausseurannoissa alkukesällä havaittiin jokea alavirtaan liikkuvia talvikoita (Pohjola ym., 2020). Kyttyrälöhien nousu jokiin alkaa myös alkukesällä, kun talvikoita voi vielä olla joessa. Mikäli talvikot kohtaavat aggressiivisia kutemaan nousevia kyttyrälöhia, voiko kyttyrälöhiet mahdollisesti vahingoittaa mereen palaavia Atlantin lohia siten että niiden selviytyminen meressä olisi heikompaa ja näin vaikuttaa niiden lisääntymismenestykseen tulevaisuudessa? Atlantin lohien määrä Pohjois-Atlantilla on vähentynyt 1970-luvulta lähtien (Erkinaro ym., 2019), eikä vähenevä kanta välttämättä kestä uusia uhkia. Tästä syystä tulevaisuudessa olisi tärkeää seurata myös muutoksia Atlantin lohien kannan koossa, jotta mahdolliset kyttyrälöhen aiheuttamat haittavaikutukset huomattaisiin ajoissa.

Kyttyrälöhen oletetaan hyötyvän ilmaston lämpenemisestä (Mo ym., 2018). Kyttyrälöhi on pian levittäytynyt pohjoisille merialueille miltei koko maapallon ympäri ja sen levinneisyysalueen sisäisen yksilöjakauman perusteella vaikuttaa siltä, että ne suosivat levinneisyysalueensa pohjoisempia ja kylmempiä osia. Alati lämpenevässä ilmastossa monet eliöt levittäytyvät kohti pohjoista, mutta kyttyrälöhia esiintyy jo tällä hetkellä niin laajalla alueella, ettei sillä ole pian mahdollisuutta levittäytyä enää pohjoisemmaksi. Tulevatko ne siis mahdollisesti tulevaisuudessa levittäytymään myös etelämmäksi alueille, jotka eivät tällä hetkelläkään ole niille kaikista suotuisimpia. Myös merivesien keskilämpötilojen odotetaan nousevan, joten muuttuvatko nämä etelämpänä sijaitsevat vesi alueet entistä epäedullisimmaksi kyttyrälöhelle. Toisaalta kyttyrälöhien on havaittu aiemminkin mukautuvan uudenvälisiin elinympäristöihin, joten on hyvinkin mahdollista, että ne kykenevät sopeutumaan jälleen muuttuvassa ilmastossa ja selviytymään myös lämpimämmissä vesissä. Huomioiden lajin lyhyen elinkierron on mahdollista, että ne kykenevät sopeutumaan muuttuviin olosuhteisiin muita lohikaloja nopeammin.

Kyttyrälöhen leviämisen estämiseksi on suunniteltu useita erilaisia mahdollisia keinoja. Yksi keino, jota on suunniteltu, on kyttyrälöhen kutukuoppien kaivaminen ja mätimunien poisto niistä (Armstrong ym., 2018). Tämä saattaisi kuitenkin olla haastavaa ja viedä liikaa resursseja suuremmassa mittakaavassa. Lisäksi se tulisi toteuttaa hyvin varovasti, ettei joen muille eliöille koituisi haittaa. Myös erilaisia poistopyyntejä on jo toteutettu esimerkiksi Norjassa sukeltajat ovat pyydystäneet kyttyrälöhiä harppuunojen avulla (Armstrong ym., 2018; Mo ym., 2018). Norjaan on myös suunniteltu patoja, joiden avulla joen virtausta voitaisiin muuttaa kyttyrälöhen kutuaikaan siten, etteivät ne kykenisi kutemaan onnistuneesti (VKM 2020).

Kyttyrälöhi voi aiheuttaa tulevaisuudessa myös taloudellista haittaa ihmisille, sillä Atlantin lohi on suosittu urheilukalastajien keskuudessa ja mikäli niiden määrä vähenee, myös kalastuksesta tulevat tulot vähenevät (Mo ym., 2018). Toisaalta kyttyrälöhiä voi yrittää markkinoida kalastajille, jolloin niitä saataisiin samalla poistettua virtavesistä. Kyttyrälöhiä voitaisiin pyrkiä hyödyntämään myös ruokakalana, jolloin siitä voisi olla myös taloudellista hyötyä.

Kyttyrälöhiiden määrän ja levinneisyysalueen yllättävä kasvu Pohjois-Euroopassa on suhteellisen tuore ilmiö, joten vertaisarvioitua kirjallisuutta kyttyrälöhen vaikutuksista vastaanottaviin ekosysteemeihin on saatavilla niukasti. Saatavilla olevien julkaisujen perusteella kyttyrälöhen ei ole havaittu aiheuttavan merkittävää vahinkoa, mutta sitä pidetään silti potentiaalisena uhkana, jota tulee tutkia tarkemmin. Olisikin tärkeää, että useat eri tahot tekisivät laajalti yhteistyötä, jotta mahdollisista ongelmista saataisiin tietoa nopeasti ja niitä pystyttäisiin torjumaan ajoissa.

## 7. LÄHTEET

- Armstrong, J. D., Bean, C. W., & Wells, A. (2018). The Scottish invasion of pink salmon in 2017. *Journal of Fish Biology*, 93(1), 8–11. <https://doi.org/10.1111/jfb.13680>
- Ben-David, M., Hanley, T. A., & Schell, D. M. (1998). Fertilization of Terrestrial Vegetation by Spawning Pacific Salmon: The Role of Flooding and Predator Activity. *Oikos*, 83(1), 47. <https://doi.org/10.2307/3546545>
- Cantonati, M., Poikane, S., Pringle, C. M., Stevens, L. E., Turak, E., Heino, J., Richardson, J. S., Bolpagni, R., Borrini, A., Cid, N., Tvrtlíková, M., Galassi, D. M. P., Hájek, M., Hawes, I., Levkov, Z., Naselli-Flores, L., Saber, A. A., Cicco, M. Di, Fiasca, B., ... Znachor, P. (2020). Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. *Water* 2020, Vol. 12, Page 260, 12(1), 260. <https://doi.org/10.3390/W12010260>
- Dennert, A. M., Elle, E., & Reynolds, J. D. (2023). Experimental addition of marine-derived nutrients affects wildflower traits in a coastal meta-ecosystem. *Royal Society Open Science*, 10(1). <https://doi.org/10.1098/RSOS.221008>
- Dunlop, K., Eloranta, A. P., Schoen, E., Wipfli, M., Jensen, J. L. A., Muladal, R., & Christensen, G. N. (2021). Evidence of energy and nutrient transfer from invasive pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) spawners to juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in northern Norway. *Ecology of Freshwater Fish*, 30(2), 270–283. <https://doi.org/10.1111/eff.12582>
- Dunlop, K. M., Wipfli, M., Muladal, R., & Wierzbinski, G. (2021). Terrestrial and semi-aquatic scavengers on invasive Pacific pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) carcasses in a riparian ecosystem in northern Norway. *Biological Invasions*, 23(4), 973–979. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02419-x>
- Eliassen, K., & Johannesen, U. V. (2021). The increased occurrence of *oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum, 1792) in the faroe islands. *BioInvasions Records*, 10(2), 390–395. <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.2.17>
- Erkinaro, J., Czorlich, Y., Orell, P., Kuusela, J., Falkegård, M., Länsman, M., Pulkkinen, H., Primmer, C. R., & Niemelä, E. (2019). Life history variation across four decades in a diverse population complex of atlantic salmon in a large subarctic river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(1), 42–55. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0343>
- Erkinaro, J., Orell, P., Pohjola, J. P., Kytökorpi, M., Pulkkinen, H., & Kuusela, J. (2021). Development of invasive pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum) eggs in a large Barents Sea river. *Journal of Fish Biology*. <https://doi.org/10.1111/JFB.15157>
- Essl, F., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Katsanevakis, S., Kühn, I., Lenzner, B., Pauchard, A., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D. M., Seebens, H., Van Der Putten, W. H., Vilà, M., & Bacher, S. (2019). A Conceptual Framework for Range-Expanding Species that Track Human-Induced Environmental Change. *Forum 908 BioScience*, 69(11). <https://doi.org/10.1093/biosci/biz101>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I., & Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22(1), 151–163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>

- Gallardo, B., zu Ermgassen, P. S. E., & Aldridge, D. C. (2013). Invasion ratcheting in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and the ability of native and invaded ranges to predict its global distribution. *Journal of Biogeography*, *40*(12), 2274–2284. <https://doi.org/10.1111/JBI.12170>
- Gargan, L. M., Mo, T. A., Carlsson, J. E. L., Ball, B., Fossøy, F., & Carlsson, J. (2021). Development of an environmental DNA assay and field validation for the detection of invasive pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*. *Environmental DNA*, *4*(2), 284–290. <https://doi.org/10.1002/edn3.250>
- Gordeeva, N. V., & Salmenkova, E. A. (2011). Experimental microevolution: Transplantation of pink salmon into the European North. *Evolutionary Ecology*, *25*(3), 657–679. <https://doi.org/10.1007/s10682-011-9466-x>
- Gordeeva, N. V., Salmenkova, E. A., & Prusov, S. V. (2015). Variability of biological and population genetic indices in pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha* transplanted into the White Sea basin. *Journal of Ichthyology*, *55*(1), 69–76. <https://doi.org/10.1134/S0032945215010051>
- Hansen, M. J., Madenjian, C. P., Slade, J. W., Steeves, T. B., Almeida, P. R., & Quintella, B. R. (2016). Population ecology of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) as an invasive species in the Laurentian Great Lakes and an imperiled species in Europe. *Teoksessa Reviews in Fish Biology and Fisheries* (Vsk. 26, Numero 3, ss. 509–535). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9440-3>
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Sidinei, •, Thomaz, M., Amalfitano, S., Lee, •, & Kats, B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *TRENDS IN AQUATIC ECOLOGY*. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>
- Heard, W. R. (1991). *Pacific Salmon Life Histories*. [https://books.google.fi/books?hl=fi&lr=&id=l\\_S0xCME0CYC&oi=fnd&pg=PA121&ots=\\_yACyQ7kd1&sig=UBCoadqkbrlMWBGwaTVZXzmm\\_BU&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.fi/books?hl=fi&lr=&id=l_S0xCME0CYC&oi=fnd&pg=PA121&ots=_yACyQ7kd1&sig=UBCoadqkbrlMWBGwaTVZXzmm_BU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)
- Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, *46*(1), 10–18. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2008.01600.X>
- Huusela-Veistola, E., Pouttu, A., & Urho, L. (2018). *Vieraslajit Suomen arktisella alueella*. <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/543288>
- ICES. (2022). Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). *ICES Scientific Reports*, *4*(39). <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.19697368.V6>
- Lorentzen, G., Voldnes, G., Whitaker, R. D., Kvalvik, I., Vang, B., Gjerp Solstad, R., Thomassen, M. R., & Siikavuopio, S. I. (2018). Current Status of the Red King Crab (*Paralithodes camtchaticus*) and Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) Industries in Norway. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture*, *26*(1), 42–54. <https://doi.org/10.1080/23308249.2017.1335284>
- Millane, M., Walsh, L., Roche, W. K., & Gargan, P. G. (2019). Unprecedented widespread occurrence of Pink Salmon *Oncorhynchus gorbuscha* in Ireland in 2017. *Journal of Fish Biology*, *95*(2), 651–654. <https://doi.org/10.1111/jfb.13994>
- Mo, T. A., Thorstad, E. B., Sandlund, O. T., Berntsen, H. H., Fiske, P., & Uglem, I. (2018). The pink salmon invasion: a Norwegian perspective. *Teoksessa Journal of Fish Biology* (Vsk. 93, Numero 1, ss. 5–7). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/jfb.13682>

- Nielsen, J., Rosing-Asvid, A., Meire, L., & Nygaard, R. (2020). Widespread occurrence of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) throughout Greenland coastal waters. *Journal of Fish Biology*, *96*(6), 1505–1507. <https://doi.org/10.1111/jfb.14318>
- Niemelä, E., Johansen, N., Zubchenko, A. V., Dempson, J. B., Veselov, A., Ieshko, E. P., Barskaya, Y., Novokhatskaya, O. V., Shulman, B. S., Länsman, M., Hassinen, E., Kuusela, J., Haantie, J., Kylmäaho, M., Kivilahti, E., Arvola K-M, & Kalske, T. H. (2016). *Pink salmon in the Barents region With special attention to the status in the transboundary rivers Tana and Neiden, rivers in North West Russia and in East Canada*. [www.fmfi.no](http://www.fmfi.no)
- Pohjola, J.-P., Orell, P., Kuusela, J., & Lilja, J. (2020). *Teno-ja Inarijokeen nousevien lohien kaiku-uotauseurannat v.* <http://luke.juvenesprint.fi>
- Sandlund, O. T., Berntsen, H. H., Fiske, P., Kuusela, J., Muladal, R., Niemelä, E., Uglem, I., Forseth, T., Mo, T. A., Thorstad, E. B., Vollset, K. W., & Zubchenko, A. V. (2019). Pink salmon in Norway: the reluctant invader. *Biological Invasions*, *21*(4), 1033–1054. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1904-z>
- Scordino, J. J., Shay, D., Marshall, C., James, R., & Akmajian, A. M. (2022). Consumption of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) by California sea lions (*Zalophus californianus*) and Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in northwest Washington during 2010–2013. *Fishery Bulletin*, *120*(2), 150–161. <https://doi.org/10.7755/FB.120.2.5>
- Siemens, L. D., Dennert, A. M., Obrist, D. S., & Reynolds, J. D. (2020). Spawning salmon density influences fruit production of salmonberry (*Rubus spectabilis*). *Ecosphere*, *11*(11). <https://doi.org/10.1002/ECS2.3282>
- Skóra, M. E., Jones, J. I., Youngson, A. F., Robertson, S., Wells, A., Lauridsen, R. B., & Copp, G. H. (2023). Evidence of potential establishment of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* in Scotland. *Journal of Fish Biology*. <https://doi.org/10.1111/JFB.15304>
- Staveley, T. A. B., & Ahlbeck Bergendahl, I. (2022). Pink salmon distribution in Sweden: The calm before the storm? *Ecology and Evolution*, *12*(8). <https://doi.org/10.1002/ECE3.9194>
- Strayer, D. L., Eviner, V. T., Jeschke, J. M., & Pace, M. L. (2006). Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(11), 645–651. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2006.07.007>
- Vanderploeg, H. A., Nalepa, T. F., Jude, D. J., Mills, E. L., Holeck, K. T., Liebig, J. R., Grigorovich, I. A., & Ojaveer, H. (2002). Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *59*(7), 1209–1228. <https://doi.org/10.1139/f02-087>
- VKM, Hindar, K., Hole, L. R., Kausrud, K., Malmstrøm, M., Rimstad, E., Robertson, L., Sandlund, O. T., Thorstad, E. B., Vollset, K. W., de Boer, H., Eldegard, K., Järnegren, J., Kirkendall, L., Måren, I., Nielsen, A., Nilsen, E. B., Rueness, E., and Velle, G. (2020). Assessment of the risk to Norwegian biodiversity and aquaculture from Pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species (CITES). VKM report 2020:01, ISBN: 978-82-8259-334-2, ISSN: 2535-4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway
- Wipfli, M. S., Hudson, J. P., Caouette, J. P., & Chaloner, D. T. (2003). Marine Subsidies in Freshwater Ecosystems: Salmon Carcasses Increase the Growth Rates of Stream-Resident Salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, *132*, 371–381.