

RKTL:n työraportteja 10/2014

Haitallisten vieraiden kala-, rapu- ja nisäkäslajien leviäminen, tietoisuuden lisääminen ja hallinta

Tekijät: Lauri Urho, Katja Holmala, Jussi T. Pennanen, Markku Pursiainen, Jukka Rintala ja Lari Veneranta



Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki
2014

Etukannen kuvien ottajat ja käyttöoikeuden haltija:
Minkki (Esko Räsänen), Mustatäplätokko (Lauri Urho),
Majava (Petri Timonen),
Hopearuutana (Lauri Urho), Täpläräpu (Jussi T. Pennanen)
Valkohäntäkauris (Marcus Wikman), Supikoira (S. Rintelä)



Julkaisija:
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Helsinki 2014

ISBN 978-952-303-111-1 (Verkkajulkaisu)

ISSN 1799-4756 (Verkkajulkaisu)

RKTL 2014

Kuvailulehti

Tekijät Lauri Urho, Katja Holmala, Jussi T. Pennanen, Markku Pursiainen, Jukka Rintala ja Lari Veneranta			
Nimeke Haitallisten vieraiden kala-, rapu- ja nisäkäslajien leviäminen, tietoisuuden lisääminen ja hallinta			
Vuosi 2014	Sivumäärä 76	ISBN ISBN 978-952-303-111-1	ISSN ISSN 1799-4756 (PDF)
Yksikkö/tutkimusohjelma Tutkimus- ja asiantuntijapalvelut			
Hyväksynyt Nina Peuhkuri			
Tiivistelmä <p>HAVINA-hankkeen yhtenä tavoitteena oli vieraslajitietojen kokoaminen vieraslajit.fi -portaaliin. Portaalia rakennettiin yhteistyössä muiden hankekumppaneiden kanssa. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen osatavoitteina oli kerätä keskeisten vieraiden rapu-, nisäkäs- ja kalalajien havaintotiedot, kartoittaa lajien leviämisreitit ja arvioida tärkeimpien lajien haitallisuutta ja haitallisuuden laajuutta huomioiden myös lajien hyödyntämismahdollisuudet sekä tarkastella lajien torjuntamahdollisuuksia. Työssä kerättiin tietoa mm. hopearuutanan, mustatäplätokkon, puronieriän, täplärapun, rapuruton, minkin, supikoiran, amerikanmajavan ja valkohäntäkauriin tilanteesta. Hopearuutanan ja mustatäplätokkon levittäytymisestä ja populaatioista kerättiin laaja aineisto. Vieraiden nisäkäslajien haittavaikutusten laajuutta arvioitiin supikoiran ja minkin osalta. Arviointiin käytettiin RKTL:ssa koottuja aineistoja, kuten saalistietoja, peltokolmio- ja riistakolmioaineistoja sekä kala-atlastietoja. Osa tiedoista on koottu julkaistuista aineistoista, osa vielä julkaisemattomista tai valmisteilla olevista materiaaleista.</p> <p>Vieraslajitietoisuuden lisäämiseksi ja uusien havaintojen keräämiseksi vieraslajeista tiedottamista on lisättävä sekä mediassa että kohdennetusti asiantuntijoille. Vieraslajit.fi -portaali tarjoaa hyvän kanavan tähän, mutta sen kehittämistä on edelleen syytä jatkaa. Vieraslajien levinneisyyden muutokset ja niiden elinympäristössään aiheuttamat muutokset saattavat olla nopeita. Esimerkiksi kalojen esiintymisen ja runsastumisen muutoksia olisi seurattava vuosittain. Erityistä huomiota tulisi kiinnittää leviämisvaiheen varhaisiin signaaleihin, kuten yksittäisiin havaintoihin uusista lajeista. Mustatäplätokkon ja hopearuutanan todettiin aiheuttavan haittaa alkuperäisille lajeille ja ekosysteemitason muutoksia. Haittojen minimoimiseksi olisi ryhdyttävä välittömiin toimenpiteisiin lajien sisävesiin leviämisen estämiseksi. Useimmiten vieraslajien leviämistä ei voida estää, mutta tietoisuuden lisäämisellä ja asettautumiseen vaikuttavilla säätelytoimenpiteillä kyetään hidastamaan muutoksia. Pääasiassa laivojen painolastivesien mukana leviävien merilajien asettautumismahdollisuuksiin on mahdollista puuttua painolastivesisopimuksella. Sisävesien järvioltailla ja virtavesissä on paikallisilla ratkaisuilla, riskinarvioinneilla ja päätöksillä helpommin saavutettavaa vaikuttavuutta vieraslajien hallinnassa verrattuna merialueisiin. Julkaisussa annetaan lajikohtaisia suosituksia ja ohjeita vieraslajien leviämisen estämiseksi ja torjumiseksi Suomessa.</p>			
Asiasanat Vieraslaji, hopearuutana, mustatäplätokko, puronieriä, karppi, kirjolohi, täplärapu, rapurutto, minkki, supikoira, amerikanmajava, kanadanmajava, valkohäntäkauris, valkohäntäpeura, leviäminen, seuranta			
Julkaisun verkko-osoite http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/uudet%20julkaisut/tyoraportit/haitalliset_vieraslajit.pdf			
Yhteydenotot Lauri Urho, lauri.urho@rktl.fi			
Muita tietoja MMM:n rahoittaman HAVINA-hankkeen osaraportti. Erityiskiitos Tuomas Seimolalle valkohäntäkaurishavaintojen digitoimisesta ja Satu Viljamaa-Dirksille rapuruttotekstin tarkistamisesta.			

Sisällys

Kuvailulehti	3
1. Suositukset	6
2. Johdanto	8
3. Vieraslajiportaalin rakenne ja sisältö	9
4. Materiaali ja menetelmät	10
4.1. Kalojen esiintymätietojen ja näyttöiden hankinta	10
4.2. Valkohäntäkauriin levinneisyysmalli	11
5. Vieraslajien levinneisyys ja leviämistäylyt	14
5.1. Vieraat kalalajit leviävät kalastus- ja akvaarioharrastuksen, viljelyn tai laivojen avustuksella	14
5.1.1. Mustatäplätokko leviää ensisijaisesti laivojen avustuksella	15
Mustatäplätokkon esiintyminen, yleistyminen ja leviäminen Helsingissä	17
Miten mustatäplätokkon levittäytyminen jatkuu?	18
Mustatäplätokkon pyyntivälineistä onki edullisin ja tehokkain	22
5.1.2. Hopearuutanaa ja kultakalaa levitetty jo ympäri Eurooppaa	24
5.1.3. Puronieriää viljeltiin ja istutettiin innokkaasti	27
5.2. Täplärapu ja rapurutto	28
5.2.1. Täplärapua on kotoutettu luvallisesti ja luvattomasti	28
5.2.2. Rapurutto on laajalle levinnyt raputauti	30
5.3. Vieraat nisäkäslajit	33
5.3.1. Minkki – sopeutumiskykyinen vieras	33
5.3.2. Turkiseläimeksi istutettu supikoira	34
5.3.3. Amerikanmajava	37
5.3.4. Valkohäntäkauris	38
Levinneisyysmallinnuksen tulos	40
Mallinnuksen tulos liikennevahinkojen ja asutusaluehaittojen kannalta	41
5.4. Saapumisriskin omaavat, muualla haitalliset vieraslajit	42
5.4.1. Rohmutokkoa on lähellä rajan takana	42
5.4.2. Myyräekinokokkia löydetty Virossa ja Ruotsista	43
6. Vieraslajien aiheuttamia haittoja ja hyötyjä	44
6.1. Vieraat kalalajit ja täplärapu	44
6.1.1. Mustatäplätokko haitallinen Itämeressä ja uhka sisävesienkin kaloille	44
Mustatokko on paikoin jo selvästi taantunut Helsingissä	45
6.1.2. Hopearuutana täyttää lammet nopeasti ja muuttaa eliöyhteisöt	46
Salon altaissa suuria muutoksia	46
Tehokalastus kirkasti veden, uposlehtiset kasvit rehottivat ja ruutanoiden kunto koheni	48

Hoppearuutanan erikoiset lisääntymistavat ja geneettiset uhat muille kaloille	52
Hoppearuutanamassat muuttavat eliöyhteisöjen toimintaa ja tuotantoa	53
6.1.3. Puronieriä uhkana taimenelle kylmissä latvavesissä	54
6.1.4. Täpläräpu kaventaa jokiravun elinmahdollisuuksia mutta elvyttää raputaloutta	54
6.2. Vieraat nisäkäslajit	56
6.2.1. Minkin vaikutuksista alkuperäislajistoon tietoa vain saaristoalueilta	56
6.2.2. Supikoira kasvattaa tautiriskiä ja on merkittävä peto saaristossa	57
6.3. Loiset ja taudit	58
6.3.1. Rapurutto on taloudellisesti haitallisin vieraslaji sisävesillä	58
6.3.2. Myyräekinokokki – ikävä uhka	58
7. Vieraslajien torjunnasta ja torjuntamahdollisuuksista	59
7.1. Vieraat kalalajit ja ravut	59
7.1.1. Mustatäplätokon leviämisen estämisessä laivat keskeisessä asemassa	59
7.1.2. Hoppearuutanaa voi vähentää tehopyynnillä ja mahdollisesti petokalojen avulla	59
7.1.3. Puronieriä	60
7.1.4. Täpläravun kotoutusistutuksissa edellytetään riskinarviointia	60
7.2. Vieraat nisäkäslajit	61
7.2.1. Minkkiä pitää torjua herkillä alueilla	61
7.2.2. Vakiintuneen ja laajalle levittäytyneen supikoiran kustannustehokas torjunta	62
7.3. Loiset ja taudit	62
7.3.1. Rapurutto	62
7.3.2. Myyräekinokokki	63
7.4. Muut mahdolliset torjuttavat	63
8. Suositukset ja tietotarpeet	64
9. Johtopäätökset	66
9.1. Vieraslajiportaali ja vieraslajitietojen perustaso ja sen kehittäminen	66
9.2. Vieraslajitietojen saanti turvattava riittävällä panostuksella	66
9.2.1. Havaintojen ja tietojen kartuttamista tehostettava	66
9.2.2. Seurantamenetelmien kehittäminen ja seurantaohjelman luominen	66
9.3. Vieraslajitilanteen hallintaan tarvitaan lisää panostusta	66
9.4. Tiedotusta vieraslajien leviämisriskeistä, niiden haitoista ja uhista alkuperäisille lajeille tulisi huomattavasti lisätä	66
10. Lähteet	68

1. Suositukset

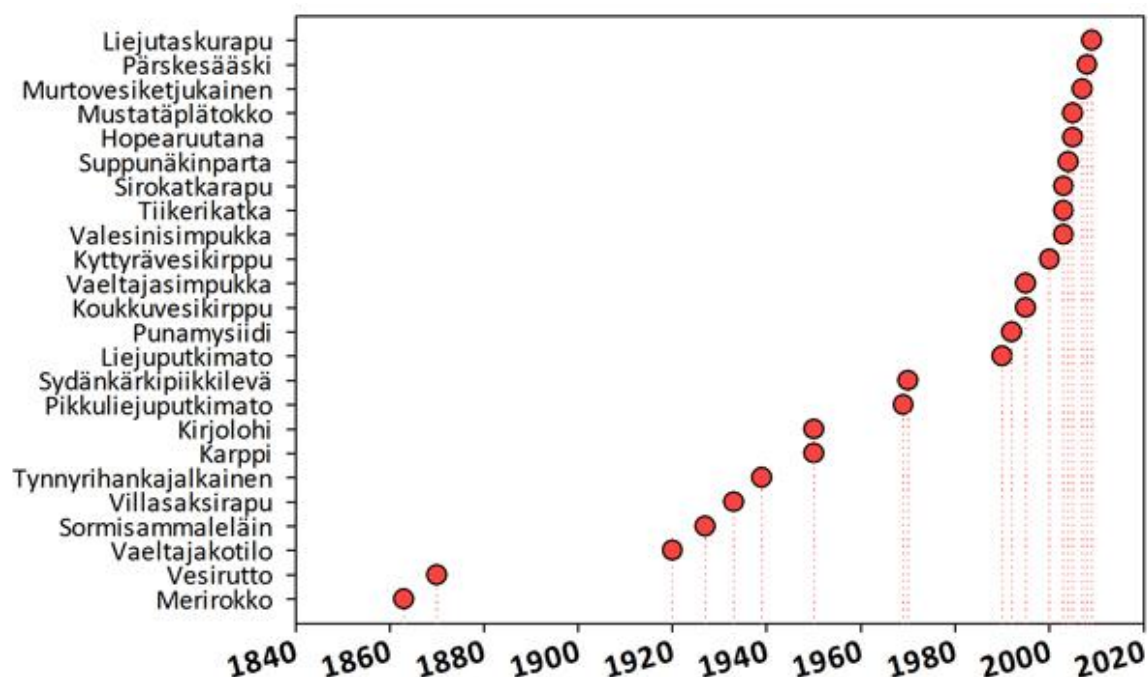
- Vieraslajeista tiedottamista on lisättävä mediassa sekä kohdennettuna asiantuntijoille. Vieraslajit.fi-portaalin valmistuttua sitä tulisi edelleen kehittää niin, että sivustoja käytettäisiin ensisijaisena kanavana vieraslajeja koskevaan tiedonsiirtoon.
- Valistusta ja tiedottamista uhkaavista, muualla jo haitallisiksi todetuista vieraslajeista, tulee lisätä, jotta niitä ei tuoda maahan ja vapauteta luontoomme. Tällaista toimintaa on tapahtunut naapurimaissamme.
- Kalojen elinympäristön ja muutamien vieraiden kalalajien levinneisyyden muutokset ovat olleet nopeita. Näiden lajien esiintymisen ja runsastumisen muutoksia olisi seurattava vuosittain, jotta niiden vaikutuksia alkuperäislajistolle voisi selvittää. Tämä vaatii sopivien pyyntimenetelmien ja seurantajärjestelmän kehittämistä. Vieraiden nisäkäslajien seurantajärjestelmän kehittämiseen tulee investoida.
- Mustatäplätokko ja hopearuutana ovat runsastuttuaan ja levittäytyttyään aiheuttaneet jo muutamassa vuodessa alkuperäisille lajeille merkittävän muutoksen. Kyseiset lajit tulee heti luokitella haitallisiksi. Niiden leviämistä on syytä hillitä ja pääsy sisävesiin tulisi estää, vaikka lajeja ei enää voida poistaa. Näiden lajien esiintymisalueen muutoksia ja niiden vaikutusten tutkimista tulisi jatkaa.
- Laivojen mukana kulkeutuvien vieraslajien pääsy uusille alueille tulee pyrkiä estämään. Tämän vuoksi on syytä nopeuttaa painolastiyleissopimuksen voimaantuloa ilman poikkeuksia.
- Tiedottamista puronieriäistutusten riskeistä on lisättävä. Puronieriää ei suositella istutettavan alueille, joilla elää taimenia tai mistä puronieriällä on mahdollisuus levittää taimenen asuttamiin vesistöihin. Puronieriä on pyrittävä poistamaan alueilta, joilla se aiheuttaa enemmän haittaa kuin hyötyä.
- Akvaariokaloja tai muita eliöitä ei saa vapauttaa luonnonvesiin.
- Eläviä, vesistölle vieraita lajeja ei pidä käyttää syöttinä.
- Vieraita kala- tai rapuyksilöitä ei saa päästää luonnonvesiin ilman kalatalousviranomaisen lupaa. Istutus- ja kotoutuslupan saamisen ehdoksi tulee aina asettaa ennalta tehty riskinarviointi. Tämä edellyttää riskinarviointikyvyn lisäämistä mm. kalavesien käytön ja suunnittelun parissa työskentelevien keskuudessa. Luvattomia istutuksia voidaan torjua vain yleisen tietoisuuden lisäämisellä.
- Rapuruton levittämiskäytännöstä on tiedotettava intensiivisemmin. Jokirapujenkin kotoutusistutuksissa on varmistettava materiaalin ruttovapaudesta. On myös varmistettava siitä, että akuuteissa rapuruttotilanteissa voidaan haittojen rajaamiseksi toimia nopeasti. Tässä toiminnassa Eviralla on keskeinen rooli.

- Nisäkäslajien nykyisiä seurantamenetelmiä tulisi kehittää ja täydentää soveltuvilla uusilla menetelmillä siten, että kaikista vieraista nisäkäslajeista saataisiin nykyistä kattavampaa esiintymistietoa ja merkittävimmistä lajeista myös runsaustietoa. Lajien esiintymistä tulisi seurata vuosittain. Myös kaniinin ja piisamin tulisi olla mukana seurattavissa lajeissa.
- Pienpetojen torjunta kannattaa keskittää herkille alueille ja ottaa tarkasteluun kaikki pienpedot sekä suunnitella pyynti huolella, jotta se saadaan tehokkaaksi.
- Haittojen ennalta ehkäisyyn tulisi panostaa. Esimerkiksi investointi myyräekinokokin saapumisen estämiseen säästää myöhempiä kustannuksia ja pelkotiloja. Tiedotuksen lisääminen on usein yksi kustannustehokkaimmista keinoista. Koirien tuonti riskimaista pitäisi saada paremmin hallintaan.
- Supikoiran metsästyksessä itärajan tuntumassa on tärkeää keskittää pyynti nuoriin vaeltaviin yksilöihin eikä niinkään vanhempiin yksilöihin, jotka todennäköisemmin ovat rokotettuja.
- Rakennettavan nisäkkäiden seurantajärjestelmän osalta olisi tehtävä yhteistyötä naapurimaista etenkin Ruotsin ja Norjan kanssa, jotta maihin saataisiin aikaan keskenään vertailukelpoinen seurantajärjestelmä merkittävimmille vieraille nisäkäslajeille.
- Tutkimusta vieraslajien aiheuttamista muutoksista ja haitoista tarvitaan lisää, varsinkin jos joudutaan harkitsemaan torjunnan kustannustehokkuutta.
- Metsästyslaissa ja -asetuksessa tulisi ottaa huomioon vieraslajien asema ja torjunta nykyistä selvemmin.

2. Johdanto

HAVINA-hankkeen yhtenä tavoitteena oli vieraslajitietojen kokoaminen vieraslajiportaaliin. Portaalia rakennettiin yhteistyössä hankekumppaneiden kesken. Osatavoitteina RKTL:ssa oli kerätä keskeisten vieraiden rapu-, nisäkä- ja kalalajien havaintotiedot, kartoittaa lajien leviämisreitit ja arvioida tärkeimpien lajien haitallisuutta ja sen laajuutta, huomioida myös lajien hyödyntämismahdollisuudet sekä tarkastella torjuntamahdollisuuksia.

Itämerelle on saapunut tähän mennessä yli 120 vieraslajia, joista noin 80 on asettunut pysyvästi eli pystyy lisääntymään ainakin jossain Itämeren osassa. Meri- ja kanavaliikenteen kasvu on lisännyt voimakkaasti lajien siirtymisiä uusille alueille. Viimeisen vuosikymmenen aikana uusien vieraslajien määrä (kuva 1) ja esiintymisalueet rannikollamme ovat kasvaneet nopeasti. Osa jo kauan sitten tulleista lajeista vaikuttaa kuuluvan vakituiseseen lajistoon. Itämereen vieraslajit saapuvat yleensä laivojen painolastivesitankeissa tai runkoon kiinnittyneinä. Myös joitakin akvaariossa tai viljelyssä kasvatettavia kalalajeja on istutettu tai päässyt karkuun. Suomen vesialueilla on tavattu yli 50 vieraslajia, joista lähes vakituisesti on asettunut 43 vieraslajia. Näistä merialueella esiintyy lähes 30.



Kuva 1. Suomen rannikolle vakiintuneiden vieraslajien määrä on kasvanut jyrkästi viimeisten vuosikymmenien aikana.

Tässä raportissa käsitellään kansallisessa vieraslajistrategiassa merialueen, sisävesien ja maaselkärankaisten ryhmistä haitallisiksi vieraslajeiksi luokiteltuja kuutta lajia: supikoira *Nyctereutes procyonoides*, minkki *Mustela vison*, amerikanmajava (kanadanmajava) *Castor canadensis*, puronieriä *Salvelinus fontinalis*, täplärapu *Pacifastacus leniusculus*, rapurutto *Aphanomyces astaci* (As, Ps1 -tyypit).

Tarkkailtaviin tai paikallisesti haitallisiin vieraslajeihin kuuluvat valkohäntäpeura eli valkohäntäkauris *Odocoileus virginianus*, hopearuutana *Carassius (auratus) gibelio*, mustatäplätokko *Neogobius melanostomus*, peledsiika *Coregonus peled*, karppi *Cyprinus carpio*, harmaanieriä *Salvelinus na-*

maycush, kirjolohi *Oncorhynchus mykiss*, kyttyrälohi *Oncorhynchus gorboscha*, kapeasaksirapu *Astacus leptodactylus*, putkikuonotokko *Proterorhinus marmoratus* ja rohmutokko *Perccottus glenii*. Kahdeksasta viimeisestä lajista ei meillä vielä tunneta pysyviä kantoja ja kahdesta viimeksi mainitusta ei ole vielä tavattu yhtään yksilöä. Ilmaston lämpeneminen kuitenkin lisää lämpimämpien alueiden vieraslajien vakiintumismahdollisuuksia alueellamme. Näistä 11 lajista tarkemmin käsiteltiin vain hopearuutanaa ja mustatäplätokkoa sekä leviämisen osalta valkohäntäkaurista, muista tehtiin lajisivu vieraslajiportaaliin. Kaloja käsittelevät osat kirjoittivat Urho, Pennanen ja Veneranta, ravuista ja rapurutosta Pursiainen ja nisäkkäistä Holmala ja Rintala.

3. Vieraslajiportaalin rakenne ja sisältö

Yhdessä hankkeen muiden toimijoiden kanssa suunniteltiin vieraslajiportaalin rakenne ja tuotettiin siihen sisältöä. Itämeren ryhmäsivun rakenne on suurelta osin peräisin VISEVARIS-hankkeesta, samoin osa sen sisällöstä. Portaaliin tuotettiin haitallisimpien vieraslajien esittelysivuja (*fact sheets*) seuraavista lajeista: hopearuutana, mustatäplätokko, puronieriä, täplärapu, rapurutto, kapeasaksirapu, harmaanieriä, karppi, kirjolohi, kyttyrälohi, rohmutokko, minkki, supikoira, amerikanmajava ja valkohäntäkauris.

Itämeren vieraslajien havaintolomake ja sen kautta kertyvä tietokanta välittää tiedot myös vieraslajit.fi -palveluun. Nisäkäshavaintojen keräämiseksi laadittiin vastaava lomake. Täpläravun, rapuruton ja puronieriän osalta levinneisyystieto on linkitetty RKTL:n kala-atlas-portaaliin.

Itämeren vieraslajien havaintolomakkeen kautta on kirjattu tähän mennessä esimerkiksi mustatäplätokosta yhteensä 117 havaintoa 38 havainnoitsijalta (taulukko 2). Lomake otettiin käyttöön vuonna 2011. Kustakin havainnosta tulee sähköposti havaintojen tarkastajiksi nimetyille henkilöille, jotka hyväksyvät tai hylkäävät havainnon kuvien tai muiden seikkojen perusteella; kalat ovat RKTL:n ja selkärangattomat SYKE:n vastuulla. Ylläpitokustannuksiin nähden vieraslajihavaintolomake on osoittautunut tehokkaaksi tavaksi kerätä tietoja Itämeren vieraslajien leviämisestä rannikkoalueella.

Taulukko 1. Itämeren vieraslajien ilmoitusportaalin kautta tulleita tutkimus- ja kansalaishavaintoja.

Laji	2011	2012	2013	Yhteensä
Hopearuutana	4	6	7	17
Liejutaskurapu	28	57	64	149
Mustatäplätokko	36	43	38	117
Sirokatkarapu	17	16	1	34
Tiikerikatka	28			28
Vaeltajasimpukka		1	1	2
Villasaksirapu	3	14	4	21

4. Materiaali ja menetelmät

4.1. Kalojen esiintymätietojen ja näytteiden hankinta

Mustatäplätökosta selvitettiin esiintymispaikkoja ja tietoja sen leviämisteistä, etenkin laivojen merkityksestä leviämislle suhteessa lajin aktiiviseen levittäytymiseen. Pyrittiin myös arvioimaan miten nopeasti laji leviää edelleen. Mustatäplätökon levinneisyystietoja saatiin paitsi varmistetuista havaintoilmoituksista, myös kohdistetulla näytteenotolla rahtimäärältään 20 vilkkaimman sataman ympäristössä. Satamien ympäristöön sijoitettiin satunnaistettuina seitsemän ns. G-mertaa ja kolme Ufo-katiskaa. Suuri osa Suomenlahden satamakartoituksista tilattiin Kala- ja vesitutkimus Oy:ltä. Uusia esiintymispaikkoja löydettiin lisäksi onkimalla ja poikasnuotalla mm. Helsingistä ja Hankoniemeltä.

Mustatäplätökon runsauden muutosta arvioitiin Helsingissä seuraamalla onginnan yksikkösaaliita. Ongintakilpailujen saaliista arvioitiin myös mustatäplätökon ja alkuperäislaji mustatökon osuuksia, samoin katiska- ja mertapyynnin saaliista. Lisäksi vuosina 2012 ja 2013 toteutettiin Helsingin edustalla pyynti passiivisilla pyyntivälineillä, joilla kerättiin tietoa tokkojen esiintymisalueista ja pyydysten toiminnasta. Pyyntejä tehtiin lähinnä kesällä ja syksyllä.

Hopearuutanahavaintoja koottiin ilmoituslomakkeella ja omilla koekalastuksilla. Suomenlahden kolmella alueella ja niihin yhteydessä olevissa pienvesissä pidettiin noin kolmellakymmenellä pyyntipaikalla neljää Ufo-katiskaa pyynnissä kolmen vuorokauden ajan. Katiskavuorokausia oli yhteensä 360. Pyydykset oli sijoitettu sekä merenlahtiin että välittömästi merenlahtiin vesiyhteydessä oleviin järviin/lampiin. Pyynti tehtiin kesäkuun lopun ja elokuun alun välisenä aikana. Pynnin toteutuksen suoritti tilauksesta Kalatieto J. Rinne. Katiskan pyyntitehoa kontrolloitiin Helsingissä viidessä lammessa, joissa tiedettiin esiintyvän hopearuutanaa.

Hopearuutanan tunnetuista runsaista esiintymistä Helsingin lammikoissa ja Salon entisissä jätevesialtaissa kerättiin mittavat näyteaineistot ja lisäksi näytteitä saatiin Suomenlahdelta. Samoissa paikoissa elävistä ruutanapopulaatioista otettiin myös näytteitä hopearuutanahan mahdollisten ruutanaan kohdistuvien vaikutusten selvittämiseksi. Helsingin Viikin 0,25 ha lammikossa näitä lajeja poistettiin vuosina 2010–2013 onkimalla ja muillakin pyydyksillä. Hopearuutanoita saatiin parhaiten onkimalla (taulukko 1). Viikin hopearuutanat otettiin kaikki näytteiksi, ja niistä on analysoitu toistaiseksi noin 1400 yksilöä. Suomenäyteaineisto sisältää tiedot yksilöiden pituudesta, painosta, sukupuolesta, sukukypsyydestä ja iästä. Suomenäytteistä mitattiin myös hopearuutanoiden kasvua takautuvasti. Viikin ruutanaotoksista on mitattu noin 300 yksilöä. Salon 11,2 ha altaasta hankittiin vuosina 2006–2013 otoksina näytteiksi yhteensä noin 1200 hopearuutanaa ja vajaat 200 ruutanaa. Altaalla toteutettiin syksyllä 2010 Varsinais-Suomen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen organisoima kalojen tehopyynti avoperäryksillä. Viereisellä noin 17,2 ha altaalla vastaava pyynti tehtiin syksyllä 2011. Tehopyyntien saalistiedot ja altaiden vedenlaatutiedot saatiin Sanna Tikanderilta Varsinais-Suomen ELY-keskuksesta. Tämän raportin koostamiseen mennessä ehdittiin käsittelemään vain osa Salon altaiden näytteistä.

Taulukko 2. Viikin lammesta pyydystetyt hopearuutanan ja ruutanan lukumäärät ja pyyntimenetelmät.

Vuosi	Hopearuutana	Pyyntimenetelmä	Ruutana	Pyyntimenetelmä
2010	30	onki	50	onki, katiska
2011	350	onki	200	katiska
2012	999	onki, katiska ym.	1246	avoperärysä, katiska ym.
2013	732	onki, haavi	15	onki, katiska

Puronierästä koottiin kirjallisuuden ja asiantuntemuksen perusteella lajisivu vieraslajiportaaliin. Tiedot levinneisyyskarttaan saatiin julkaisuista, kala-atlastiedostosta ja sähkökoekalastusrekisteristä sekä täydentämällä tietoja istutustoimintaan osallistuneilta tahoilta. Lisäksi selvitettiin lajin aiheuttamia haittoja kirjallisuuden avulla. Muiden vieraskalalajien osalta tieto koottiin yhteenvedona kirjallisuudesta ja haastatteleamalla asiantuntijoita. Esiintymisalueiden määrittämisessä hyödynnettiin RKTL:n kala-atlaksen aineistoja.

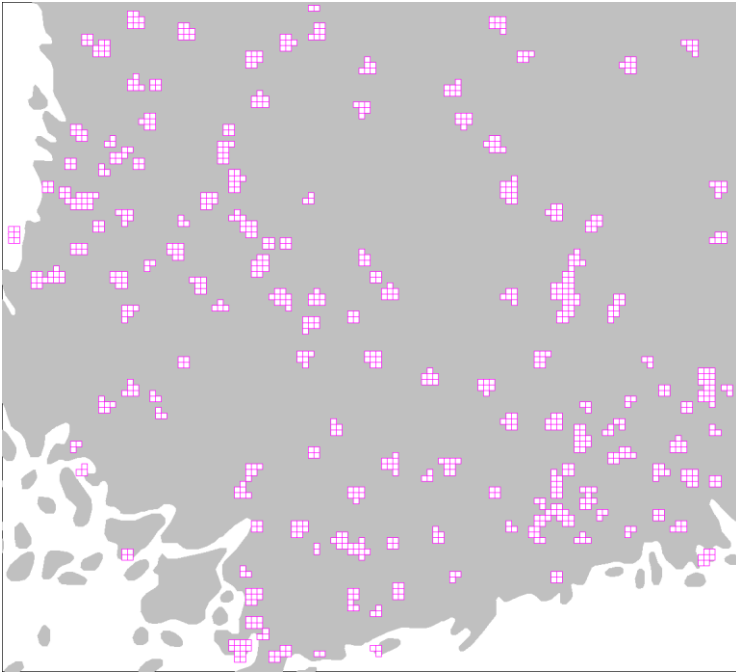
Täpläravusta ja rapurutosta HAVINA -hankkeeseen kerätyt tiedot perustuvat RKTL:n Raputalousohjelmassa (2005–2012) tuotettuihin julkaisuihin ja aineistoihin, joita on joiltakin osin päivitetty. Lisäksi on hyödynnetty Kansallisen rapustrategian 2013–2022 kohtia (Työryhmämuistio MMM 2012:10).

4.2. Valkohäntäkauriin levinneisyysmalli

Valkohäntäkauriin *Odocoileus virginianus* levinneisyyteen vaikuttavia tekijöitä tutkittiin tilastollisen levinneisyysmallin avulla. Mallin perustana oleva aineisto sijoittuu eteläiseen ja läntiseen Suomeen, ja paikallisesti otanta määräytyi vuonna 2012 laskettujen pelto- ja riistakolmioiden sijaintien mukaan (kuva 2). Tuottamamme malli mahdollistaa valkohäntäkauriin runsausvaihtelun projisoimisen 25×25 m² ruuduittain koko alueelle kattaen lajin levinneisyysalueen eteläisessä ja lounaisessa Suomessa. Levinneisyyttä projisoiva malli ei kuitenkaan sisälly tähän raporttiin. Tämä tehdään myöhemmin, kun laskennallisesti raskaan operaation suorittamiseen saadaan lisää laskentatehoa. Nykylevinneisyyttä Suomessa kuvattiin pelto- ja riistakolmioiden lumijälkilaskentojen aineistolla jaksolta 2008–2012, jona aikana laskentatulokset saatiin kaikkiaan 818 kolmiolta (laskettu vähintään kerran jakson aikana).

Valkohäntäkauriin esiintymistä Lounais-Suomessa tutkittiin talven 2012 pelto- ja riistakolmiolaskennoista saadun lumijälkiaineiston sekä CORINE-maanpeiteaineiston (CLC 2006, Suomen ympäristökeskus) perusteella. Kaikki maastossa havaitut jäljet kirjattiin jälkikohtaisesti paikkatietoon samalla tarkkuudella kuin laskijat olivat jäljet maastokartoille merkinneet. Analyysissa alueellinen perusyksikkö oli 25×25 m² ruutu (sivun pituus 25 m), joka rajasi jälkitiedot ruuduittain ja jonka suhteen ympäristömuuttujat laskettiin. Tästä 25×25 m² yksiköstä käytämme myöhemmin termiä ”25m-pikseli”, joka on pienin alueellinen yksikkö, jolle ympäristömuuttujien arvot voitiin määrittää.

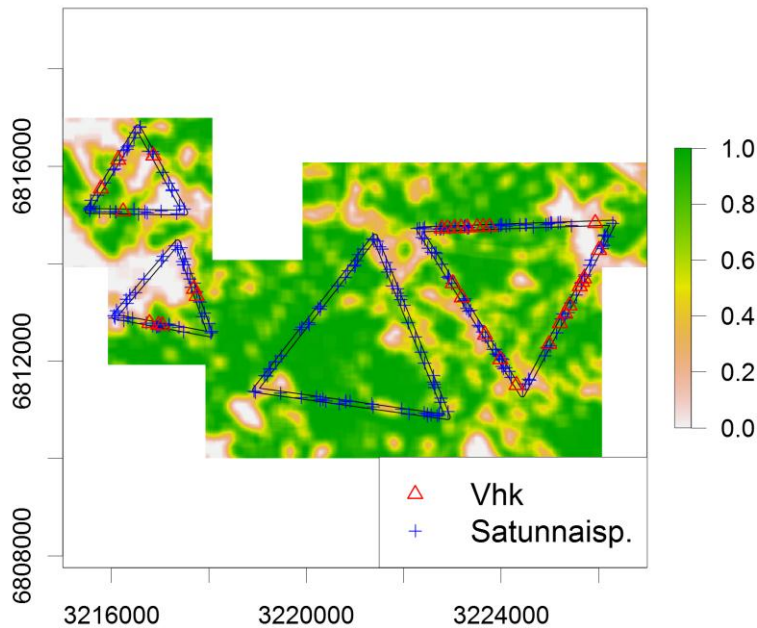
Tutkimme valkohäntäkauriin esiintymistä suhteessa maiseman rakenteeseen levinneisyysmallin avulla (*species distribution model*) (Hijmans ym. 2013) ja spatiaalisen aineiston prosessoinnissa R-ympäristössä (R Core Team, 2013) toimivia rasterianalyysipaketteja raster (Hijmans, 2014) ja sp (Bivand ym. 2013; Pebesma & Bivand, 2005) hyödyntäen. Ympäristömuuttujat laskettiin vuonna 2012 laskettujen kolmioiden alueelta. Otosalueen ympäristömuuttujat tuotimme kolmiolinjoja leikkaaville 2×2 km tasokoordinaattiruuduille, joita muodostui 861 kpl (kuva 2).



Kuva 2. Kolmiolaskenta-aineiston otos valkohäntäkauriin levinneisyysmallinnusta varten perustui $2 \times 2 \text{ km}^2$ ruutuihin, jotka leikkaavat laskettujen kolmioiden reittejä. Ruutujen alueelta laskettiin maisemamuuttujien arvot 25×25 neliömetrin yksiköittäin.

Laskettuja pelto- ja riistakolmioita aineistossa oli 113 ja 76 kpl. Valkohäntäkauriin jälkien koordinaatit pyöristettiin laskelmissa 25m-pikselin keskipisteeseen; kullekin näin rajatulle valkohäntäkaurishavainnolle annettiin lukumääräksi ykkönen riippumatta siitä, osuiko 25m-pikselin sisään yksi vai useampi valkohäntäkauriin jälki. Näin poistimme näennäistoiston mahdollisen vaikutuksen levinneisyysmalliin. Valkohäntäkauriin sisältämiä 25m-pikseleitä muodostui 657 kpl.

Arvoimme otosalueen laskentalinjoille (kuva 3) satunnaisesti noin 10 000 satunnaispistettä, jotka sijoittuivat satunnaisesti koko otosalueelle siten, että pisteiden määrä saattoi vaihdella jonkin verran kolmiolinjaa kohden. Satunnaispisteille määritimme ympäristömuuttujat kuten valkohäntäkauriille. Logistisen regression (esim. Manly ym. 2002) avulla tutkimme, poikkeako valkohäntäkauriin jälkien sijoittuminen maisemaan sattumanvaraisesta jakaumasta, ts. muuttuuko todennäköisyys, että laji esiintyy alueyksikössä (25m-pikseli) suhteessa maisematekijöiden muutokseen. Ympäristömuuttujien arvot laskimme ”ikkunointimentelmän” (engl. *moving window*) periaatteella siten, että kunkin 25m-pikselin ympäriltä poimittiin neliön muotoinen otos 25m-pikseleitä (sisältäen myös keskimmäisen 25m-pikselin), joiden perusteella ympäristötyypeille voitiin laskea peittävyudet (osuudet koko otosalasta). Laskimme metsän ja metsän reuna-alueiden osuudet kahdessa eri alueellisessa mitta-kaavassa: 3×3 ja 11×11 kappaletta 25m-pikseleitä. Ennen analyysiä teimme osuuksille arcsin-neliöjuurimuunnoksen lukuarvojen jakaumien normalisoimiseksi. Metsällä tarkoitamme mallinnuksen yhteydessä sulkeutuneita metsiä. Reunamuuttujia laskimme kolme: metsä suhteessa liikenneväyliin, asutukseen ja maanviljelyalueeseen (peltoihin). Reunan osuudet määräytyivät metsien ympärille puskuroitujen 25m-pikseleiden perusteella.



Kuva 3. Metsän osuuden alueellinen vaihtelu esitettyinä $25 \times 25 \text{ m}^2$ ruuduittain. Väriskaala muodostuu kutakin ruutua lähimpien 11×11 ruudun otoksesta metsän peittävyttä kuvaavasta pikselikartasta. Satunnaispisteiden sijoittumista kartalle on rajoitettu siten, että ne osuvat enintään 50 metrin etäisyydelle kolmiolinjasta. Kolmiolinja näkyy kuvassa 100 metrin kaistana. Esimerkin neljä kolmiota sijoittuvat Luvian ja Nakkilan rajan molemmin puolin. Vaaka- ja pystyakselien luvut ovat metrejä tasokoordinaatistossa.

Havaintojen jakautuminen maisemaan ei ole toisistaan riippumatonta alueellisen autokorrelaation (*spatial autocorrelation*) takia (esim. Segurado ym. 2006). Otimme tämän ilmiön huomioon mallinnuksessa. Kunkin jälkihavaintoja sisältävän 25m-pikselin ympäriltä 7×7 yksikön (25m-pikseli) joukosta (näin muodostetun ruudun sivun pituus 175 metriä) laskimme sellaista 25m-pikseleiden lukumäärän, joissa valkohäntäkauris esiintyi. Sama laskelma tehtiin satunnaispisteille. Näin määritetty muuttuja kontrolloi kunkin valkohäntäkaurishavainnon ympärillä sijaitsevien havaintojen runsautta verrattuna satunnaispisteiden ympärillä tehtyihin havaintoihin, ja tämän tekijän lisääminen logistiseen regressioon tarkentaa ympäristötekijöiden vaikutuksen lajin esiintymiseen. Maantieteellisen mittakaavan vaikutusta valkohäntäkauriin runsauteen mallinsimme x- ja y-koordinaattien avulla.

Estimoimme kaksi mallia ympäristömuuttujien laskennan alueellisen mittakaavan mukaan: 3×3 ruudun ja 11×11 yksikön (25m-pikseli) mallit. Järjestimme mallit paremmuusjärjestykseen AIC:n (esim. Zuur ym. 2007) perusteella.

5. Vieraslajien levinneisyys ja leviämisväylät

Vieraslajit valtaavat uusia alueita joko tahattomasti tuotuina tai tarkoituksellisesti siirrettyinä taloudellisten tai virkistysellisten etujen saamiseksi. Hankkeessa kerättiin keskeisten haitallisten tai potentiaalisesti haitallisten vieraiden rapu-, nisäkä- ja kalalajien (mustatäplätokko, hopearuutana, puronieriä, täplärapu, rapurutto, minkki, supikoira, amerikanmajava ja valkohäntäkauris) havaintotiedot, jotka karttamuodossa kertovat lajien nykyisestä levinneisyydestä Suomessa. Leviämisväylät ovat keskeisessä asemassa vieraslajien leviämisen hillinnässä, ja ne poikkeavat eri lajien ja varsinkin lajiryhmien kohdalla toisistaan. Karttatiedot ovat esillä vieraslajiportaalissa ja kalojen osalta lisäksi RKTL:n kala-atlas -palvelussa.

5.1. Vieraat kalalajit leviävät kalastus- ja akvaarioharrastuksen, viljelyn tai laivojen avustuksella

Keskeisiä leviämistapoja ovat ihmisen tekemät tahalliset tai tahattomat siirrot (istutukset, vapaa-ajankalastajien, akvaarioharrastajien tai muiden vapauttamat kalat ja vesiviljelyn karkulaiset) ja kulkeutuminen alusten mukana laivaväylille ja erityisesti satamien lähialueille. Painolastivesien tai alusten rakenteiden mukana kulkeutuminen mahdollistaa kalojen siirtymisen pitkiäkin matkoja. Liikennemäärät ja pääasialliset kulkureitit vaikuttavat uusien lajien siirtymismahdollisuuksiin. Leviäminen voi tapahtua sekä muualta Suomeen tulevan liikenteen mukana että kotimaan satamien välisessä liikenteessä. Asetuttuaan uudelle alueelle vesieläimet voivat levitä jatkossa myös aktiivisesti tai tuulten ja virtausten avustamina, erityisesti jos lajeilla on vapaan veden varhaisvaiheita. Uudessa ympäristössään hyvin menestynyt laji levittäytyy edelleen kannan vahvistuessa. Muualla Euroopassa jokia yhdistävät kanavat ovat helpottaneet vieraiden sisävesikalojen levittäytymistä.

Haitalliseksi havaittu rohumutokko on levittäytynyt alkuperäisiltä elinalueiltaan Venäjän Kaukoidästä ja Koillis-Kiinasta jo koko Itä-Eurooppaan (Reshetnikov & Ficetola 2011). Sen uusien alueiden valloitus alkoi Euroopan puolelle tuotujen, akvaarioista luontoon päästettyjen ja lammikoista karanteiden yksilöiden kautta. Sitkeähenkinen rohumutokko levittäytyi edelleen jokia pitkin ja vesistöistä toiseen kalastajien käyttäminä täkyinä. Vieraskalat, taudit ja loiset voivat siirtyä myös tahattomasti pyydysten mukana vesistöistä toiseen. Taudit tai loiset voivat siirtyä myös lintujen mukana. Vesikasvien siirroissa myös niihin kiinnittyneet mätimunat voivat siirtyä, mutta tapahtumat ovat ilmeisen harvinaisia.

Maailmanlaajuisesti ongelmia ovat aiheuttaneet esimerkiksi akvaariokalojen siirrot (Williams ym. 2012), mutta Suomessa kylmä ilmasto on toistaiseksi rajoittanut vieraiden lajien eloonjäännin mahdollisuuksia. Useimmat akvaarioissa pidettävät lajit ovat lämpimiltä ilmastovyöhykkeiltä kotoisin eivätkä siten selviä talvesta. Silti akvaariokalojen tai muiden eliöiden vapauttamisen vaaroista luonnonvesiin tulisi tiedottaa ja varoittaa yleisesti. Esimerkiksi pihalammikkoon siirretyt kultakalat voivat selvitä ja lisääntyä meilläkin.

Vieraslajien levittäytyminen voi tapahtua myös vesiviljelyn kautta. Viljeltävät lajit ovat usein ilmastovyöhykkeelle hyvin sopeutuvia. Suomen alkuperäislajistoon kuulumattomien viljelykalojen suhteen tulisi noudattaa suurta varovaisuutta. Lajin haitoista uudessa elinympäristössä tiedetään usein vasta, kun se on jo vakiintunut eikä ole enää helpolla poistettavissa. Puronieriä pääsi levittäytymään suomalaisiin vesiin istutettuna virkistyskalastuksen saaliskohteeksi ja sittemmin omatoimi-

sesti uusia alueita vallaten. Kirjolohta kasvatetaan ruokakalaksi sekä rannikolla että sisävesissä, ja satunnaisia viljelystä karanneita kirjolohtia saadaan ajoittain saaliiksi. Kirjolohta myös istutetaan lupa-kalastuskohteisiin kalastajien saalisvarmuuden parantamiseksi. Harmaanieriää on istutettu hoitovelvoittelajina Inarinjärveen noin 40 vuoden ajan, mutta sen lisääntymistä ei ole todettu. Nyt harmaanieriän istutus Inarinjärveen on lopetettu. Karppia on istutettu vesiimme 1960-luvulta saakka, mutta toistaiseksi laji ei ole muodostanut pysyvää kantaa. Ilmaston lämpeneminen saattaa luoda mahdollisuuden menestyä levinneisyysalueensa rajalla oleville eteläisemmille lajeille. Maamme eteläosasta on parin viime vuosikymmenen ajalta havaintoja lammikoista, joissa syntyneet karpit ovat selvinneet leutojen talvien yli ja varttuneet aikuisiksi.

Erityisesti Venäjällä (Neuvostoliitossa) uusien kalalajien kotouttamista ja siirtoja kokeiltiin aktiivisesti tutkimuksellisten ja taloudellisten intressien vuoksi (Bogutskaya & Naseka 2002). Suomesta saadut kyttyrälohet ja erilaiset sammet ovat näistä istutuksista peräisin. Toistaiseksi näistä istutuksista lähtöisin olevia kalalajeja ei ole asettunut pysyvästi vesiimme, mutta Venäjältä on tuotu meille istutuksiin käytetty peledsiika sekä ruokalakasvatukseen nelma (*Stenodus leucichthys nelma*) ja eri sampilajeja.

5.1.1. Mustatäplätokko leviää ensisijaisesti laivojen avustuksella

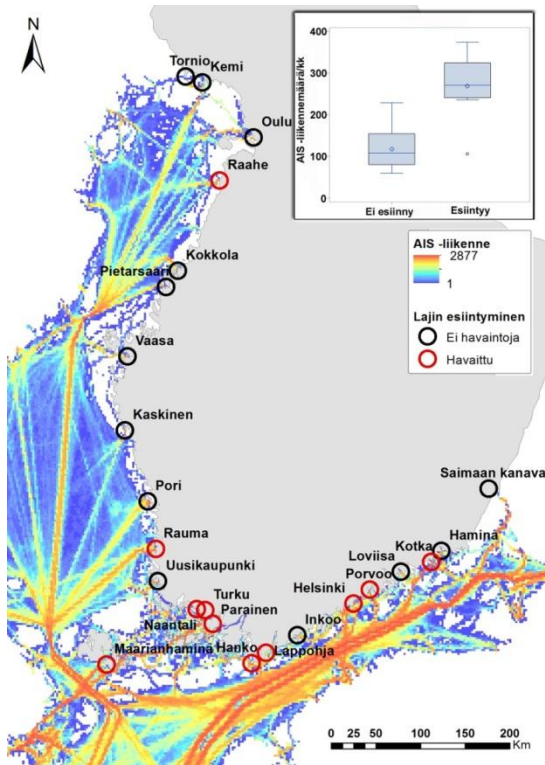


Kuva 4. Mustatäplätokkon tunnistaa edemmän selkäevän takaosan vaaleareunaisesta mustasta täplästä.

Kaspianmeren ja Mustameren alueelta kotoisin oleva mustatäplätokko (kuva 4) on neljännesvuosissa levinnyt laajalti mm. Pohjois-Amerikan Suurille järville, Itä-Euroopan jokiin, Pohjanmerelle sekä Itämeressä kaikkien valtioiden rannikkoalueelle. Suomen rannikolla mustatäplätokko on levittäytynyt alle kymmenessä vuodessa Kotkasta Raahen asti, mutta vain vilkkaimpien satamien läheisyyteen (kuva 5). Ensihavainto tehtiin Saaristomerellä vuonna 2005 ja toinen vasta vuonna 2009, jolloin laji havaittiin Helsingissä. Seuraavina vuosina mustatäplätokkon esiintymisalue Helsingissä laajeni ja yksilömäärä kasvoi huomattavasti. Vuonna 2011 havaintoja saatiin jo Maarianhaminasta ja Naantalista. Vuonna 2012 laji tavattiin ensimmäistä kertaa Raahen, Rauman ja Porvoon Sköldvikin satamien lähialueilta ja 2013 Kotkasta, Hangon länsisatamasta ja Lappohjasta.

Viiden viime vuoden aikana uusia mustatäplätokkon havaintopaikkoja on yhteensä 12 sataman läheisyydestä, ja havaintojen määrä on kasvanut nopeasti. Suomen yhdeksän vilkkaimmin liikennöidyn sataman läheisyydestä on tavattu mustatäplätokkoa, ja muut satamat, joissa sitä on tavattu, ovat tiheästi liikennöityjen satamien lähialueella. Tutkimustulosten perusteella mustatäplätokko näyttää levittäytyvän uusille alueille pääasiassa laivojen mukana. Tähän johtopäätökseen on tultu myös muualla (Jude ym. 1995, Wonham ym. 2000, Jude 2001, Gollasch ym. 2002).

Haitallisten vieraiden kala-, rapu- ja nisäkäslajien leviäminen, tietoisuuden lisääminen ja hallinta



Kuva 5. Kuukausittainen meriliikenne AIS-seurantajärjestelmän mukaan (liikenneaineisto Helcom Map and Data Service) ja mustatäplätokkojen havaintosatamat. Mustatäplätokkojen esiintymispaikat ovat pääasiassa satamissa, joihin tavara- tai matkustajaliikennettä on eniten.

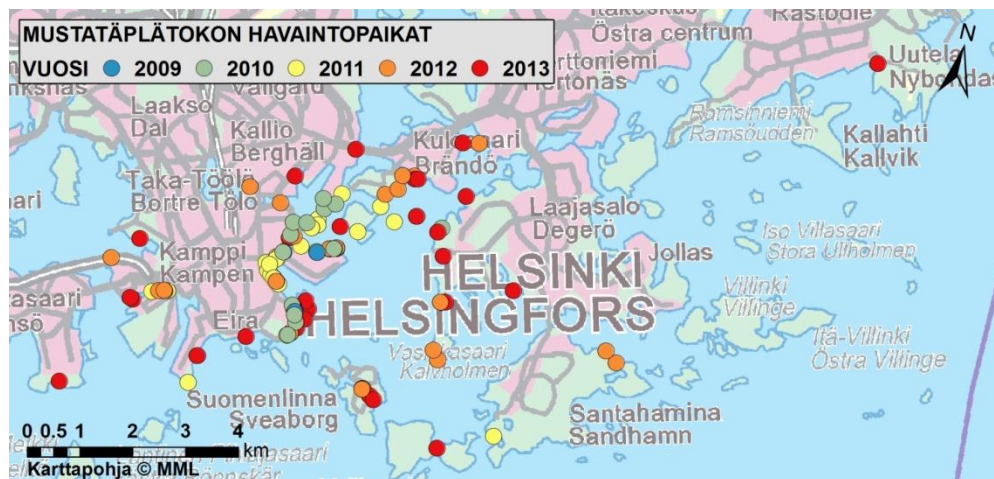
Havaintojen etäisyys lähimpään satamaan oli pisimmillään 14 km ja keskimäärin 2,3 km. Suomen rannikkoalueen 25 viikkaimman sataman lyhimmät etäisyydet ovat keskimäärin 42 km (vaihteluväli 4–99 km). Niin satamien sijoittuminen kuin liikennemäärätkin painottuvat vahvasti Suomenlahdelle ja Saaristomerelle. Mustatäplätokkon pääsiallinen leviäminen Suomessa on toistaiseksi tapahtunut laivojen välityksellä. Ei kuitenkaan ole selvitetty, matkaavatko tokot aikuisina tai poikasina painolastivesissä vai laivan runkoon kiinnittyneenä mätinä. Laivaliikenteen mukana tapahtuvaan siirtymiseen verrattuna mustatäplätokkon levittäytyminen aktiivisesti on osoittautunut verrattain hitaaksi. Tämä johtunee siitä, ettei lajilla ole varhaista pelagista levittäytymisvaihetta. Poikaset kuoriutuvat suhteellisen isoina ja painuvat melko pian pohjan lähelle. Niitä on verrattain harvoin tavattu vapaasta vedestä (Hensler & Jude 2007). Pohjois-Amerikassa mustatäplätokkon runsastumisen jälkeen seuraavien alueiden valloittamisen on arveltu olleen pääasiassa seurausta poikasten levittäytymisestä (Hensler & Jude 2007), aikuisten vuodenaikojen mukaan tapahtuvasta siirtymisestä (Pennuto ym. 2010, Brownscombe & Fox 2012) ja kalastajien kalansyöttien vapauttamisesta (Carman ym. 2006, Brownscombe ym. 2012).

Suurilla järvillä tehtyjen havaintojen perusteella mustatäplätokkojen on todettu olevan varsin paikallisia. Ne eivät juuri liiku kymmeniä metrejä laajemmalla vyöhykkeellä (Wolfe & Marsden 1998, Ray & Corcum 2001), paitsi syksyllä aina 10 km asti (Sapota 2004). Ne suosivat elinpaikkoja, joissa on runsaasti piilopaikkoja (Cudmore & Koops 2007). Talveksi mustatäplätokkojen sanotaan siirtyvän syvempiin vesiin, ja tällöin levittäytyminenkin on mahdollista. Yläjärvellä (Lake Superior) mitattiin kuuden vuoden havaintojen perusteella leviämisenopeudeksi 1 km vuodessa (Bergstrom ym. 2008).

Mustatäplätokkojen asettumista uusille alueille helpottaa se, että laji tulee toimeen hyvin erilaisissa ympäristöissä. Sillä on laaja lämpötila- ja suolapitoisuustoleranssi, ja se pystyy lisääntymään sekä makeassa että suolaisessa vedessä sietäen myös vähähappisia olosuhteita (Charlebois ym. 2001, Young ym. 2010). Mustatäplätokko kutee useamman kerran kesässä ja vartioi mätiryhmiään aggressiivisesti (Pinchuk ym. 2003). Mädin kehittyminen kestää 20 °C lämpötilassa kolmesta neljään viikkoa (Charlebois ym. 1997). Mustatäplätokolla on uudelle paikalle asettumisessa etuna laaja ravintoskaala, aggressiivista käyttäytymistä ja moniin pohjakaloihin verrattuna melko suuri koko.

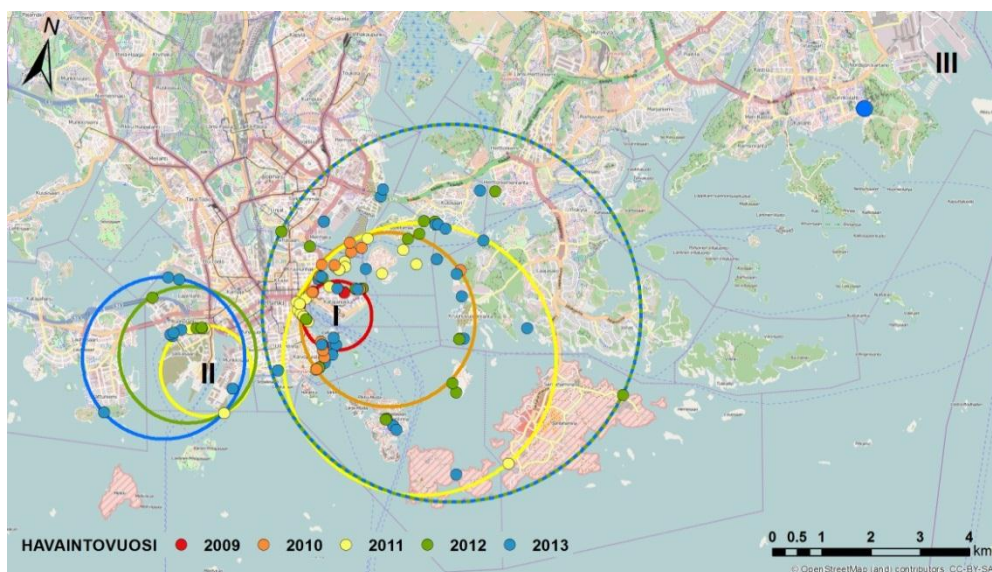
Mustatäplätokkon esiintyminen, yleistyminen ja leviäminen Helsingissä

Mustatäplätokkon esiintymisestä on meillä eniten havaintoja Helsingin alueelta. Äärimmäisten havaintojen etäisyys toisistaan on 15,2 km (kuva 6), mistä leviämisenopeudeksi voitaisiin arvioida 3,8 km vuodessa. Välillä on kuitenkin laaja alue ilman havaintoja. Näin suuri leviämisenopeus poikkeaa muualta tehdyistä havainnoista lukuun ottamatta jokihavaintoja Suurten järvien alueelta (Kornis ym. 2012).



Kuva 6. Mustatäplätokkojen havaintopaikat Helsingin edustalla vuosittain.

Havainnot selittyvätkin parhaiten, kun lähtökohdaksi otetaan kolme eri saapumisreittiä ja satamaa: Eteläsataman ja Katajanokan alue, jolta ensimmäiset havainnot saatiin kalastuskilpailussa 2009, Länsisatama vuodesta 2011 alkaen ja Vuosaaren sataman lähialue 2013 (kuva 7).



Kuva 7. Mustatäplätokkon levittäytymistä kuvaavat ympyrät, jos leviämiskeskuksina oletetaan olleen Helsingin Eteläsatama (I), Länsisatama (II) ja Vuosaaren satama (III).

Havaintojen suurin etäisyys edellisen vuoden havainnoista kasvoi vuosina 2010–2013 vuosittain 2081, 1986 ja 1462 m ensimmäisestä Eteläsatamasta tehdystä havainnosta, ja vastaavasti Länsisataman 2011 vuoden ensimmäisestä havainnosta 329 ja 636 metrin päähän vuosina 2012–2013 (taulukko 3). Keskimäärin leviämisenopeus oli täten noin 1 km vuodessa (kuva 7).

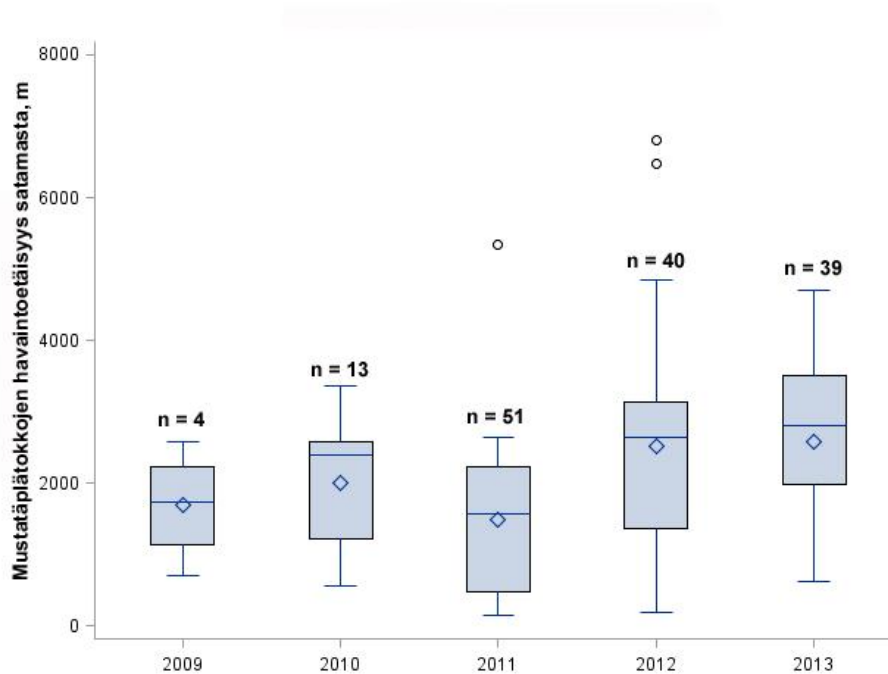
Taulukko 3. Pääkaupunkiseudun mustatäplätokkohavaintojen suurin etäisyys (metriä) lähimmästä satamasta vuosittain vettä pitkin laskettuna.

VUOSI	Eteläsatama (I)	Länsisatama (II)	Vuosaari (III)
2009	1282		
2010	3363		
2011	5349	2638	
2012	6811	2968	
2013	6811	3604	4047

Miten mustatäplätokkon levittäytyminen jatkuu?

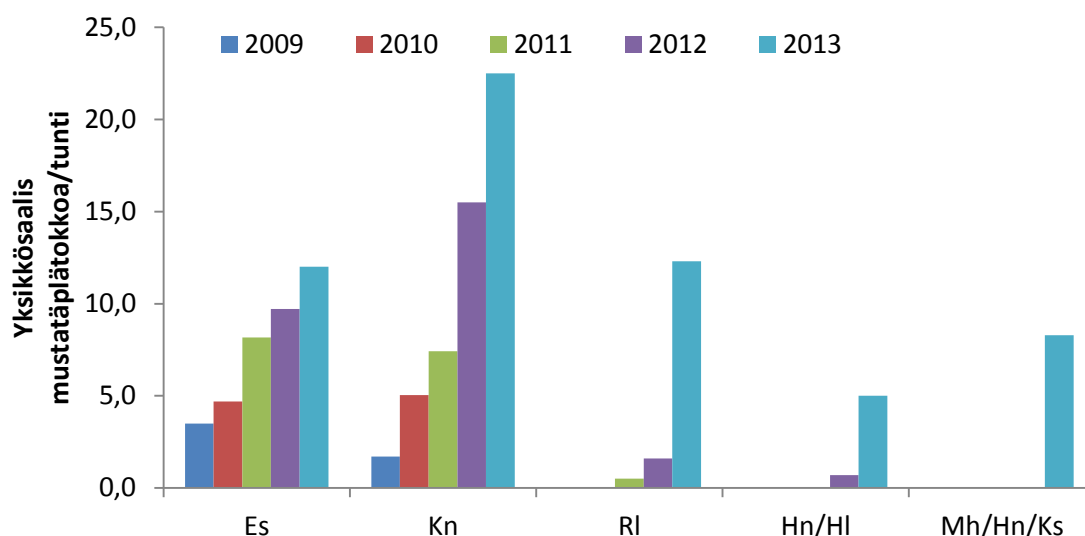
Mustatäplätokkojen levittäytyminen tapahtuu kahdessa vaiheessa: laivojen mukana satamien läheisyyteen ja siitä kannan kasvun myötä aktiivisena levittäytymisenä ympäröivälle alueelle. Helsingin tuoreimpien havaintojen perusteella tämä alueella tapahtuva leviäminen oli vuonna 2013 mahdollisesti hidastunut Eteläsatamasta katsoen, ja havaintojen etäisyys ei ollut kasvanut (taulukko 3, kuvat 6 ja 7). Vuonna 2013 uusia havaintoja ei juuri saatu alueen itä- ja pohjoispuolelta, ja ulommilla alueilla havaintojen tekoon sopivaa kalastusta on niukasti. Leviämisen nopeuden mahdollista hidastumista saattaa osin selittää se, ettei kaikkia havaintoja ole ilmoitettu. Havaintoetäisyyden kasvua laskiessa on oletettu, että leviämiskeskuksina toimivat kaikki kolme Helsingin satamaa. Itäisin havainto Vuosaaren edustalta on yli neljän kilometrin vesimatkan päässä varsinaisesta satama-alueesta. Vuosaaren alueella ei ole tehty mustatäplätokkoon kohdistunutta kalastusta, mikä voi olla selitys havaintojen puuttumisesta.

le. Havaintojen etäisyyksien keskimäärin hidas kasvu voi selittyä havaintojen painottumisella tai kalastuksen keskittymisellä tunnettujen havaintopaikkojen läheisyyteen (kuva 8).



Kuva 8. Mustatäplätokkojen havaintopaikkojen välinen etäisyys vettä pitkin Helsingin edustan satamista vuosina 2009–2013. n= havaintojen määrä kunakin vuonna. Sininen neliö on havaintoetäisyyden keskiarvo, viiva mediaani ja laatikko osoittaa ylemmän ja alemman neljänneksen väliin jäävät havainnot. Viivat näyttävät havaintojen minimi- ja maksimiarvot ja pallot selvästi poikkeavat havainnot.

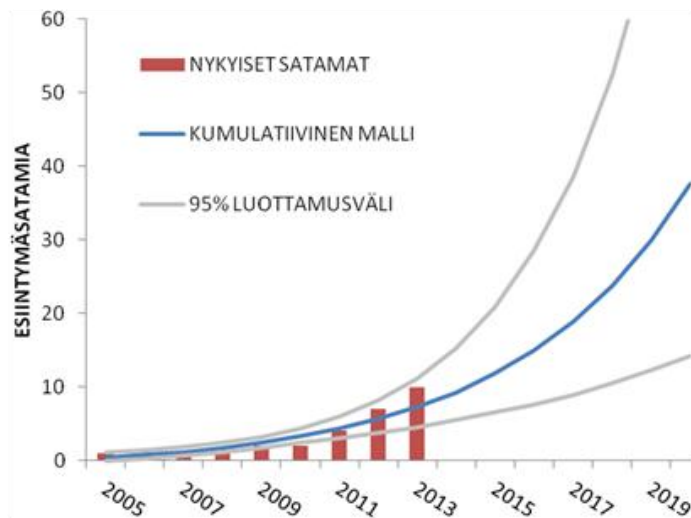
Mustatäplätokko on runsastunut selvästi ja sitä saadaan yhä helpommin ja useammin ongella. Suomalaisen kalastusmatkailun edistämisseura SKES ry:n organisoimien mustatäplätokko onkikilpailuiden saaliin ja yksikkösaaliin kehittyminen kuvaa hyvin lajin runsastumista Helsingin edustalla. Ensimmäinen tähän lajiin keskittynyt onkikilpailu järjestettiin jo kaksi vuotta ensimmäisen havainnon jälkeen. Tuolloin vuonna 2011 kymmenen parhaan onkijan keskimääräinen yksikkösaalis oli 7 mustatäplätokkoa tunnissa, vuotta myöhemmin 11 ja 2013 syksyllä 18 mustatäplätokkoa tunnissa. Ongella saadut mustatäplätokot olivat kooltaan useimmiten alle 20 cm; keskipaino syksyllä 2013 oli 12,5 g. Leviämiskartoitustutkimusten yhteydessä tehdyissä onginnoissa on havaittu aivan vastaava runsastumistrendi koko mustatäplätokko esiintymisen jaksolla 2009–2013 (kuva 9).



Kuva 9. Ongella tehdyissä kartoituksissa mustatäplätokkon vuosittaiset yksikkösaaliit Helsingin eri alueilla. Ydinalueilla Eteläsataman (Es) ja Katajanokan (Kn) alueilla yksikkösaalis kasvoi lähes samaa tahtia, ja yksikkösaaliit ovat kasvaneet myös muilla mustatäplätokkon myöhemmin valloittamilla alueilla (RI = Ruoholahti, Hn/HI = Hakaniemi/Honkaluoto ja Mh/Hn/Ks = Merihaka/Hietaniemi/Kalasadama).

Jos mustatäplätokko asettuu jäljellä oleviin satamiin samaa vauhtia kuin se on tähän asti satamia asuttanut, voidaan arvioida sen esiintyvän jo muutaman vuoden kuluttua kaikkien parinkymmenen vilkkaimman sataman läheisyydessä (kuva 10). Asettuminen vilkkaimpien satamien ympäristöön on toistaiseksi tapahtunut nopeammin kuin vähemmän liikennöityjen satamien läheisyyteen. Toisaalta satamasta toiseen siirtyminen yleistyy, ja silloin todennäköisyys saapua pienempiinkin satamiin kasvaa. Tähän viittaavat vuoden 2013 uudet havainnot Lappohjasta ja sen edustalta Tvärminnen eläintieteellisen aseman läheltä. Pienempien satamien tullessa mustatäplätokkon asuttamiksi tulee leviämisenopeus vielä jatkumaan kiihtyvänä. Koko rannikon valloittaminen saattaa kestää monia vuosia satamien välisestä etäisyydestä johtuen. Mustatäplätokkon paikallinen aktiivinen levittäytyminen näyttää Helsingin ja muiden oheisten havaintojen mukaan (taulukko 4) etenevän samalla nopeudella kuin Pohjois-Amerikan Suurilla järvillä, mutta hitaammin kuin lajeilla, joilla on pelaginen varhaisvaihe kuten liejutaskuravulla (vrt.

http://www.riistakala.info/vieraslajit/kartta_iso.php?laji=4&lat=65&lon=24&zoom=5). Suuri uhka on mustatäplätokkon mahdollinen levittäytyminen sisävesiin. Tämä voi tapahtua milloin hyvänsä, eikä ole poissuljettua, että laji olisi jo Saimaan kanavassa. Jos lajin pääsy tätä kautta sisävesiimme halutaan estää, tulisi torjuntatoimet aloittaa välittömästi. Katso haitoista tarkemmin kohdassa 6.1.1. ja torjunnasta 7.1.1.



Kuva 10. Mustatäplätokon asuttamien satamien kumulatiivinen määrä. Helsingin kolme satamaa on mallissa arvioitu yhdeksi levittäytymiskeskukseksi, samoin Parainen ja Turku.

Taulukko 4. Mustatäplätokon ensihavaintovuosi ja nykyisten havaintojen suurin etäisyys satamasta.

Ensihavainto	SATAMA	Suurin havaintoetäisyys (m)	Havaintopaikkojen määrä
2005	Turku/Parainen	10306	3
2009	Helsinki Eteläsatama	6811	156
2011	Helsinki Länsisatama	2968	5
2011	Maarianhamina	1795	9
2011	Naantali	5771	25
2012	Porvoo, Sköldvik	11780	9
2012	Raahe	2066	5
2012	Rauma	4801	13
2013	Kotka	3245	1
2013	Hanko	6575	1
2013	Helsinki, Vuosaaren satama	3997	1
2013	Lappohja	6528	2

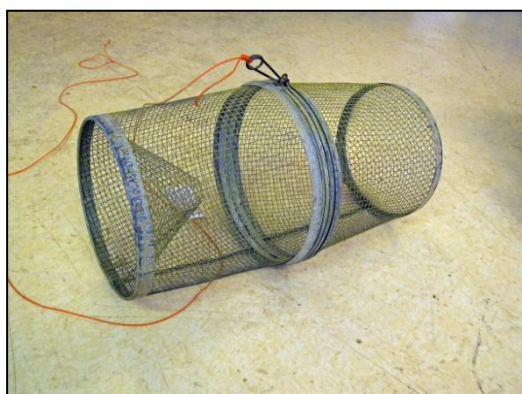
Mustatäplätokko suosii kivikkorantoja elin- ja lisääntymisympäristönään. Lajille ei ole suurtakaan merkitystä, onko ranta luonnollinen vai rakennettu (Vanderploeg ym. 2002, Young ym. 2009). Helsingissä se on asuttanut tehokkaasti kivipengerrysten reunustamia rantoja. Erittäin sameassa vedessä ja pehmeillä pohjilla mustatäplätokko ei juuri viihdy (Young ym. 2009), joten tämä voi hillitä lajin leviämistä sellaisiin rannikojokiin, joilla on laaja ja rehevä suistoalue. Suurilla järvillä tehdyissä tutkimuksissa on havaittu mustatäplätokon viihtyvän verraten lämpimissä vesissä. Tyypillisesti se on aktiivisimmillaan matalassa rantavyöhykkeessä lämpimän veden aikaan (Young ym. 2009, Gutowsky ym.

2011, Kornis ym. 2013). Olosuhteet eivät ole este koko rannikkomme valtaamiseen eivätkä sisävesiin asettumiseen, mutta on oletettavaa, että vallitsevat lämpötilat vaikuttavat paikallisen lisääntymishokkuuden kautta leviämisenopeuteen. Ilmaston lämmetessä kesän lämpimän veden jakson pidentyminen saattaa edesauttaa mustatäplätokan lisääntymistä. Useampien sisävesien valtaaminen näyttää meillä toistaiseksi epätodennäköiseltä, sillä niihin ei ole laivaliikennettä. Suurilla järville tehtyjen havaintojen perusteella mustatäplätokan vakiintumiseen uudelle alueelle menee noin 3–4 vuotta ja suurimman kannan koon saavuttamiseen 10–12 vuotta (Vélez-Espino ym. 2010).

Mustatäplätokan pyyntivälineistä onki edullisin ja tehokkain

HAVINA-hankkeessa mustatäplätokan esiintymisalueita kartoitettiin merta- ja katiskapyyntineillä sekä onkihavainnoin. Leviämisenopeuden selvittämistä varten pääkaupunkiseudun alueella tehtiin tarkennettu seuranta vuosina 2012 ja 2013. Varsinaista esiintymisalueiden kartoitusta varten tehtiin G-mertapyynti 20 Suomen suurimmassa satamassa, Maarianhamina pois lukien, kesällä 2013. Lisäksi tutkimus- ja kansalaishavaintoja on saatu Itämeren vieraslajien havaintoportaalien kautta.

G-merroilla (kuva 11) ja Ufo-katiskoilla toteutetuissa satama-alueiden kartoituksissa saatiin kohdelajia kuudesta satamasta. Aikaisemmilta vuosilta havaintoja oli näiltä samoilta satama-alueilta. Lisäksi muiden pyyntien perusteella tiedetään, että lajia esiintyy Maarianhaminan satamassa. Sitä saatiin ensimmäisen kerran vuonna 2013 myös Lappohjan, Kotkan ja Hangon alueilta. Näitä kahta viimeksi mainittua uutta esiintymää merta- ja katiskapyynti ei paljastanut. Muuten kartoituksessa ilmeni, että G-merralla 5–7 vuorokauden pitoaika on riittävä lajin esiintymistiedon saamiseksi. Pyydyksiin jäi siis mustatäplätokkoja sellaisissa satamissa, joista oli edellisvuoden tai aiempi havainto. Pyyntimenetelmä tukee muita havaintomenetelmiä ja sopii helppokäyttöisenä myös jatkossa esiintymisalueiden seurantaan, mutta ei välttämättä riitä paljastamaan uusia esiintymiä, ennen kuin mustatäplätokko on jo merkittävästi yleistynyt.



Kuva 11. Mustatäplätokan kartoituksissa käytetty G-merta.

G-merta osoittautui kustannustehokkaammaksi ja toimivammaksi pyydykseksi verrattuna katiskoihin. Verrokkeina kokeiltiin erityyppisiä rautalankakatiskoita, Ufo-katiskaa (metallikaarinen havaskatiska) sekä havasmertoja. Ufo-katiskan käsiteltävyys ja kalastavuus oli hyvä, mutta suuremman silmäkoon vuoksi se kalastaa lähinnä aikuisia yksilöitä. Esiintymisaluetarkastelussa kannattaa seurata

pienten kalojen määrää, koska niitä on usein lukumääräisesti enemmän ja niiden esiintyminen kertoo onnistuneesta lisääntymisestä eli lajin asettumisesta alueelle.

Mustatäplätökon iltapäivän onkikilpailuissa on saatu keskimäärin 5,4 mustatäplätokkoa tunnissa (2011–2013). Tutkimuksen yhteydessä kerätyssä onkiaineistossa saalis on ollut keskimäärin kuusi mustatäplätokkoa tunnissa koko tutkimusalueella, ja saapumisalueilla keskisaalis oli jo toisena vuonna (2010) tätä luokkaa (kuva 9). Vuoden 2013 syyskuussa Helsingin Eteläsataman alueella toteutetun pyydysvertailun perusteella arvioitiin pyydysten käyttö- ja kustannustehokkuutta. Eteläsatamasta tuli kymmenellä G-merralla neljästä paikasta neljä mustatäplätokkoa ja kymmenellä Ufolla viisi tokkoa kolmesta paikasta. Tästä johdettuna, jos viiden vuorokauden pitoajalla haluaa saada 10 mustatäplätokkoa saaliiksi G-merralla Eteläsataman kalatiheyksillä, pitäisi pyydyksiä olla vedessä 25 kpl ja vastaavasti Ufoja 20 kpl. Onkimalla samaan tulokseen riittää noin kahden tunnin pyynti (taulukko 5).

Taulukko 5. Pyydysten käyttökustannus karkeasti laskettuna yhtä mustatäplätokkoa kohden tiheän kannan esiintymisalueella. Katiskojen käyttökustannuksiin ei ole huomioitu luvanhankintaan kuluva aikaa eikä venekustannuksia. Onkimiseen ei erillistä vesialueen omistajan lupaa tarvita.

	G-merta	Ufo-katiska	Onki
Yksikköhinta	15 e	32 e	10 e
Merkintä	5 e	5 e	-
Työmäärä/pyyntikerta			
Pyydysmäärä	25	20	2
Henkilöstö (20 e/h)	2	2	1
Työaika/pyyntikerta	4	4	2
Syötti	-	-	2 e
Kokonaiskustannus/pyynti	160 e (+ pyydykset 500 e)	160 e (+ pyydykset 740 e)	40 e (+ pyydykset 24 e)
Työkustannus/kokonaiskustannus per yksi mustatäplätokko	16 / 66 e	16 / 80 e	4 e / 6,40 e

Esimerkkitapauksessa pyydysten viemiseen ja hakemiseen menee aikaa nopeimmillaankin noin neljä tuntia, eli kustannustehokkuuden kannalta onkiminen on mustatäplätökon kartoittamisessa tehokkain menetelmä. Myös muualla toteutetuissa mustatäplätökon tutkimuksissa onkimista on käytetty menestyksekkäästi pyyntimenetelmänä (Gutowsky ym. 2011, Brandner ym. 2013). Vain sähkökalastus sisävesissä on paikoin todettu tehokkaammaksi (Brandner ym. 2013). Menetelmällä on heikkoutensa muun muassa sameissa tai syvemmissä vesissä, ja lisäksi se ei oikein sovellu murtovesiolosuhteisiin. Onkiminen on siis tehokas ja helppo menetelmä mustatäplätökon esiintymisalueiden kartoittamiseen. Suomessa useimmat eli yhdeksän kahdestatoista satamien lähellä tehdyistä ensihavainnoista onkin saatu ongella tai pilkillä.

5.1.2. Hopearuutanaa ja kultakalaa levitetty jo ympäri Eurooppaa



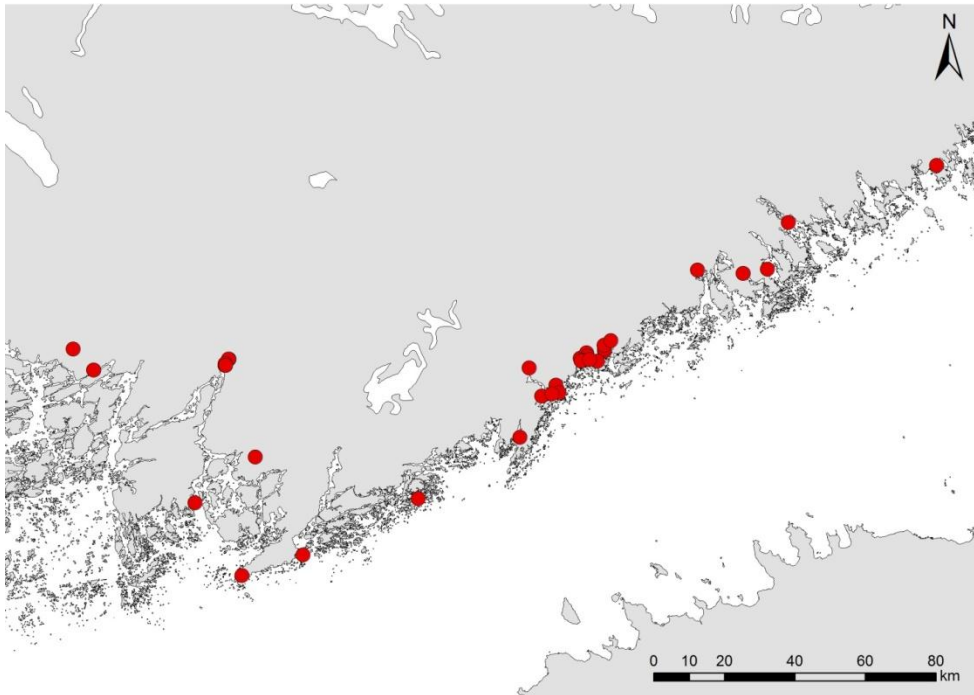
Kuva 12. Hopearuutana.

Hopearuutana (*Carassius auratus gibelio* tai *Carassius gibelio*, kuva 12) on tuntomerkeiltään samanlainen kuin Euroopan sisävesiin levittäytynyt kultakalan (*Carassius auratus auratus*) villi muoto. Hopearuutanan onkin arveltu edustavan kultakalan kantamuotoa. Punakeltaista kultakalaa on viljelty Kiinassa jo satoja vuosia. Euroopassa alkuperäisestä ruutanasta (*Carassius carassius*) hopearuutanan erottaa mm. ruumiinontelon mustan kalvon, pyrstön selvän loven, hopeanharmaiden kylkien, nieluluiden muodon ja etummaisen kiduskaaren siivilähampaiden suuremman lukumäärän perusteella (Gašowska 1936). Eroja ruutanahan on lisäksi selkä- ja peräevän eväruodoissa ja silmän värikehässä (Urho ym. 2010).

Hopearuutanan luontaista levinneisyyttä ei ole pystytty täysin selvittämään (Berg 1932), mutta se tuskin on ulottunut Eurooppaan. Ensimmäiset kultakalat tuotiin Länsi-Eurooppaan 1600-luvulla, ja kultakaloja pääsi karkuun luonnonvesiin jo 1800-luvulla, jolloin kultakalaa viljeltiin laajamittaisesti lammikoissa. Entisen Neuvostoliiton aikana Siperian Amurjoesta kotoisin ollut gynogeneettinen hopearuutanamuoto otettiin lammikkoviljelyyn (Golovinskaja ym. 1965) ja sitä siirrettiin 1930 Kamtšatalle ja myöhemmin länteen, poikki koko mantereen, kuten Kazakstaniin ja Dneprin yläosalle Ukrainan ja Valkovenäjän alueille (Burmakin 1963). Tällaisen kannan naaraat lisääntyvät ilman hedelmöitystä käyttäen kudussa muiden kalalajien koiraita laskemiensa mätimunien jakaantumisen käynnistäjinä; munasolut ovat kromosomistoltaan triploideja, kuten myös emonsa kopioina syntyvät jälkeläiset. Viron ja muiden Baltian maiden lampiin hopearuutanaa tuotiin vuonna 1948 (Mikelsaar 1984). Romaniaan ja Unkariin lammikkoihin tuotuja hopearuutanoita karkasi Tonavaan ja sen sivujokeen Tiszaan (Holčík & Žitňan 1978, Holčík 1980). Laji runsastui Tonavan suistossa 1970-luvulla nopeasti leviten myöhemmin ylempäs koko vesistön alueelle. Liettuassa tehtiin laajoja hopearuutanan istutuksia vielä 1960-luvulla (Karpevich & Lukonina 1968). Viron merialueelle hopearuutana ilmestyi ensin Riianlahteen vuonna 1985. Se runsastui Viron rannikon matalissa vesissä nopeasti ja levittäytyi pohjoiseen ilmestyen Suomenlahden puolelle vuonna 1995 (Vetemaa 2006). Virossa on havaittu olevan kromosomistoltaan sekä diploideja että triploideja hopearuutanoita (Pihu ym. 2003). Tämä saattaa johtua diploidin kultakalan vaikutuksesta; lähiseudulla Pietarhovin lammikoissa oli 1930-luvulla ilmeisesti kultakaloja (Dryagin 1953). Kultakalan tiedetään voivan risteytyä ruutanahan ja karpin kanssa.

Englannissa kultakalan ja ruutanan risteymät ovat yleisiä (Hänfling ym. 2005), ja niitä on myös Keski-Euroopassa.

Suomesta hopearuutanan esiintyminen varmistettiin ensimmäisen kerran syksyllä 2005 (Pennanen & Urho 2005). Helsingistä ja Salosta kerättyjen näytteiden ja iänmääritysten perusteella tiedetään hopearuutanan jo lisääntyneen näillä alueilla 2000-luvun alkuvuosina. Lajia on toistaiseksi löydetty rannikon tuntumasta Kotkan ja Turun väliseltä merialueelta sekä runsaana lammikoista Helsingissä ja Salossa. Lisäksi joitakin yksilöitä on tavattu kolmen joen alaosilta (kuva 13).



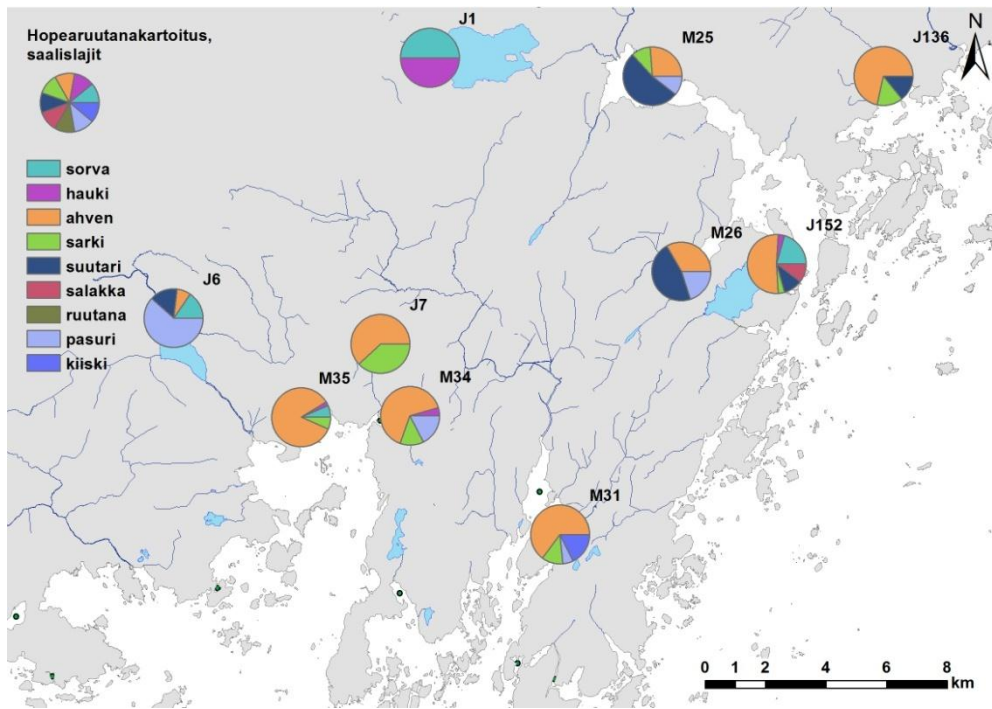
Kuva 13. Hopearuutanan havaintopaikat vuosina 2005–2013.

Viron merialueella 1990-luvulla tapahtuneen hopearuutanan runsastumisen ja aikuisten kalojen levittäytymismahdollisuuden pohjalta voidaan olettaa hopearuutanan tulleen meille Suomenlahden yli tai sen reuna-alueita pitkin (Urho ym. 2010). Kotimaiset havaintomme viittaavat hopearuutanan taipumukseen nousta merestä siihen laskeviin lampareisiin ja jokiin. Keväällä aikaisin lämpenevät, matalat lammikot sopivatkin hyvin hopearuutanan lisääntymisalueiksi.

Helsingissä hopearuutana löytyi ensin Vanhankaupunginlahdesta ja siihen laskevista ojista, mutta vuodesta 2007 alkaen sitä on saatu onkimalla myös ojien kautta mereen yhteydessä olevista lammikoista, nyt jo ainakin seitsemästä eri lammesta. Salossa hopearuutana löydettiin entisestä jätevesialtaasta, josta on putki Halikonlahteen, ja myöhemmin myös sen viereisestä altaasta sekä Halikonlahdesta kalastajien ilmoittamana. Niin Helsingissä kuin Salossakin hopearuutana runsastui nopeasti lammikoiden valtalajiksi. Hopearuutanaa on havaittu myös sellaisissa Varsinais-Suomen lammissa, joihin ei ole nousun mahdollisuutta, joten laji on siirretty näihin luvatta. Eräissä Euroopan maissa hopearuutanaa on siirtynyt uusiin vesistöihin myös pienten istutuskarppeiden mukana (Holčík & Žitňan 1978, Slavík & Bartoš 2004, Vekhov 2008, Grabowska ym. 2010).

Suomenlahdesta hopearuutanan uusia havaintopaikkoja tuli tietoon usein satunnaisina verkossaaliina. Espoonlahden ja Espoon Suvisaariston matalilta osilta on saatu useampia yksilöitä. Jokien alaosilta hopearuutana on saatu onkimalla tai otettu kiinni kalaportaasta. Seisovilla pyydyksillä kar-

toitukseen haettiin tässä hankkeessa sopivia menetelmiä, mutta toistaiseksi heikoin tuloksin. Kesällä 2013 käytetty katiskamalli ei tuottanut positiivista tulosta uusissa paikoissa eikä edes puolessa tunnetuista kontrollipaikoista, joissa hopearuutana esiintyy runsaslukuisena. Muita kaloja katiskoilla kuitenkin saatiin kymmentä lajia (kuva 14). Hopearuutanan leviämisen seurantaan varten olisi pyyntimenetelmiä edelleen kehitettävä.



Kuva 14. Esimerkki kartoituksessa katiskalla saaduista lajeista läntisen Suomenlahden eräällä tutkimusalueella. M=merenlahti, J=järvi, johon on nousuyhteys.

5.1.3. Puronieriää viljeltiin ja istutettiin innokkaasti



Kuva 15. Parikymmentä senttiä on tyypillinen puronieriän koko Suomessa (Kuva J. T. Pennanen)

Puronieriä (kuva 15) on kotoisin Pohjois-Amerikasta. Suomeen puronieriötä tuotiin ensimmäisen kerran jo 1890-luvulla. Laji tuotiin meille uudestaan vuonna 1965 ja sitä kasvatettiin useilla viljelylaitoksilla ruokakalaksi ja emokaloiksi, joiden turvin aloitettiin myös istutukset virkistyskalastusta varten. Viljelylaitosten lähivesiin on muutamissa tapauksissa jäänyt lisääntyvä kanta. Luonnonvesissä, varsinkin järvissä, istutusten tulokset olivat varsin vaatimattomat. Taimenvesiin Koillismaalla ja Lapissa sekä joihinkin Etelä- ja Keski-Suomen hiekkakankailta lähteisiin puroihin kuitenkin syntyi lisääntyviä puronieriäkantoja (kuva 16). Sitten istutuksista on luovuttu lukuun ottamatta eräitä virkistyskalastuskohteita.



Kuva 16. Puronieriän esiintymiä sisävesiemme valuma-alueilla RKTL:n kala-atlaksen tietojen pohjalta. Laji on levinnyt istutusten ja viljelykarkulaisten myötä sekä sen jälkeen vesistössä levittäytymällä.

Puronieriän tyypillistä elinympäristöä ovat kylmävetiset, lähteistä vetensä saavat purot ja joet. Niissä olevat kannat ovat joskus tiheitä, ja yksilöt jäävät kovin pieniksi. Puronieriä kasvaa meillä yleensä enintään 30–40 cm pitkäksi ja voi painaa 0,5–2 kg. Puronieriä kestää eurooppalaisia lohikaloja tai kirjolohta paremmin melko hapantakin vettä.

5.2. Täplärapu ja rapurutto



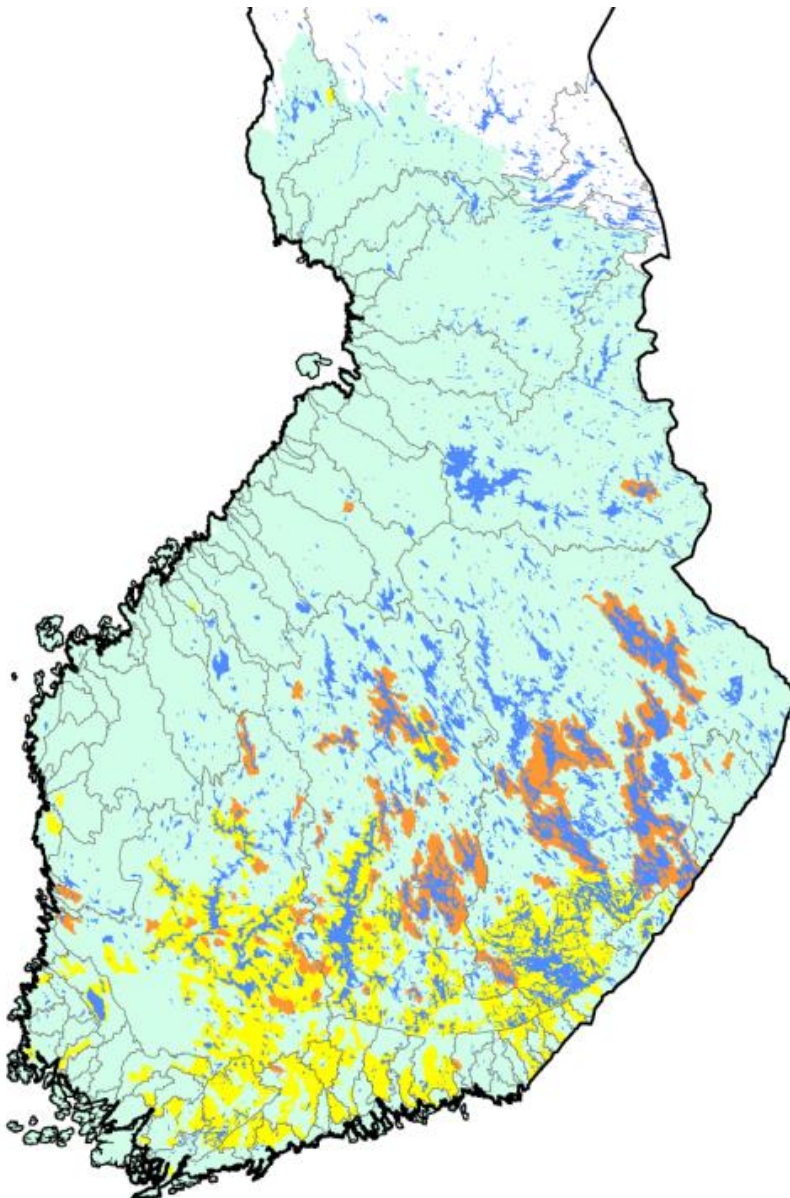
Kuva 17. Täplärapu.

Pohjois-Amerikan luoteisosista lähtöisin oleva täplärapu (*Pacifastacus leniusculus*) (kuva 17) tuotiin Suomeen ensimmäisen kerran vuonna 1967. Pieniin, usein jopa umpijärviin tehtyjen koeistutusten tulosten perusteella lajin kotoutus alkoi laajemmin 1980-luvun lopulla. Kotoutuksen peruste oli lähinnä taloudellinen, koska rapurutto oli jo 1900-luvun vaihteen tienoilla tuhonnut merkittävimmät ja tuottoisimmat alkuperäisen jokiravun kannat, sillä täplärapu kestää rapuruttoa selvästi jokirapua paremmin.

Rapurutto (*Aphanomyces astaci*) on peräisin pohjoisamerikkalaisista rapulajeista, ja se on tullut Eurooppaan ja Suomeen 1800-luvulla. Rapurutto on amerikkalaisille rapulajeille loinen, joka on evolutiivisesti kehittynyt rinnan sikäläisten rapulajien kanssa, mutta Euroopan lajeille, kuten meidän jokiravullemme, se on tuhoisa tauti.

5.2.1. Täplärapua on kotoutettu luvallisesti ja luvattomasti

Nykyinen (2011) täpläravun levinneisyys rajoittuu maan etelä- ja keskiosiin (kuva 18, taulukko 6). Suurin osa täplärapuesiintymistä perustuu kalastuslain 121 §:n nojalla tehtyihin luvanvaraisiin istutuksiin, mutta lajia tavataan jonkin verran myös muissa vesissä (kuva 18).



Kuva 18. Täpläravun esiintymät valuma-alueittain. Keltainen väri tarkoittaa luvallisiin istutuksiin perustuvia esiintymiä ja oranssi muita täplärapuesiintymiä. Taustan vaalean sinivihreä väritys on jokiravun tiedossa oleva nykyinen levinneisyysalue (Pursiainen 2012).

Täplärapusaalis on jatkuvasti kasvanut. Tehostettujen hoitotoimien (rapuruton torjunta, lisääntynyt tietoisuus rapuistutuksien tuloksellisuuteen vaikuttavista tekijöistä ym.) ansiosta jokirapusaaliin pieneminen näyttää pysähtyneen. Tärkeintä on ollut havainto, että jokirapu menestyy rapuruton vuoksi vain pienehköissä vesissä, ja vastaavasti täplärapu on tuottoisin suurissa järvissä. Täpläravun levinneisyysalue kattaa jo jokiravun alkuperäisen levinneisyysalueen maan eteläosissa, mutta koska jokirapua on kotiutettu nykyisin jo napapiirille saakka, se kattaa vain 37 % jokiravun nykyisestä järvipinta-alasta ja vain 1,5 % jokiravun levinneisyysalueen järvimäärästä. Istutusten seurauksena täplärapusaaliin ennakoidaan kuitenkin vielä merkittävästi kasvavan (Kansallinen rapustrategia 2013–2022, Työryhmämuistio MMM 2012:10).

Taulukko 6. Täplärapuesiintymien vesialueet (erillisiä järviä tai jokia), järvien kokonaispinta-ala ja rantaviivan pituus päävesistöalueittain (Pää-Va)

<i>Pää-Va</i>	<i>Vesialueita</i>	<i>Pinta-ala (ha)</i>	<i>Rantaviiva (km)</i>
01-03	8	7450	261
04	33	461064	14573
05-13	21	2927	414
14	132	295423	11255
15-34	146	44034	3257
35	188	182725	7236
36-58	10	803	128
59	1	7784	271
60-64	1	0	0
65	0	0	0
66-74	1	1	1
81-99	21	2050	217
Yhteensä	562	1004262	37612

- 01-03 Vuoksen vesistöalueen rajaamat itärajan yli Laatokkaan laskevat vesistöalueet
04 Vuoksen vesistöalue, Suomen puoleinen osa
05-13 Vuoksen vesistöalueen ja Kymijoen vesistöalueen väliset vesistöalueet
14 Kymijoen vesistöalue
15-34 Kymijoen ja Kokemäenjoen välisellä alueella Itämereen laskevat vesistöalueet
35 Kokemäenjoen vesistöalue
36-58 Kokemäenjoen ja Oulujoen välillä Pohjanlahteen laskevat vesistöalueet
59 Oulujoen vesistöalue
60-64 Oulujoen ja Kemijoen välillä Perämereen laskevat vesistöalueet
65 Kemijoen vesistöalue, jokiravun levinneisyysalueen osat
66-73 Kaakamajoen (66) Va, Tornionjoen (67) alaosa sekä Koutajoen yläosan (73) jokiravun levinneisyysalueen osat
81-99 Pienet rannikkovedet ja Itämeren saaristojen sisävedet

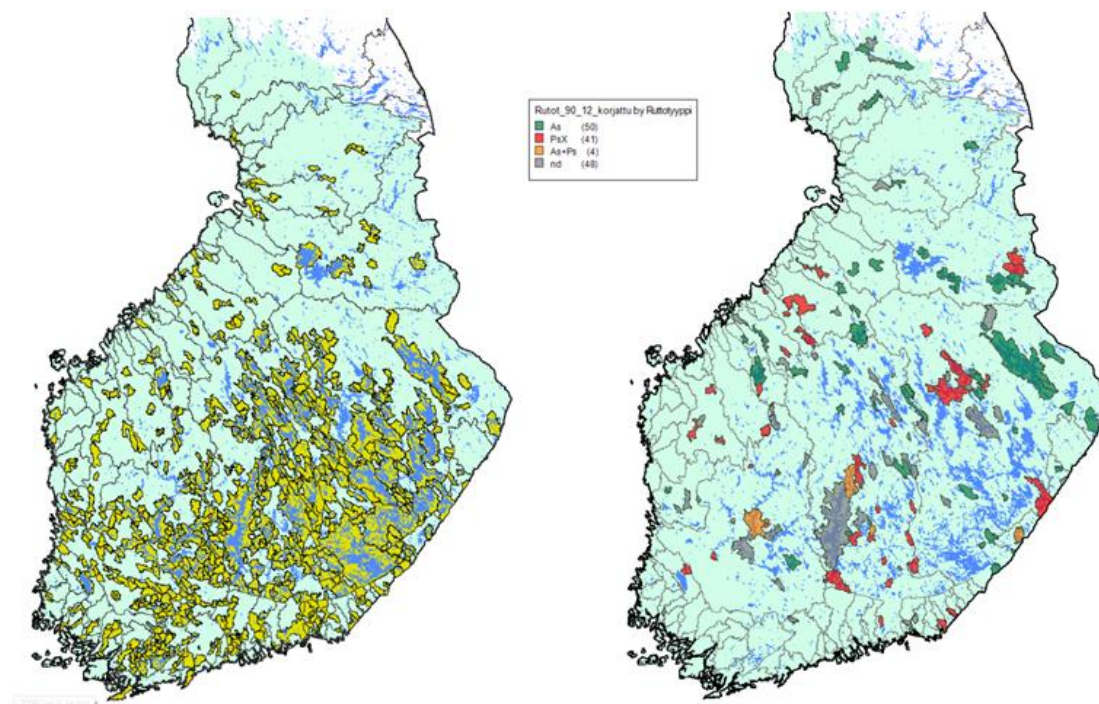
5.2.2. Rapurutto on laajalle levinnyt raputauti

**Kuva 19.** Rapuruttorihmasto jokiravun vatsapuolen kuoressa.

Rapurutto (kuva 19) on peräisin pohjoisamerikkalaisista rapulajeista, ja tullut Eurooppaan ja Suomeen 1800-luvulla. Rapurutto on amerikkalaisille rapulajeille loinen, joka on evolutiivisesti kehittynyt rinnan sikäläisten rapulajien kanssa, mutta Euroopan lajeille kuten meidän jokiravuillemme se on tuhoisa tauti.

Rapuruttoa on Suomessa nykyisin kahta tyyppiä, joista vanha, ensi kerran maassamme vuonna 1893 tavattu As-tyyppi vastasi ajanjaksolla 1893–2000 pääosasta rapuruton aiheuttamista menetyksistä, ja täplärapujen mukana tullut Ps1-tyyppi. Näiden rapuruttotyyppien merkittävin ero on niiden taudintaiheuttamiskyvyssä. As-tyyppin on viimeaikaisissa tutkimuksissa voitu todeta jäävän piileväksi joihinkin rapuruton aiheuttaman tuhon jäljiltä vesistöön jääneisiin jokirapuyksilöihin. Jokirapukanta saattaa tällöin elpyä, mutta populaation joissakin yksilöissä piilevä, oireita aiheuttamattomana elävä rapuruttosieni voi muuttua akuutiksi ja aiheuttaa uuden joukkotuhon. Tapahtumaketju johtaa useimmiten jokirapukannan hiipumiseen hyvin harvalukuiseksi. Ps1-tyyppin rapuruton on todettu olevan erittäin taudintaiheuttamiskykyinen, ja ainakaan toistaiseksi ei ole löytynyt yhtään tapausta, jossa Ps1-tyyppin rapuruttoa olisi tavattu jokiravussa piilevänä.

Rapuruton As-tyyppi on hävittänyt tai harventanut hyödyntämiskelvottomiksi suurimman osan maamme alkuperäisistä jokirapukannoista. Se on levinnyt siirtoistutuksin kotiutettuihin jokirapukantoihin koko jokiravun levinneisyysalueelle Etelä-Lappia myöten. Vuoden 1990 jälkeen on yleistynyt myös täpläraputyypin Ps1-rapurutto (kuva 20).



Kuva 20. Rapuruton esiintyminen 1893–2000 Raputautirekisterin mukaan (vasemmalla) ja vuosina 1990–2012 Eviran (EELAn) diagnooseihin ja määrityksiin perustuvat rapuruttoesiintymät (oikealla) vesistöjen kolmannen jakovaiheen valuma-alueina.

Rapuruttoa on aikavälillä 1893–2012 tavattu kaikkiaan 951 vesialueella, joillakin alueilla useina epidemioina (taulukko 7). Tuhon laajuutta ja merkitystä kuvastaa se, että lähes 60 % yli 5000 ha järvistä on As-tyyppin rapuruton läpikäymiä, ja As-tyyppin luonteen johdosta ne on nykyisen käsityksen

mukaan luokiteltava krooniseksi rapuruttovesiksi samoin kuin monet 500–5000 ha järvet (34 % tästä kokoluokasta).

Taulukko 7. Rapuruttojärvien määrä, järviala ja rantaviivan pituus päävesistöalueryhmittäin.

Pää-Va	Järviä	Järviala (ha)	Rantaviiva (km)
01-14	402	915475	33571
15-36	242	191408	7686
37-58	11	31791	655
59-73	13	49800	1089
81-99	28	2238	209
Yhteensä	696	1190713	43210

Pää-Va 01-14: Itään laskevat vesistöt, Vuoksen vesistöalue, itäiseen Suomenlahteen laskevat vesistöt ja Kymijoen vesistöalue

Pää-Va 15-36: Suomenlahteen ja Saaristomereen laskevat vesistöt, Kokemäenjoen vesistöalue ja Karvianjoen vesistöalue

Pää-Va 37-58: Selkämereen ja Perämereen laskevat vesistöt Oulujoen päävesistöalueen etelärajaan

Pää-Va 59-73: Oulujoen vesistöalue ja sen pohjoispuoliset vesistöt jokiravun levinneisyysalueella

Pää-Va 81-99: Itämereen laskevat pienet rannikkovesistöt ja Itämeren saarien sisävedet ml. Ahvenanmaa

Jokiravun nykyisen levinneisyysalueen koko järviala on 2,76 miljoonaa hehtaaria ja rantaviivan pituus 151 000 kilometriä. Tästä sisävesien kapasiteetista ja potentiaalisesta ravuntuotantoalasta rapuruttoa on esiintynyt ja tuhoja aiheutunut 43 %:lla alasta ja 29 %:lla rantaviivan pituudesta (jokikilometrit eivät ole luvuissa mukana). Rapuruttovesien pinta-ala on suurempi kuin jokiravun luonnollisen levinneisyysalueen vesiala (0,72 milj. ha).

Tärkein rapuruton leviämisreitti ovat ravut itse, useimmiten kuitenkin ihmisten toimesta. Pieni-
muotoinen, omaan käyttöön varattujen rapujen kuljettaminen ja väliaikainen säilyttäminen vesistö-
ssä sekä kotoutusistutukset ovat tavallisimmat syyt rapuruton leviämisessä. Jokiravussa piilevänä
esiintyvää rapuruttoa ei voi todeta ilman laboratoriotutkimuksia. Tähän voidaan puuttua lähinnä
valistuksella ja lisäämällä rapuruttoon liittyvää tietoisuutta.

Lähes kaikissa ja varsinkin suuremmissa täplärapuvesissä lienee tilanne se, että täplärapujen Ps1-
tyypin rapurutto on aina ja tartuttamiskykyisenä, parveilutiöitä varsin laajalla lämpötila-alueella lä-
hettävänä läsnä. Täplärapujen kotiuttaminen uudelle vesialueelle edellyttää kalatalousviranomaisen
lupaa, ja luvan edellytyksenä on lupahakemuksessa esitetyt perustelut ja riskinarviointi. Lisäksi mer-
kittävä osa maamme sisävesistä on joko kokonaan varattu jokiravulle tai sitten on vahvoin perustein
suositeltu jokirapuun pitäytymisessä, erityisesti vesistöjen latvojen pienvesissä. Toimintaa ohjaa Kan-
sallinen rapustrategia 2013–2022.

Koska jokirapukanta voi kasvaa pyyntivahvaksi, vaikka rapurutto olisikin piilevänä läsnä joissakin
rapuyksilöissä, on As-typin rapuruton löytyminen jopa tiheästä ja pyyntivahvasta populaatiosta
mahdollista. Piilevän rapuruton johdosta on monia jokirapupopulaatioitakin pidettävä mahdollisina
rapuruton kantajina, ja mikäli tiedetään rapuruton aiheuttaneen samalla vesialueella rapukuoleman
viimeisten 20–30 vuoden aikana, jopa potentiaalisina kantajina. Tämän seurauksena vanhan As-
tyypin rapuruton leviämistä voidaan estää lähinnä valistuksella; jokirapuja ei tule siirtää vesistöstä
toiseen varmistumatta niiden tautivapaudesta.

5.3. Vieraat nisäkäslajit

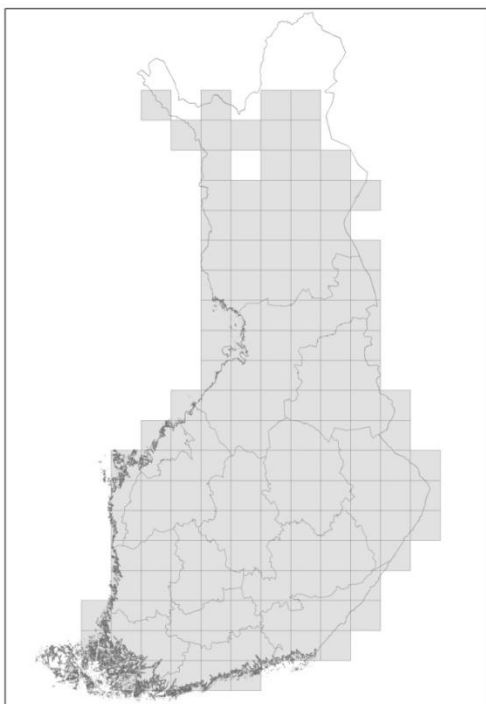
5.3.1. Minkki – sopeutumiskykyinen vieras

Pohjois-Amerikasta kotoisin oleva minkki (*Mustela vison*) (kuva 21) tuotiin Fennoskandiaan 1920-luvulla, alun perin turkiseläimeksi.



Kuva 21. Minkki saa tyypillisesti viidestä kuuteen pentua kerrallaan (Kuva E. Räsänen).

Laji levisi nopeasti tarhakarkulaisena myös luontoon ja ensimmäiset havainnot tehtiin Suomessa 1932 (Westman 1966). Muutamassa vuosikymmenessä minkki levittäytyi jokseenkin koko Fennoskandiaan (Kauhala 1998). Minkkikannan nopeaa levittäytymistä ja kasvua selittävät osaltaan venäläisten tekemät istutukset Karjalaan ja Kuolan niemimaalle vuosina 1934–65. 1940-luvulla minkkejä tavattiin lähinnä turkistarhojen lähellä lounais- ja länsirannikolla sekä saaristossa. Minkki runsastui länsirannikolla 1950-luvulla, etelärannikolla 1960-luvun alkupuolella ja muualla vasta 1960- ja 1970-luvuilla. Lajin runsastumista pystyttiin seuraamaan mm. koko maassa tehtävien riistatiedustelujen avulla. Nykyisin minkkiä tavataan pohjoisinta Lappia myöten (kuva 22).



Kuva 22. Minkin nykylevinneisyys metsä- ja peltokolmioaineistojen perusteella Suomessa 50x50 km ruuduissa.

Minkin menestyksestä levittäytymistä selittää usea seikka. Minkki on yleispeto, joka on joustavasti sopeutunut saalistamaan sekä maa- että vesieläimiä (Dunstone & Birks 1987, Niemimaa & Pokki 1990). Paikoin se elää pääasiassa pikkunisäkkäillä, mutta esimerkiksi saaristossa linnut voivat muodostaa merkittävän osan sen ravinnosta. Etenkin talviaikaan minkki saalistaa paljon kaloja. Kyky saalistaa myös vedessä tuo erityistä etua menestymisessä. Minkki on tehokas lisääntyjä; se saa yleensä viisi tai kuusi pentua (Chanin 1983) ja lisäksi se menestyy myös ihmisen lähituntumassa. Minkille kelpaa monenlainen elinympäristö, kunhan minimivaatimukset riittävästä suojasta ja matalasta hitaasti virtaavasta vedestä täyttyvät (Dunstone 1993). Lajilla on myös melko voimakas vaellustaipumus, mikä edesauttaa populaation levittäytymistä. Minkki kestää hyvin myös ankaria talvia. Edellä mainitut ominaisuudet ovat tyypillisiä usealle nopeasti levittäytyvälle petonisäkkäälle. Samat ominaisuudet tekevät lajista myös lähes mahdottoman hävittää.

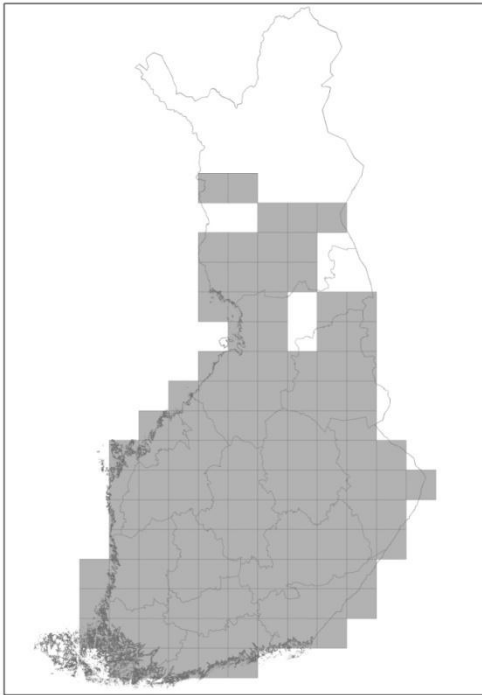
5.3.2. Turkiseläimeksi istutettu supikoira

Supikoira (*Nyctereutes procyonoides*) on kotoisin Kaakkois-Aasiasta. Suomeen supikoira tuotiin alun perin tarhoihin turkiseläimeksi, mutta nykyinen luonnonkanta on saanut alkunsa sekä tarhakarkulaisista että Suomeen itärajan yli entisen Neuvostoliiton alueelta levittäytyneistä yksilöistä (Helle & Kauhala 1991). Supikoira (kuva 23) on yksi menestyneimmistä vieraslajeihin kuuluvista nisäkäslajeista Euroopassa.



Kuva 23. Sopeutuvainen supikoira on löytänyt vapaan ekologisen lokeron Suomen luonnossa. Kuva S. Rintelä.

Venäjän Euroopan puoleisiin osiin, mukaan lukien Kuolan niemimaa, istutettiin vuosien 1929–1955 välisenä aikana noin 9100 alalajin *N. p. ussurensis* yksilöä (Lavrov 1971). Tämän jälkeen laji on levittäytynyt nopeasti moniin Euroopan maihin; levinneisyysalue on laajentunut keskimäärin 40 km vuosivauhtia alkuperäisiltä istutusalueilta. Ensimmäiset yksittäiset vaeltelevat supikoirat tavattiin Suomessa 1930- ja 1940-luvuilla (Siivonen 1958). Varsinainen levittäytyminen käynnistyi kuitenkin 1950-luvulta alkaen, ja 1970-luvun puolivälissä supikoiran levinneisyys kattoi lähes koko eteläisen ja keskisen Suomen (Helle & Kauhala 1991). Populaatiokoon 10–15 vuoden vakauden jälkeen supikoiran määrä kasvaa Suomessa edelleen. Tällä hetkellä supikoira on koko maassa yleisin keskikokoinen nisäkäslaji (kuva 24). Supikoirakanta on tihein Etelä- ja Kaakkois-Suomessa ja harvenee kohti pohjoista (Kauhala 2007).



Kuva 24. Supikoiran nykyinen levinneisyys Suomessa riista- ja peltokolmioaineistojen perusteella 50x50 km ruuduissa.

Supikoiran tehokkaan levittäytymisen taustalla on useita tekijöitä. Istutettuja yksilöitä oli paljon, istutukset tapahtuivat useissa paikoissa laajalla maantieteellisellä alueella ja istutetut yksilöt omasivat monipuolisen perintöaineuksen (Kauhala & Kowalczyk 2011). Lisäksi lajin biologisiin ominaisuuksiin kuuluu voimakas levittäytymisvaelluskäyttäytyminen sekä hyvä fyysinen kyky liikkua pitkiäkin matkoja lyhyessä ajassa. Uusille alueille levittäytyvässä supikoirapopulaatiossa sekä aikuiset että nuoret saattavat vaelttaa, mutta vakiintuneella esiintymisalueella vain nuoret lähtevät vaeltamaan synnyinalueeltaan. Suomessa nuorten supikoirien vaellusmatkat ovat olleet keskimäärin 48 km naarailla ja 71 km uroksilla. Pisin yksittäisen eläimen vaellus Etelä-Suomessa oli 145 km parissa kuukaudessa. Manner-Euroopasta pisimmät tunnetut supikoirien vaellukset ovat 300 km vuodessa ja 500 km kolmessa vuodessa.

Laji on myös erittäin sopeutumiskykyinen; supikoira on kaikkiruokainen opportunisti, joka kykenee hyödyntämään moninaisia ravintolähteitä ja elämään hyvinkin erilaisissa elinympäristöissä voimakkaankin ihmisvaikutuksen piirissä (mm. Sutor ym. 2010). Sopeutena pohjoisiin ääreviin olosuhteisiin laji voi nukkua talviunta osan ankarimmasta vuodenajasta. Lajin yksilömäärien nopean ajallisen runsastumisen mahdollistaa edellä mainittujen piirteiden lisäksi se, että supikoira on poikkeuksellisen tehokas lisääntyjä, keskimääräisen pentuekoon ollessa suotuisissa olosuhteissa 8-10 (Helle & Kauhala 1995). Suurin todettu pentuekoko Suomessa on ollut 16 syntynyttä pentua. Supikoiran pentuekoon on todettu kasvavan metsästyspaineen kasvaessa. Pentujen selviytyminen on kytköksissä mm. ravintotilanteeseen, ja luontainen kuolleisuus on suurta; Etelä-Suomessa 88–89 % pennuista kuolee ennen ensimmäistä ikävuotta (Helle & Kauhala 1993). Vuosittainen kuolleisuus 2-4-vuotiailla supikoirilla on keskimäärin 43 %. Vain yksi prosentti kaikista supikoirista saavuttaa viiden vuoden iän. Merkittävimmät kuolleisuuden syyt ovat metsästys ja liikenne. Sukukypsyys saavutetaan 10 kk iässä, mutta supi-

koirakannassa vuosittaisesta kokonaistuottavuudesta suurin osa on 2-3 vuotiaiden naaraiden aikaansaamaa.

Supikoiran esiintymisen pohjoisrajan on osoitettu olevan kytköksissä ilmastollisiin tekijöihin, kuten kasvukauden pituuteen, lumisen jakson keston ja keskilämpötilaan (mm. Helle, E. & Kauhala, K. 1991, Kauhala 1996). Tällä hetkellä supikoiran esiintymisalue kattaa lähes koko Suomen aivan pohjoisimpia alueita lukuun ottamatta. Yksilötiheydet ovat pohjoisessa alhaisempia kuin etelässä, mutta viime vuosinakin on voitu nähdä supikoiran esiintymis- ja lisääntymisalueen laajentuminen yhä pohjoisemmaksi. Odotettavissa olevan ilmaston lämpenemiskehityksen myötä supikoiran esiintymisalue tulee laajenemaan entisestään, ja kannantiheys pohjoisemmilla alueilla kasvanee ympäristöolosuhteiden muuttuessa lajin kannalta suotuisammaksi. Tämän kehityksen myötä myös naapurimaihin mahdollisesti vaeltavien yksilöiden määrä tulee todennäköisesti kasvamaan.

5.3.3. Amerikanmajava

Suomessa esiintyy kaksi majavalajia, joista harvempilukuinen euroopamajava *Castor fiber* kuuluu alkuperäiseen lajistoomme ja on mainittu luontodirektiivin liitteessä. Amerikanmajavan (kanadanmajava) *Castor canadensis* (kuva 25) alkuperäinen levinneisyysalue on Pohjois-Amerikassa. Suomeen laji tuotiin ja istutettiin tarkoituksellisesti muutamille paikkakunnille vuosina 1933 ja 1937. Tuolloin ei ollut tiedossa se, että Pohjois-Amerikassa elävä majava on eri lajia kuin aiemmin metsästyksen vuoksi sukupuuttoon kuollut euroopamajava.



Kuva 25. Majava. Kuva P. Timonen.

Amerikanmajava on yksiavioinen, ja pesää käyttävät yleensä pari ja sen jälkeläiset. Poikaset saattavat viipyä synnyinalueellaan jopa kaksivuotiaiksi asti. Jos aikaa myöten majavien elinympäristön ravinnontarjonta heikkenee, pariskunta hylkää senhetkisen pesän ja rakentaa uuden pesän paremmalle alueelle. Majavat voivat hylätä käytössä olevan pesän myös tultuaan häirityiksi. Tässä käyttäytymisessä on havaittu suuria yksilöllisiä eroja. Majavien pesiä on eri tyyppisiä: euroopamajavan tyyppisesti suosima maavalliin rakennettu penkkapesä ja amerikanmajavan tyyppisesti erillisenä raken-

nelmana toteutettu kekopesä. Myös kahden edellisen rakennustyyppin yhdistelmiä eli ns. sekapesiä esiintyy molemmilla lajeilla. Pesän tuhoutuessa osa majavista saattaa alkaa korjata vanhaa pesää tai rakentaa uutta pesää samalle alueelle. Molempia käyttäytymistapoja on tavattu myös Suomessa.

Jokimaastossa elävillä majavilla saattaa olla vuoden aikana käytössä useita eri pesiä. Esimerkiksi veden pinnan ollessa korkeimmillaan keväällä majavat asustavat yläjuoksulla olevaa pesää, ja alajuoksulla oleva pesä otetaan käyttöön veden korkeuden laskettua kesän edistyessä. Talvivalmistelut ja talvehtiminen tapahtuvat kuitenkin jälleen yläjuoksun pesällä. Täten alkukesästä tyhjänä olevat pesät voivat olla tärkeitä ja käytössä keskikesällä, ja yläjuoksun pesä on tyhjänä vain keskikesän ajan.

Vieraslajiproblematiikan kannalta tarkasteltuna amerikanmajavan esiintymistä voitaisiin tarkasti säädellä ja kantaa pienentää valikoivalla metsästyksellä. Pitkäikäisenä ja pariuskollisena lajina amerikanmajava voi nopeasti reagoida metsästyspaineen kasvuun. Euroopanmajavan kohtalosta on jo opittu, että majavalajin hävittäminen metsästämisellä on mahdollista lyhyessäkin ajassa.

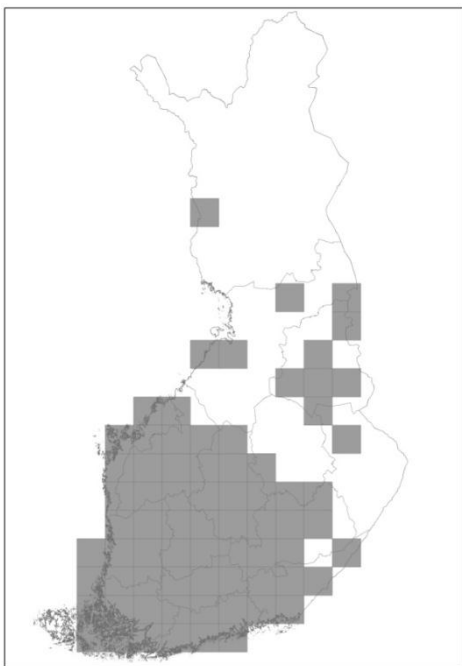
Amerikanmajavan metsästyskiintiöt poistettiin 1.5.2001. Sen jälkeen ei maakunnallisista majavamääristä ole ollut tarkkaa tietoa. Nykyisin amerikanmajavan saalismääriä arvioidaan satunnaistetun metsästyskyselyn kautta, jonka tilastointitarkkuus on ± 30 %. Amerikanmajavan levinneisyydestä kertoo reuna-alueilta ilmoitettavat saaliit, mutta täsmällistä levinneisyyden seurantarjestelmää ei lajilla ole käytössä. Kannan kokoa on pyritty selvittämään myös valtakunnallisten majavanpesälaskentojen kautta, mutta menetelmä ei tuota systemaattisesti tarkkaa tietoa. Metsästysmäärien arvion ollessa samaa suuruusluokkaa koko kannan kokoarvion kanssa voidaan todeta, että majavapesälaskentojen tuottama luku jää selväksi aliarvioksi todellisesta kannankoosta. Epätasällisen saalistilaston ja kattavuudeltaan puutteellisten pesälaskentojen aineistoista ei pystytä tuottamaan tarkkaa levinneisyys- tai tiheysarviota. Menetelmäkehitystyölle on huutava tarve. Tulevan levinneisyyden mallintamiseen on Manner-Euroopassa kehitetty erilaisia malleja, joita voitaisiin testausmielessä soveltaa myös Suomen olosuhteisiin.

5.3.4. Valkohäntäkauris



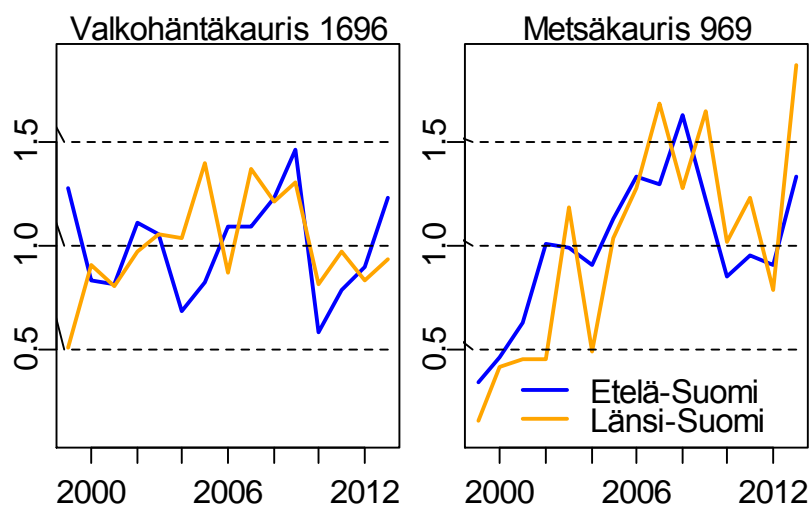
Kuva 26. Valkohäntäkauris. Kuva M. Wikman.

Suomen valkohäntäkauris (kuva 26) on peräisin Pohjois-Amerikasta, mistä muutamia yksilöitä tuotiin Vesilahdelle Laukon kartanon maille perustettuun tarhaan 1930-luvulla. Luonnonvarainen kanta sai alkunsa vuonna 1938 tarhasta karanneista yksilöistä. Lajin nykyinen levinneisyysalue painottuu lounaiseen Suomeen kannan harventuessa nopeasti itään ja pohjoiseen mentäessä (kuva 27). Viimeisimpien arvioiden mukaan Uudellamaalla ja Varsinais-Suomessa valkohäntäkauriita on yhteensä yli 16 000 yksilöä (Suomen riistakeskus & RKTL).



Kuva 27. Valkohäntäkauriin nykyinen levinneisyysalue metsä- ja peltokolmioaineistojen perusteella 50 x 50 km ruuduissa.

Valkohäntäkauriin kanta on ollut nousujohteinen Etelä- ja Länsi-Suomessa; samaan aikaan myös metsäkauriin kanta on runsastunut selkeästi (kuva 28). Tiheimmän kannan alueella Uudellamaalla ja Varsinais-Suomessa valkohäntäkauriin ja metsäkauriin talviaikainen maalaskentojen kanta-arvio (Suomen riistakeskus & RKTL) on esitetty taulukossa 8.



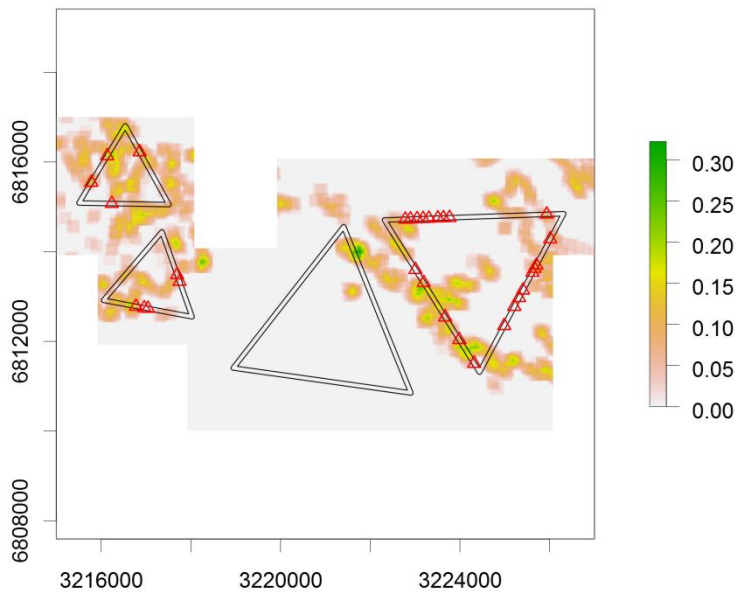
Kuva 28. Valkohäntäkauriin ja metsäkauriin kannankehitys peltokolmioiden perusteella (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos). Indeksi kuvaa populaation suhteellista muutosta ja vaihtelee likimain samassa suhteessa todelliseen populaation kokoon nähden. Etelä-Suomi: Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Kymen ja Etelä-Hämeen riistakeskusalueet; Länsi-Suomi: Satakunnan, Pohjanmaan, Pohjois-Hämeen ja Oulun riistakeskusalueet. Luvut lajinimen perässä ovat jälkien lukumäärä keskimäärin tutkimusvuosina.

Taulukko 8. Valkohäntäkauriin (Vhk) ja metsäkauriin kanta-arvio.

Riistakeskusalue (arvio tehty vuonna)	Vhk	Metsäkauris	Vhk-osuus
Uusimaa (2013)	7092	3488	67 %
Varsinais-Suomi (2008)	9062	4796	65 %
Yhteensä (2008-2013)	16154	8284	66 %

Levinneisyysmallinnuksen tulos

Isompaan mittakaavaan (11×11 yksiköt eli 25m-pikselit) lasketut ympäristömuuttujat tuottivat valkohäntäkauriin levinneisyyttä otosalueella (kuva 3) paremmin selittävän mallin kuin pienemmän mittakaavan (3×3) muuttujat. Kaikki mallin tekijät vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi lajin levinneisyyteen otosalueella. (A) Positiivinen vaikutus valkohäntäkauriin esiintymistodennäköisyyteen ruudussa oli seuraavilla tekijöillä: (1) alueellinen autokorrelaatio, (2) metsän vs. pellon reunan peittävyys ja (3) metsän peittävyys; (B) negatiivinen vaikutus ilmeni seuraavilla tekijöillä: (4) metsän vs. asutuksen reunan peittävyys, (5) metsän vs. liikennealueiden reunan peittävyys sekä (6) x- ja y-tasokoordinaateilla. Tiivistetysti tuloksesta voidaan päätellä, että valkohäntäkauris valitsee mieluiten metsäiset peltojen pilkkomat maisemakokonaisuudet elinympäristökseen (kuva 29). Talvista esiintymistä kuvaavan mallinnuksen perusteella valkohäntäkauris välttelee liikennealueita ja asutusalueita, mikä ilmentänee varovaisuutta suhteessa liikenteeseen ja ihmistoimintaan yleisemminkin.



Kuva 29. Metsän vs. pellon reunan osuuden alueellinen vaihtelu esitettynä 25×25 m² ruuduittain. Väriskaala muodostuu kutakin ruutua lähimpien 11×11 ruudun otoksesta reuna-alueen peittävyttä kuvaavasta pikselikartasta. Kolmioilta näkyvät valkohäntäkauriin jälkien sijainnit. Esimerkin neljä kolmiota sijoittuvat Luvian ja Nakkilan rajan molemmin puolin. Vaaka- ja pystyakselien luvut ovat metrejä tasokoordinaatistossa.

Mallinnuksen tulos liikennevahinkojen ja asutusaluehaittojen kannalta

Vuonna 2012 Suomen maanteillä tapahtui kaikkiaan 3880 peuraonnettomuutta; määrä on ollut kasvussa 2000-luvun alusta alkaen kauriskantojen runsastuttua. Liikenneviraston tilastoissa (Liikennevirasto, 2013) ”peuraonnettomuudet” käsittävät valkohäntäkauriin, metsäkauriin *Capreolus capreolus*, täpläkauriin *Dama dama* sekä metsäpeuran *Rangifer tarandus fennicus*. Onnettomuudet keskittyvät valkohäntäkauriin pääesiintymisalueelle Etelä- ja Lounais-Suomeen. Vuonna 2012 peuran kanssa kolaroitiin eniten Varsinais-Suomen (1 471 kertaa) ja Uudenmaan (1 374) ELY-keskusten alueilla (Liikennevirasto, 2013). Suurin osa oli kolareita valkohäntäkauriin kanssa (Niemi ym. 2013; ks. myös taulukko 8).

Valkohäntäkauris on levinneisyydeltään voimakkaasti painottunut Lounais-Suomeen (kuva 27), minkä myös malli osoitti. Voi olla, että eteläisen Suomen tiheä tiestö ja asutus yhdessä ovat hidastaneet lajin levittäytymistä uusille alueille. Pohjoiseen ja itään päin leviämistä rajoittaa lumipeitteen paksuus, mikä hankaloittaa talvista ravinnonsaantia ja siten yksilöiden selviytymistä talven yli. Toisaalta tihentynyt ilveskanta aiheuttaa kuolleisuutta ja näin rajoittaa valkohäntäkauriin leviämistä asuttamattomiin, lajin kannalta hyviin elinympäristöihin. Aikuiset yksilöt ovat uskollisia vakiintuneelle elinpiirilleen (Tierson & Mattfeld 1985), mikä osaltaan voi hidastaa kannan levittäytymistä uusille alueille.

On huomattava, että tässä raportissa esitetyt tulokset yleistävät valkohäntäkauriin talviaikaista elinympäristönvalintaa. Elinpiiritutkimusten perusteella on todettu, että aikuisten naaraiden elinpiiri on suurempi kesällä kuin talvella (Tierson & Mattfeld 1985), ja yksilöt myös liikkuvat kesällä aktiivi-

sesti (Niemi ym. 2013), mikä kasvattaa liikenneonnettomuuksien riskiä kesäisin. Elinkierron eri vaiheissa yksilöiden liikehdinnässä on vaihtelua: esimerkiksi 1½–2½-vuotiaiden urosten on todettu tekevän vaelluksia uusille alueille (Tierson & Mattfeld, 1985). Nuorten yksilöiden riski joutua liikenteen uhriksi on korkeimmillaan touko-kesäkuussa. Syksyllä kiima-aikaan urokset hakeutuvat naaraiden seuraan ja liikkuvat silloin enemmän kuin muina vuodenaikoina, mikä lisää voimakkaasti törmäysriskiä liikenteen kanssa (Niemi ym. 2013). Lajin kotialueilla Pohjois-Amerikassa liikkuvuuden kasvu näkyy selvänä piikkinä kolaritilastoissa, ks. aiheesta tehty kirjallisuuskatsaus (Niemi ym. 2013).

Valtaosa valkohäntäkauriin kannasta keskittyy Etelä- ja Lounais-Suomeen. Koska tieverkosto ja asutustiheys alueella ovat suuria, sinne keskittyvät myös haittavaikutukset. Tammisaaren populaation aiheuttamia haittoja asutusalueilla ja mahdollisia haittavaikutuksia luonnonympäristöön on karotettu kyselytutkimuksella ja kirjallisuuskatsauksella (Niemi & Nyman 2013). Vain häviävän pieni osa asukkaista koki valkohäntäkauriin haitalliseksi ja poistettavaksi. Sen sijaan 79 % vastaajista oli sitä mieltä, että kantaa tulisi rajoittaa asutusalueiden lähettäviltä (kansallispuiston rajojen ulkopuolelta). Asukaskyselyn avoimissa kommenttikentissä suuri osa vastaajista toi esiin valkohäntäkauriin ruokailusta aiheutuvat vahingot kuten esimerkiksi tuhot erilaisilla kasvimaille ja istutuksilla. Lisäksi vastauksissa ilmeni, että laidunnus on haitannut puuntaimien, varpujen sekä kukkakasvien uudistumista. Osa vastaajista oli huolissaan myös valkohäntäkauriin roolista puutiaisvälitteisten tautien (lähinnä borreliosisi) yleistymisestä. Huoli saattaa olla aiheellinen, sillä Pohjois-Amerikassa on todettu ihmisen borreliositapausten valkohäntäkauriskannan koon välinen positiivinen suhde (ks. kirjallisuuskatsaus, Niemi & Nyman 2013).

Valkohäntäkauriin mahdollisesti aiheuttamia paikallisia haittoja voidaan vähentää rajoittamalla kantaa metsästyksellä. Kantaa rajoitettaessa haittojen vähentämiseksi on kuitenkin huolehdittava siitä, että ongelma-alueella seurataan metsästyksen vaikutusta paikallispopulaation tilaan.

5.4. Saapumisriskin omaavat, muualla haitalliset vieraslajit

5.4.1. Rohmutokkoa on lähellä rajan takana



Kuva 30. Rohmutokko.

Rohmutokosta (kuva 30) voi tulla Suomelle uusi vieraskalalaji. Rohmutokko on lähtöisin Venäjän Kaukoidästä, Koillis-Kiinasta ja Korean niemimaan pohjoisosan alueilta. Amurjoen vesistöalueelta sitä tuotiin Eurooppaan ensin Pietarin seudulle 1900-luvun alussa ja toisen kerran 1940-luvulla Moskovan alueelle; perusteluina olivat akvaarioharrastus ja tieteellinen mielenkiinto aivokuumeesta ja malariaa levittävien hyttysten torjuntaan. Moskovassa rohmutokkoa istutettiin lammikkoihin, joissa se alkoi lisääntyä. Myös muualla akvaarioista päästettiin rohmutokkoja luontoon. Pietarin seudulla rohmutokko levittäytyi vähitellen Suomenlahden pohjukkaan asti. Moskovajokea pitkin rohmutokko pääsi Volgaan ja alkoi levittäytyä länteen. Ihmisen avustamana se on levittäytynyt Venäjän eteläisiin osiin, Baltian ja Itä-Euroopan maihin sekä Keski-Eurooppaan asti. Laji on päässyt myös Baikäljärveen, Bala-toniin ja Tonavaan (Reshetnikov & Ficetola 2011). Viron ensimmäiset rohmutokot löydettiin vuonna 2005 Narvasta, patoaltaan viereisestä lammikosta (Tambets & Järvekülg 2005, Tambets ym. 2010). Suomea lähimmät havainnot ovat Venäjältä noin 30 km päässä rajasta, Uuraan (Vysotsk) satamakau-pungista Viipurinlahden suulta (Reshetnikov 2010). Rohmutokkon esiintymisalueiden ja levittäytymisen perusteella tehtyjen ennustemallien mukaan laji saattaa jo lähitulevaisuudessa vallata Suomenlahden ja eteläisen Itämeren (Reshetnikov & Ficetola 2011).

Rohmutokko on isopäinen, melko suurisuinen ja vankkarakenteinen makeanveden kala. Sen pienet vatsaevät eivät ole kasvaneet yhteen, kuten alkuperäisillä tokoillamme, jotka kuuluvatkin eri heimoon. Leuat yltyvät silmien alle, ja suuri suu avautuu viistosti ylöspäin (Miller & Vasil'eva 2003). Rohmutokko elää lähinnä pienvesissä, joissa on runsaasti uposlehtisiä vesikasveja – matalissa lammissa, järvissä ja jokien hitaammin virtaavissa osissa. Se on ahne, moniruokainen peto ja voi kasvaa 25 cm pituiseksi ja noin 300 g painoiseksi. Se tulee sukukypsäksi noin 5–7 cm mittaisena ja voi elää 5–8 vuotta. Rohmutokko kutee kesällä parissa jaksossa pintaveden ollessa 15–22 °C lämpöistä. Koiras vartioi ja hoitaa hedelmöittämäänsä mätiä ja poikasiaan. Rohmutokko voi selvitä hengissä pohjaan asti jäätyneessä lammessa, ja se sietää myös reheviä ja vähähappisia olosuhteita.

Rohmutokko lisääntyy nopeasti, ja se on tehokas saalistaja. Runsastuttuaan se usein syrjäyttää alkuperäislajeja ja siten kaventaa monimuotoisuutta (Litvinov & O'Gorman 1996, Reshetnikov 2001). Sen on todettu vähentävän radikaalisti sammakkoeläinten toukkatiheyksiä (Reshetnikov 2001). Venäjällä rohmutokkon katsotaankin kuuluvan haitallisimpiin vieraslajeihin (Bogutskaya & Naseka 2002). Meillä rohmutokko on uhka ainakin vesiliskolle ja rupiliskolle. Elinympäristötietojen perusteella se voi olla haitallinen myös mateen- ja hauenpoikasille. Rohmutokkon invaasiovaara koskee suurta osaa läntistä Eurooppaa, ja laji voi helposti vakiintua meillekin. Suurempien petokalojen on sanottu voivan hillitä rohmutokkon runsastumista, mutta tämän varaan ei voida laskea.

5.4.2. Myyräekinokokkia löydetty Virosta ja Ruotsista

Ekinokokit ovat heisimatoihin kuuluvia lihansyöjien loisia. Heisimatojen elämänkiertoon kuuluu madon aikuisvaihe pääisännän ohutsuolessa ja toukkavaiheet väli-isännässä. Suomessa on tavattu ainoastaan *E. granulosus* -lajia (lajiryhmää). Ekinokokkien pääisäntinä toimivat monet lihansyöjäeläimet, kuten koira, susi ja kettu. Väli-isäntinä voivat toimia esim. lamma, nauta, poro, hirvi, sika (tai ihminen). Tässä yhteydessä käsitellään myyräekinokokkia (*Echinococcus multilocularis*) haitallisena vieraslajina, joka ei ole vielä levinnyt Suomeen.

Myyräekinokokkia ei ollut ennen talvea 2010–11 koskaan löydetty Fennoskandiasta, mutta sitä esiintyy laajalti Euroopassa ketuissa, esim. Sveitsissä, Puolassa ja Saksassa. Loista on kuitenkin esiintynyt Huippuvuorilla ja Tanskassa. Loinen on levinnyt myös Baltiaan ja sitä esiintyy Virossa. Talvella

2010–11 Ruotsissa tutkittiin yli 3000 kettua, joista neljä oli tartunnankantajia. Virossa vuonna 2003 tutkituista 17 ketusta neljällä oli näitä loisia.

6. Vieraslajien aiheuttamia haittoja ja hyötyjä

6.1. Vieraat kalalajit ja täplärapu

6.1.1. Mustatäplätokko haitallinen Itämeressä ja uhka sisävesienkin kaloille

Mustatäplätokko on aggressiivinen kilpailija, joka voi yleistyessään aiheuttaa alkuperäisten kalalajien vähenemisen ravinto- ja elintilakilpailun seurauksena (Corkum ym. 2004). Laji on vakiintunut jokseenkin kaikkialle, mistä sitä on havaittu. Keski-Euroopan joillakin joki- ja rannikkoalueilla mustatäplätokko on yleistynyt valtalajiksi. Pohjois-Amerikan Suurilla järvillä mustatäplätokko on valloittanut kolmessa vuosikymmenessä laajoja alueita, ja sen pelätään edelleen levittäytyvän uusille alueille jokia pitkin (Charlebois ym. 2001, Dillon & Stepien 2001).

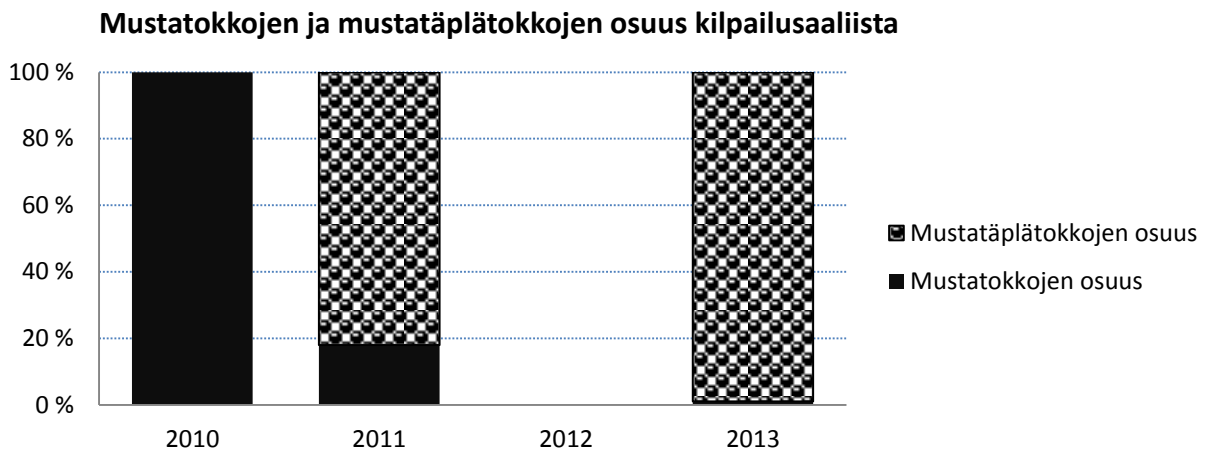
Mustatäplätokkon ravinto painottuu yleensä nilviäisiin (Pinchuk ym. 2003). Helsingistä saadut mustatäplätokot ovat syöneet myös merirokkoa (*Balanus improvisus*), jota sen tiedetään käyttävän muuallakin. Mustatäplätokko repii alustaan kiinnittyneen merirokon irti karheiden leukojensa ja pään vahvojen lihasten avulla, ja nieluluillaan se murskaa pienten simpukoiden kuoret (Pinchuk ym. 2003). Meillä sen on havaittu syöneen myös liejusimpukkaa, pieniä kotiloita ja katkoja (Urho & Pennanen 2011). Näin sen ravintokilpailu kampelan (*Platichthys flesus*) ja muiden pohjaeläinsyöjien kanssa on todennäköistä (Balshine ym. 2005, Karlson ym. 2007, Poos ym. 2010). Laboratoriokokein on osoitettu alkuperäislajien jäävän alakynteen ravintokilpailussa (Bergstrom & Mensinger 2009) ja suojapaikkojen suhteen (Janssen & Jude 2001, Dubs & Corkum 1996, Balshine ym. 2005). Kornis ym. (2012) listaa pohjaeläin- ja kalalajeja, jotka ovat kärsineet mustatäplätokkon kilpailusta ja saalistuksesta. Monimuotoisuuden (Krakowiak & Pennuto 2008) ja useimpien pohjaeläinten määrän (Lederer ym. 2006, Lederer ym. 2008) on todettu vähentyneen mustatäplätokkon läsnä ollessa. Mustatäplätokkon on todettu lisääntyvän paikallisesti niin, että sen tiheydet yltyvät jopa kymmeneen yksilöihin neliometrillä. Mustatäplätokkon suuret tiheydet, 0,1–40 yksilöä/m² (Johnson ym. 2005; Taraborelli ym. 2009; Vanderploeg ym. 2002, Kornis ym. 2013) tai jopa yli 100 yksilöä neliometrillä (Steinhart ym. 2004, Bunnell ym. 2005), ovat selitys siihen, että se voi syödä vähiin toisten kalojen mädin ja pienpoikaset (Chotkowski & Marsden 1999, French & Jude 2001, Steinhart ym. 2004). Runsaana esiintyessään mustatäplätokot käyvät ahnaasti myös onkijoiden syötteihin. Tietyillä paikoilla Belgiassa (Verreycken 2013) ja Suurilla järvillä niiden on todettu pahimmillaan haittaavan tai estävän muiden esim. ahvenkalojen kalastusta. Niinpä tietyillä alueilla saalis koostuu pääasiassa mustatäplätokosta (Kornis ym. 2012), vaikka kohteena olisivat muut lajit.

Meillä mustatokko (*Gobius niger*), kivisimppu (*Cottus gobio*) ja kivinilkka (*Zoarces viviparus*) saattavat menettää ravinnon lisäksi suoja- ja lisääntymispaikkoja mustatäplätokolle. Helsingissä mustatäplätokkon valtaamilta alueilta ei enää juuri saada mustatokkoja. Jatkossa mustatäplätokko voi ehkä haitata muiden lajien pyyntiä, kuten silakan ja muikun verkkokalastusta. Mustatäplätokko on potentiaalisena mädin ja poikasten syöjänä uhka jopa sisävesien kalastolle, jos se pääsee Saimaan kanavan kautta Vuoksen vesistöön.

Alkuperäisellä elinalueellaan mustatäplätokko on ruokakala, ja kenties se voi kelvata ruuaksi meilläkin (Urho & Pennanen 2011). Puolassa turska ja merimetso ovat alkaneet saalistaa mustatäplätokkoa. Hyvin todennäköisesti mustatäplätokko yleistyy meillä pohjanläheisen ravintoverkon merkittäväksi osaksi. Pidemmällä aikajaksolla vaarana ovat kuitenkin muualla havaitut negatiiviset ilmiöt. Mustatäplätokolta tunnetaan lähes sata loista (Verreycken 2013), ja sen on havaittu olleen virusperäistä verenvuotoseptikemiaa (VHS) aiheuttavan viruksen kantaja (Al-Hussinee ym. 2011). Samoin se on edistänyt toksisten aineiden, kuten elohopean, PCB:n ja PCN:n kertymistä ravintoverkon ylätasoil- le (Verreycken 2013). Pohjois-Amerikan Suurilla järvillä mustatäplätokko on tullut ravintoverkon osaksi siinä määrin, että se on tärkeä linkki vaeltajasimpukan (*Dreissena polymorpha*) ja lintujen välissä (Kornis ym. 2012). Vahvasti epäillään mustatäplätokkon olevan pääasiallinen välittäjä botuliini- hermomyrkyä siirtämisessä kaloja syöviin lintuihin (Hannett ym. 2011), mikä on johtanut lintubotu- lismiepidemian puhkeamiseen Suurilla järvillä (Yule ym. 2006).

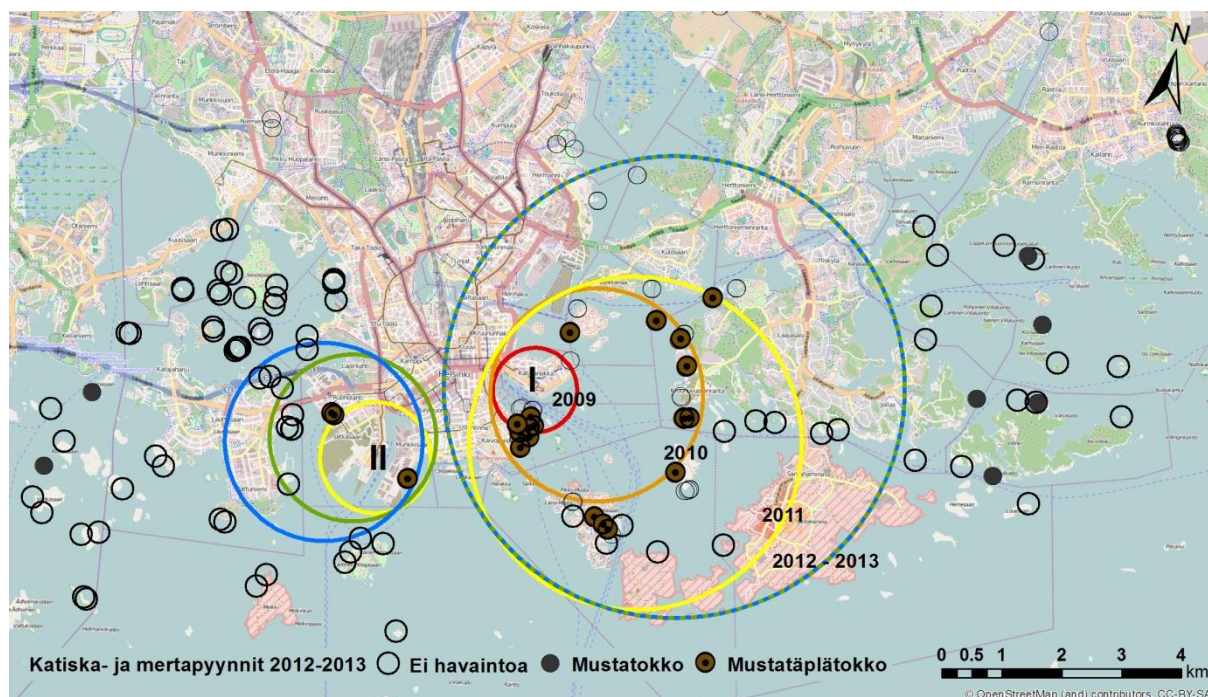
Mustatokko on paikoin jo selvästi taantunut Helsingissä

Mustatokon määrät alkoivat vähentyä Helsingissä muutamassa vuodessa mustatäplätokkon havaitse- misen ja yleistymisen jälkeen. Mustatokkojen osuus onkisaaliissa laski nopeasti muutamaa prosent- tiin (kuva 31). Mustatokkoa kookkaammaksi kasvavana, aggressiivisena pesäkolojen puolustajana ja petona mustatäplätokkon ylivalta olikin odotettavissa.



Kuva 31. Tokkojen saalisosuuksia Helsingin onkitapahtumissa. Vuonna 2010 kilpailussa ongittiin rajoitetulla alueella Ruoholahden kanavassa ilman erityistä kohdelajia. Vuosina 2011–2013 kilpailtiin laajem- min Helsingin merialueella tavoitellen mustatäplätokkoa.

Mustatokkoja saatiin tutkimuksissa ongella Katajanokan alueelta vielä vuonna 2009 yhtä paljon kuin mustatäplätokkoja, mutta vuosina 2012–2013 enää vain muutamia yksilöitä. Kontrollialueilta, Seuraasaarenselältä ja Vuosaaren Aurinkolahdesta, saatiin kuitenkin ongella kymmeniä mustatokkoja vuonna 2013. Merta- ja katiskapyyneissä vuosina 2012–2013 mustatokkoja ei juurikaan saatu mus- tatäplätokkon asuttamalta alueelta (kuva 32).



Kuva 32. Satunnaistetut koekalastuspaikat merroilla ja katiskoilla Helsingin ja Espoon merialueella 2012–2013. Pyydyksillä saatujen mustatokkojen (mustat pisteet) ja mustatäplätokkojen (mustaruskeat pisteet) havaintopaikat sekä ilman tokkosaalista koetut pyydykset (renkaat). Värilliset ympyrät kuvaavat mustatäplätokkon vuosittaista levittäytymistä oletetuista saapumiskeskuksista eri vuosina (vrt. kuva 7).

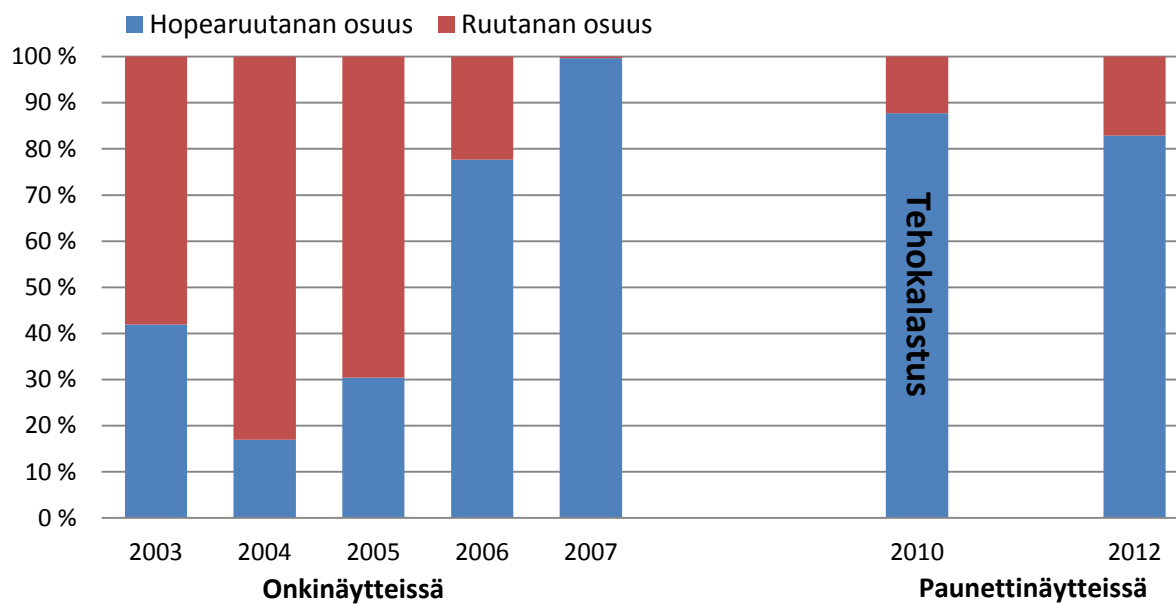
6.1.2. Hopearuutana täyttää lammet nopeasti ja muuttaa eliöyhteisöt

Hopearuutanan runsastumista edistävät sen tehokas lisääntyminen, monipuolinen ravintovalikoima ja sitkeähenkisyys (Szczerbowski 2002). Laji tulee toimeen talvella hapettomissakin olosuhteissa ja kestää ylireheviä ympäristöjä. Talven yli hopearuutana selviytyy ruutanan tavoin lihaksiin ja erityisesti maksaan loppukesällä ja syksyllä varastoidun glykogeenin avulla; tämän hapeton aineenvaihdunta on talvella mahdollista. Laji saavuttaa sukukypsyyden kahdessa tai kolmessa vuodessa ja kutee kesän aikana pariinkin kertaan. Hopearuutanasta tulee varsinkin pienvesissä ja petokalojen puuttuessa runsain laji, joka mullistaa koko ekosysteemin.

Salon altaissa suuria muutoksia

Onkijat olivat havainneet 2000-luvun alkuvuosina “kahdenvärisiä ruutanoita” Salon entisessä jätevesialtaassa. Näistä vaaleampi osoittautui vuonna 2005 hopearuutanaksi, kun lajin todettiin ilmestyneen vesiimme. Hopearuutanoiden osuus altaan onkisaaliissa kasvoi nopeasti (kuva 33). Onkikalojen suomunäytteiden iänmääritysten perusteella altaassa oli syntynyt runsas hopearuutanan vuosiluokka jo 2003.

Linnuistaan 1980–1990-luvuilla tunnetuilla Salon entisillä jätevesialtailla oli 2000-luvulla enää muutamia lintuja. Lammet olivat muuttuneet sameiksi, näkösyvyys oli enimmillään 10–20 cm, upolehtiset vesikasvit olivat taantuneet, ja sinileväkukinnat olivat tavallisia (kuva 34). Verkkosarjoilla tehdyissä koekalastuksissa 2008 ja 2010 altaissa havaittiin runsaasti hopearuutanaa ja ruutanaa. Altain tilan parantamiseksi aloitettiin tehokalastukset.

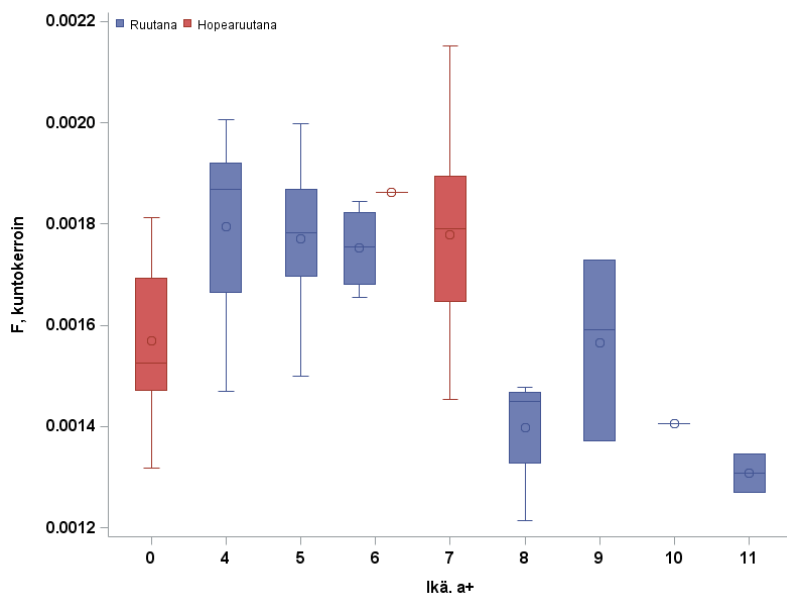


Kuva 33. Hopearuutan ja ruutan arvioidut osuudet Salon altaan 2003–2007 onkisaaliissa (vuodet 2003–2006 onkijoiden ilmoituksen perusteella) sekä 2010 ja 2012 avoperärysyjen saaliissa. Muiden kalojen osuus on jätetty vähäisenä huomiotta.



Kuva 34. Salon alimman lammikon vedenlaatu oli huono (22.4.2008) ennen tehokalastusta (kuva L. Urho).

Syksyllä 2010 poistettiin alimmasta, runsaan 11 ha altaasta avoperäryksillä eli pauneteilla noin 7 850 kg kalaa. Tästä määrästä hopearuutanoita oli otoksien osuuksien keskiarvona 76 % eli 5 966 kg (532 kg/ha). Kalojen lukumäärästä hopearuutanoita oli noin 88 %. Hopearuutanoiden runsain vuosiluokka oli 2003, mutta myös 2010 syntyneitä yksilöitä saatiin poistopyynnissä. Ruutanat olivat tuoloin keskikooltaan hopearuutanoita suurempia. Poistosaaliin otoksien nuorimmat ruutanat olivat nelivuotiaita, eli ruutanen lisääntyminen oli ollut tehotonta jo vuosien ajan. Ruutanoiden yleiskunto vaikutti heikolta, ja niiden kuntokertoimet (Fultonin kuntokerroin, $F=100 \times \text{paino g/pituus}^3 \text{ mm}$) pienenevät iän myötä. Hopearuutanoiden kuntokertoimissa ei ollut vastaavaa trendiä (kuva 35). Hopearuutana oli valta-asemassa tämän altaan kalastossa, johon aiemmin kuului jonkin verran myös ahvenia sekä salakoita, suutareita ja muita särkikaloja. Kalojen liikkuminen Halikonlahden ja sen kanssa lähes samassa tasossa olevan altaan välillä oli mahdollista purkupuutkea pitkin.



Kuva 35. Hopearuutanoiden ja ruutanoiden ikäkohtaiset kuntokertoimet Salon lammikon vuoden 2010 näytteissä. Avoin ympyrä on keskiarvo, poikkiviiva on mediaani, laatikko 75 % luotettavuusväli ja janoilla ilmaistu 95 % luotettavuusvälit.

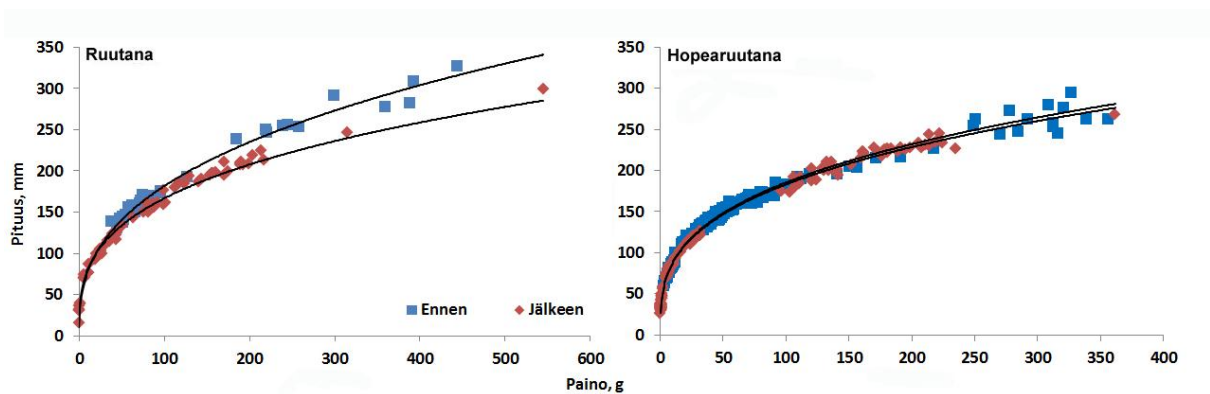
Tehokalastus kirkasti veden, uposlehtiset kasvit rehottivat ja ruutanoiden kunto koheni

Tehokalastusta seuraavana syksynä altaan vesi oli kirkkaampaa; pohja näkyi 0,8 m syvyyteen. Karvalehti ja muut uposlehtiset vesikasvit kasvoivat pintaan asti (kuva 36) täyttäen koko altaan vuonna 2012. Linnut palasivat, ja niitä levähti ja ruokaili altaalla muutamia satoja.



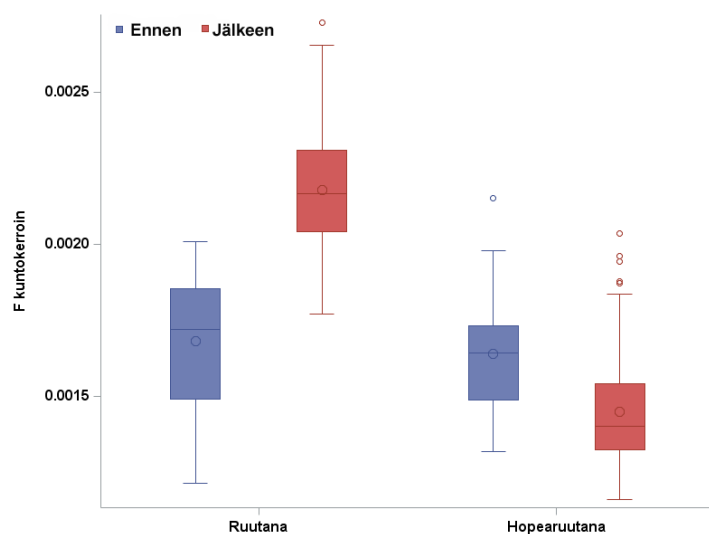
Kuva 36. Salon lammikossa 9.9.2011 noin vuoden kuluttua tehokalastuksesta vesi oli melko kirkasta, ja vesikasvillisuus oli selvästi runsastunut (kuva L. Urho).

Hopearuutanoiden pituus-paino-suhde ei muuttunut tehopyynnin seurauksena (kuva 37). Sen sijaan ruutanat olivat tehopyynnin jälkeen aiempaa tukevammassa kunnossa (kuva 37). Ruutanoiden kunto ja kasvu paranivat huomattavasti (kuvat 38–39). Ruutanat myös muuttuivat ruumiiltaan korkeammiksi. Hopearuutanoiden nuoruusvuosien kasvu nopeutui, mutta kuntokertoimet eivät merkittävästi muuttuneet tehopyyntiä edeltäneestä tilanteesta (kuvat 40–41). Muita kaloja saatiin koekalastuksissa edelleen vain pieniä määriä.

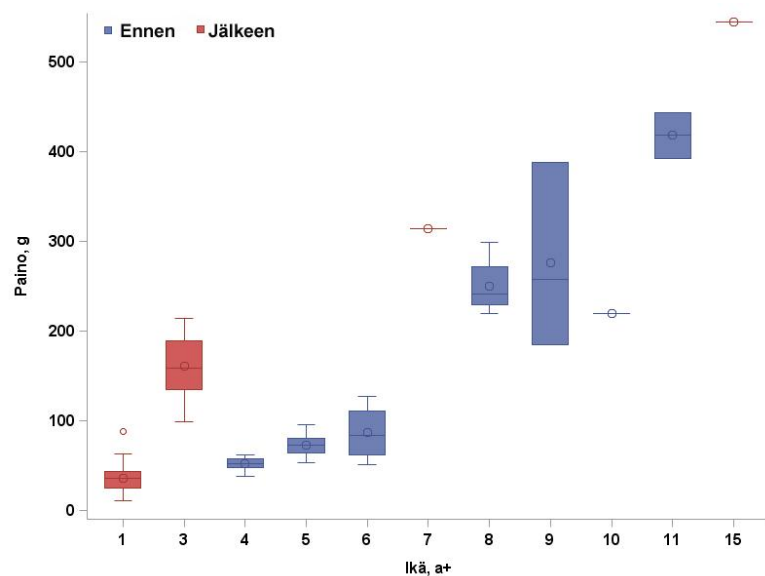


Kuva 37. Hopearuutanoiden (oikealla) ja ruutanoiden (vasemmalla) pituuden ja painon suhde ennen tehokalastusta (ruutanänäytteet 2010 poistopyynnistä) ja sen jälkeen.

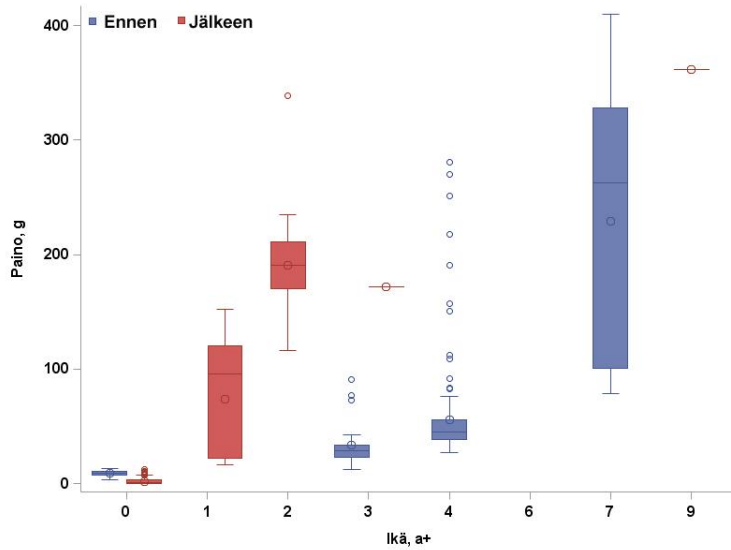
Haitallisten vieraiden kala-, rapu- ja nisäkäslajien leviäminen, tietoisuuden lisääminen ja hallinta



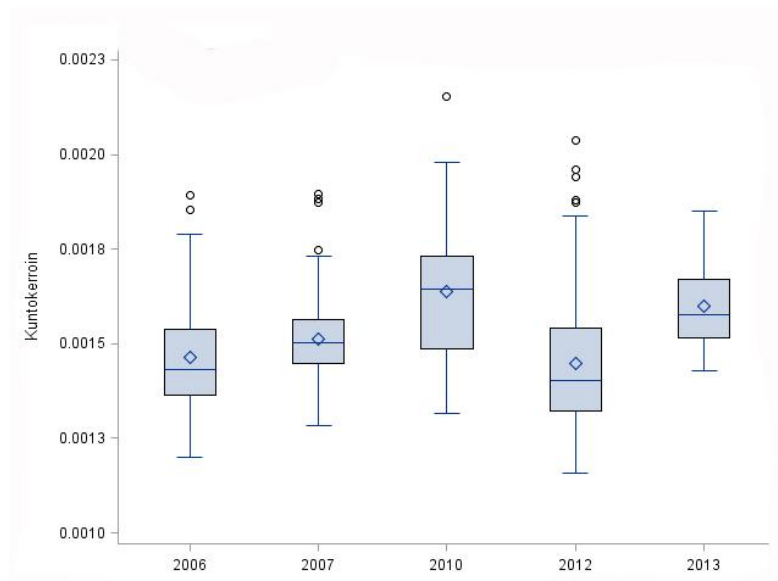
Kuva 38. Hopearuutanoiden ja ruutanoiden kuntokerroin ennen poistopyyntiä (2010) ja pyynnin jälkeen (2012). Avoin ympyrä on keskiarvo, poikkiviiva on mediaani, laatikko 75 % luotettavuusväli ja janoilla ilmaistu 95 % luotettavuusvälit. Erilliset pienet ympyrät ovat poikkeavia havaintoja.



Kuva 39. Ruutanan ikäkohtaisia painoja Salon altaassa ennen poistopyyntiä (2010 pyynti) ja poistopyynnin jälkeen (2012). Avoin ympyrä on keskiarvo, poikkiviiva on mediaani, laatikko 75 % luotettavuusväli ja janoilla ilmaistu 95 % luotettavuusvälit.



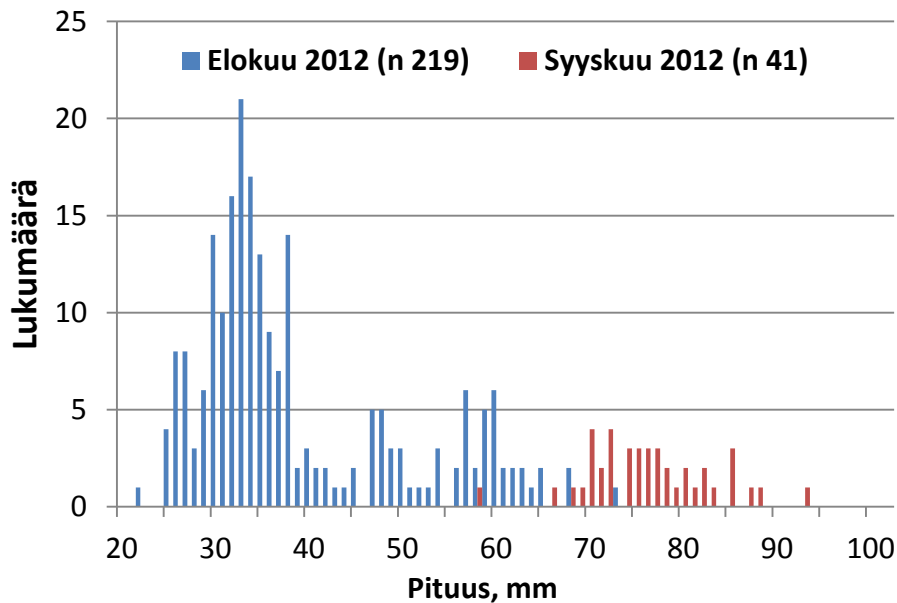
Kuva 40. Hopearuutanan ikäkohtaisia painoja Salon altaassa ennen poistopyyntiä ja sen jälkeen. Avoin ympyrä on keskiarvo, poikkiviiva on mediaani, laatikko 75 % luotettavuusväli ja janoilla ilmaistu 95 % luotettavuusvälit. Erilliset pienet ympyrät ovat poikkeavia havaintoja.



Kuva 41. Hopearuutanoiden keskimääräiset kuntokertoimet Salon altaassa vuosina 2006, 2007, 2010, 2012 ja 2013. Avoin ympyrä on keskiarvo, poikkiviiva on mediaani, laatikko 75 % luotettavuusväli ja janoilla ilmaistu 95 % luotettavuusvälit. Erilliset pienet ympyrät ovat poikkeavia havaintoja.

Niin ruutana kuin hopearuutanakin sietävät altaan ajoittaisia vähähappisia olosuhteita. Hopearuutana saattaa kyetä käyttämään hyväkseen altaan pohjaliejua eli detritusta ruutanaa paremmin, mikä osaltaan selittäisi sen menestystä tiheän kalakannan aikana. Tehokalastuksen jälkeen altaassa havaittiin runsaasti isokokoisia *Daphnia pulex* vesikirppuja, ja kalatiheys oli alhainen. Näissä oloissa sekä ruutanan että hopearuutanan kasvu parani huomattavasti, ja molemmat lajit tuottivat jälkeläi-

siä. Elokuussa 2012 altaan keskiosan poikasnuottasaaliissa oli samankesäisiä (0+) ruutanoita suhteessa 1:10 hopearuutanoiden eduksi. Altaan reunaosan nuottasaaliissa hopearuutanoiden osuus oli vielä suurempi. Ennen kalaston harvennusta hopearuutanat saavuttivat ensimmäisenä kasvukautenaan 6–8 cm pituuden. Kesällä 2011 syntyneet hopearuutanat kuitenkin kasvoivat 10–12 cm mittaan talveen mennessä. Hopearuutanalle on tavallista useiden kutukertojen tuottama monihuippuinen jakauma samankesäisten kalojen pituuksissa (kuva 42).



Kuva 42. Ensimmäisen kesän hopearuutanoiden pituusjakaumat Salon altaan elokuun nuottasaaliissa ja avoperärysän saaliissa syyskuussa 2012.

Salon toisesta, noin 17 ha altaasta poistettiin syksyllä 2011 yhteensä noin 12 430 kg kalaa (722 kg/ha). Poistosaaliista oli hopearuutanaa lukumääräisesti noin 55 % ja painosta 64 % (7 955 kg). Hopearuutanoiden runsaus oli alkanut näkyä altaassa vuonna 2009. Poiston jälkeisenä kesänä tässäkin altaassa havaittiin veden kirkastuneen ja vesikirppuja olevan massoittain. Näytekaloja ei vielä ole ehditty analysoida.

Hopearuutanoiden erikoiset lisääntymistavat ja geneettiset uhat muille kaloille

Hopearuutanoiden ensimmäinen kutujakso käynnistyy pintaveden ollessa 16–18 °C lämpöistä, ja kesällä on yleensä toinen kutujakso (Bagirova ym. 1990). Hopearuutanoiden kutu voi siis alkaa jo toukokuussa, aiemmin kuin ruutanalla, ja sen mätimunat ovat myös hieman kookkaampia (Kukuradze & Mariyash 1975, Szczerbowski 2002). Lisäksi koko populaatio voi koostua naaraista. Viikin hopearuutanoilla munarauhasten osuus kalan kokonaispainosta on ollut alkukesällä 10–20 %, ruutanoilla vastaavasti vain 5–10 %. Nämä tekijät selittävät hopearuutanoiden tehokkaampaa lisääntymistä ruutanaan nähden. Hopearuutana on nuorena nopeakasvuinen ja varsin vilkasliikkeinen.

Salon altailla ja Helsingin lammissa hopearuutanoiden populaatiot ovat koostuneet lähes yksinomaan naaraista. Nämä ovat lisääntyneet gynogeneettisesti, ilman hedelmöitystä, käyttäen hyväkseen muiden särkikalojen koiraita, ja jälkeläiset ovat olleet kloonattuja naarashopearuutanoita. Viikistä on löytynyt myös steriilejä yksilöitä, jotka mm. olivat keltaisempia kuin hopearuutanat yleensä.

Koiraita löytyi vasta vuonna 2013. Viikin lammen hopearuutanat poikkeavat muodoltaan hieman Salon altaiden kaloista, mikä viittaa eri kloonilinjoihin näissä paikoissa. Helsingin lammissa on alustavien tulosten mukaan kromosomistoiltaan sekä triploideja (3n) että tetraploideja (4n) hopearuutanoita.

Vanhankaupunginlahdesta on saatu huomattavan suurikokoisia hopearuutanoita, myös koirasyksilöitä. On epäilty, että osa yksilöistä voi olla risteymiä. Ruotsista todettiin geneettisessä tutkimuksessa naarashopearuutanana ja koirasruutanana risteymiksi yksilöt, jotka päällepäin näyttivät ruutanoilta. Nämä 1–3 kg painoiset yksilöt oli saatu Gotlannista ja Kalmarin pienestä purosta. Vielä tuolloin Ruotsista ei ollut määritetty yhtään hopearuutanaa (Wouters ym. 2012). Tšekin alueella todettiin erään joen näyteaineistossa parin prosentin verran vastaavanlaisia ensimmäisen polven risteymiä (Papoušek ym. 2008). Risteymillä voi olla merkitystä invaasion, uusien alueiden valloituksen aikana, samoin kuin itseään kloonaavalla triploidilla muodolla. Risteytyskokeissa on todettu, että joskus muiden lajien koiraiden geenejä voi "vuotaa" hopearuutanana jälkeläisiin, jotka ovat triploideja lajiristeymiä (Tóth ym. 2005). Triploidi naarashopearuutana voi lisääntyä myös suvullisesti oman lajin triploidin tai diploidin koiraan kanssa. Tällöin geneettinen rekombinaatio on mahdollinen jälkeläisissä (Kalous & Knytl 2011). Koiraiden ilmestyminen aiemmin vain naaraista koostuneeseen gynogeneettiseen hopearuutanana populaation on todettu mm. Tšekissä ja Venäjällä (Halačka ym. 2003, Vekhov 2008).

Kultakala on monin paikoin sekoittanut lisää *Carassius*-lajien ja muotojen yhteisöä. Kultakalan ja karpin risteytyminen on myös tavallista (Szczerbowski 2002). Ukrainassa, Dneprin keskiosalla vallitsevana muotona on diploidi kultakala, mutta tavataan myös triploidia hopearuutanaa sekä niin kultakalan ja ruutanana, hopearuutanana ja ruutanana kuin myös hopearuutanana ja kultakalan risteymiä, joista kaksi jälkimmäistä todennäköisesti tetraploideja (Mežžerin & Liseckij 2004). Samanlainen ilmiö suvullisesti lisääntyvien hopearuutanoiden yleistymisestä kultakalaristeymien vaikutuksesta on todettavissa Venäjällä laajemminkin (Vekhov 2008). Itävallassa hopearuutanana epäillään risteytyneen pienten lampien ruutanoiden kanssa (Gumpinger ym. 2008). Englannissa taas kultakala on risteytynyt ruutanana kanssa niin laajasti, että puhtaita ruutanakantoja on enää vaikea löytää (Hänfling ym. 2005).

Hopearuutanamassat muuttavat eliöyhteisöjen toimintaa ja tuotantoa

Hopearuutana voi kirjaimellisesti täyttää pienen lammen muutamassa vuodessa. Helsingin Viikin lammesta (0,25 ha) poistettiin vuosina 2011–2013 onkimalla yhteensä pari tuhatta hopearuutanaa, noin 284 kg/ha vastaava määrä ilman, että kannassa olisi huomattu selvää vähenemistä. Ensimmäinen runsas hopearuutanana vuosiluokka tässä lammessa oli 2007.

Viikin lammesta toukokuulta lokakuun lopulle ongittujen hopearuutanoiden suoli oli yleensä täynnä detritusta, tummaa pohjasedimenttiä. Hopearuutanana suoli on ohut ja noin viisi kertaa pidempi kuin itse kala. Balatonjärnessä detritus muodosti pitkien kasvukautta suuren osan, keskimäärin 43 %, hopearuutanana suolen sisällön tuorepainosta, ja toisella sijalla oli eläinplankton noin neljänneksen osuudella (Specziár ym. 1997). Sedimentin bakteeristo puolestaan on tärkein hopearuutanana suolen bakteeriyhteisöön ja sitä kautta myös kasvuun vaikuttava tekijä (Wu ym. 2013). Hopearuutanana tiivis siivilähampaisto mahdollistaa eläinplanktonin tehokkaan käytön. Viikissä hopearuutanana havaittiin syöneen toisinaan myös kanadanvesiruttoa (*Elodea canadensis*), rihmamaista viherlevää ja kesällä 2012 koivun siemeniä. Aikuinen hopearuutana voi havaintojemme mukaan saalistaa pieniä kalojakin. Hopearuutana on siis moniruokainen ja ilmeisen tehokas ravinnonkäyttäjä.

Salon tutkimusaltaasta poistettiin syksyllä 2010 hopearuutanan biomassaa noin 53 g/m². Viikin lammesta poistettiin hopearuutanaa vuoden 2012 aikana noin 12 g/m² ja seuraavana vuonna noin 9 g/m². Unkarissa Pikku-Balatonin kosteikkoalueella hopearuutanan biomassaksi arvioitiin enimmillään 90 g neliömetrillä (Paulovits ym. 1998). Tšekissä Dyje-joen alaosilla hopearuutanaa arvioitiin olevan 390 kg hehtaarilla eli 39 g/m² (Lusk ym. 2010). Tällaisilla määrillä on väistämättä seurauksia ekosysteemille; vesialueen tuottavuus ja kalojen kokonaistuotanto voi hopearuutanan vaikutuksesta kasvaa, mutta se tapahtuu muiden kalojen kustannuksella. Pohjasedimentin käyttö samentaa vettä ja vapauttaa ravinteita levien käyttöön. Planktonlevät runsastuvat, mutta niitä käyttävällä eläinplanktonilla ei ole selviytymismahdollisuuksia hopearuutanamassojen seassa. Kilpailu ravinnosta ja tilasta aiheuttaa alkuperäisten kalalajien hupenemisen eikä niiden tilannetta ainakaan helpota triploidin hopearuutanan seksuaalinen loisinta mm. lahnan, pasurin, särjen ja suutarin kanssa (Lusk ym. 2010).

Hopearuutanan leviämisestä luonnonvesiin ja viljelyaltaisiin on kielteisiä kokemuksia mm. Unkarista ja Tšekistä (Kukuradze & Mariyash 1975, Holčík & Žitňan 1978, Lusk ym. 2010) ja nyttemmin myös Etelä-Euroopasta. Taloudellisesti arvokkaampi kalasto yleensä taantuu hopearuutanan runsastuessa, kuten kävi Tonavan suistossa, missä myös vedenlaatu heikkeni (Cowx 1997). Ruutanan taantumisen Tonavan suistossa ja yläosilla on yhdistetty hopearuutanan runsastumiseen (Kukuradze & Mariyash 1975, Stein & Geldhauser 1992).

Euroopan puoleisen Venäjän koillisella alueella hopearuutanaa on löydetty lähes pohjoiselta napapiiriltä saakka (Solovkina 1969). Pitkän ja kylmän talven oloista lähteneenä lajina se luultavasti pystyy menestymään meillä pohjoisessa jokseenkin Rovaniemelle asti. Tosin hopearuutana näyttää hyötyvän lämpenemisestä. Sisävesiin päästessään hopearuutana saattaa valloittaa ainakin monet lintujärvinä tunnetut rehevät pienvedet.

6.1.3. Puronieriä uhkana taimenelle kylmissä latvavesissä

Puronieriä kilpailee tilasta ja ravinnosta taimenen (*Salmo trutta*) kanssa, vaikkakin vaikutusmekanismeista on ristiriitaista tietoa (Korsu ym. 2009). Esimerkiksi Kemijoen latvoilla tehdyissä tutkimuksissa on havaittu puronieriän aiheuttaneen alkuperäisten purotaimenkantojen taantumista vain alle seitsemän metrin levyisissä virtavesissä (Korsu ym. 2008).

Puronieriä sietää melko hapanta, humuksista vettä ja pystynee joillakin alueilla hyödyntämään pienten purojen resursseja taimenta paremmin. Se varttuu nopeasti sukukypsäksi; jo 16–17 cm pituinen naaras voi tuottaa mätiä. Näin puronieriän kannat muodostuvat usein tiheiksi. Monissa Ylä-Kemijoen sivuhaaroissa puronieriä on runsastuessaan syrjäyttänyt alkuperäisen taimenen ja muut kalat. Sama kehitys on havaittu paikoin myös lijoen keskiosan alueella. Suurten jokien latvavesien alapuolisilla osilla taimen pystyy rinnakkaiseloon puronieriän kanssa. Alkuperäisten taimenkantojen heikkeneminen voi jatkua, ja kantoja voidaan menettää, jos puronieriän leviämistä ei saada hallintaan.

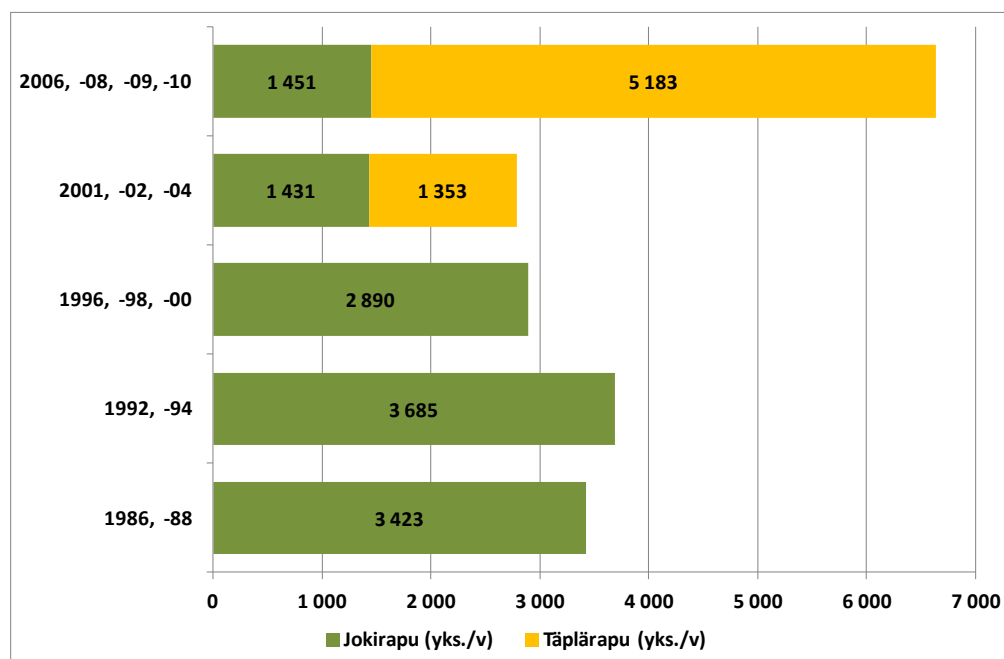
Puronieriän istutukset ovat paikoin monipuolistaneet virkistyskalastajien saalismahdollisuuksia, mutta latvavesien tiheiden kantojen pienikokoiset saaliskalat eivät houkuttele kalastajia.

6.1.4. Täplärapu kaventaa jokiravun elinmahdollisuuksia mutta elvyttää raputaloutta

Täpläravun aiheuttama haitta kohdistuu lähinnä jokirapuun, jonka se syrjäyttää esiintymisvesistään voimakkaana kilpailijana, mutta ennen muuta rapuruton kantajana. Samanaikaisesti on kuitenkin

todettava, että jo ennen täplärapujen 1980-luvun lopulla alkaneita laajempia kotiutuksia jokirapu oli pääosin hävinnyt alkuperäiseltä levinneisyysalueeltaan vuonna 1893 maahan tulleen rapuruton johdosta.

Rapurutto hävitti kukoistavan raputalouden ja siihen liittyvän ravustuskulttuurin Etelä-Suomesta lähes sadaksi vuodeksi. Täplärapu on sen nyttemmin osittain palauttanut, mikä näkyy virkistyskalastajien rapusaaliiden kehityksestä (kuva 43).



Kuva 43. Rapusaaliiden kehitys viisivuotisjaksoissa 1985–2010 vapaa-ajankalastuksen saalistilastojen mukaan (pystyakselilla kunkin viisivuotisjakson tilastovuodet).

Täplärapukantojen menestyminen Suomen suurissa järvissä on johtanut siihen, että laji on ilmestynyt myös rekisteröityneiden ammattikalastajien saaliisiin. 2000-luvun ensi kymmenellä ammattikalastajien rapusaaliit ovat yli viisitoistakertaistuneet. Täplärapu oli vuoden 2010 sisävesien ammattikalastuksen saalistilastoissa muikun ja kuhan jälkeen kolmanneksi tärkein saalislaji (Savolainen ym. 2012).

Täpläravun onnistuneet kotiuttamiset ovat myös elvyttäneet ravustuskulttuuria ja johtaneet rapukaupan ja -jalostuksen suotuisaan kehitykseen, mikä on osaltaan vähentänyt makeavesirapujen tuontia. Täplärapu on tällä hetkellä myös Euroopan taloudellisesti tärkein sisävesien rapulaji (Kansallinen rapustrategia 2013–2022, Työryhmämuistio MMM 2012:10). Toistaiseksi täpläravun ei ole osoitettu olevan ekosysteemitasolla ravintoverkossa haitallinen vieraslaji (Ruokonen 2012). Joki- ja täpläravun mahdollisia eroja ekosysteemeissä on tutkittu vähän, mutta nykyisten tietojen nojalla vaikuttaa siltä, että erot ovat hyvin vähäisiä (Ercoli, julkaisematon). Mikäli näin on, saattaa täplärapu palauttaa ravintoverkkojen toimintaa lähemmäs sitä tilannetta, mikä vallitsi ennen kuin rapurutto romahdutti alkuperäisen jokirapukannan.

6.2. Vieraat nisäkäslajit

6.2.1. Minkin vaikutuksista alkuperäislajistoon tietoa vain saaristoalueilta

Niissä maissa, joissa minkin vaikutusta alkuperäislajistoon on tutkittu, on havaittu sen vaikuttaneen tiettyyn osaan maassa pesivistä linnustosta, joihinkin jyrsijä- ja sammakkoeläinlajeista sekä osaan muista näätäeläimistä (Bonesia & Palazonb 2007). Ennen minkin tuloa Suomesta puuttui merilintuja saalistava näätäeläin, sillä vesikko (*Mustela lutreola*) ei viihtynyt saaristossa (Dunstone 1993). Saalistukseen sopeutumattomat alkuperäislajit ovat erityisessä riskiryhmässä tulokaspetojen suhteen. Suomessakin osoittautui, että minkki verottaa etenkin riskilän (*Cepphus grylle*) kantoja (Hario 1979; Hario ym. 1986). Ruokkilinnut ovat erityisen alttiita minkin saalistukselle sillä ne ovat minkille sopivan kokoisia ja pesivät yhdyskunnissa. Minkki voikin tuhota merkittävän osan pesimäkannasta (Hario 1979, 2002). Minkkipoisto Saaristomerens kansallispuistossa vaikutti elvyttävästi tukkasotkan, karikon ja riskilän kantoihin (Korpimäki & Nordström 2004). Ruotsin esimerkki kuitenkin osoittaa, että merilinnut voivat sopeutua hyvin nopeasti minkin läsnäoloon (Gerell 1968, 1985). 1950-luvulla merilinnusto kärsi minkin saalistuksesta ja yhdyskunnat muuttivat kauemmas merelle. Myöhemmin yhdyskunnat kuitenkin palasivat mantereeseen lähellä oleville saarille ja osoittivat sopeutumiskykynsä. Merilinnuista haahka näyttäisi kestävänsä hyvin minkin läsnäoloa, ja keskeisenä syynä lienee kokemuksen tuoma varovaisuus (Gerel 1985; Hario & Selin 1986, 1988; Korpimäki & Nordström 2004). Merihanheen ei minkkien poistolla Saaristomerellä havaittu vaikutusta (Korpimäki & Nordström 2004). Touko-heinäkuussa lintujen osuus minkin ravinnosta on suuri etenkin saaristossa, missä minkin ei kuitenkaan ole juuri havaittu syövän munia (Gerell 1985, Niemimaa & Pokki 1990). Mantereellä tehdyissä minkkien poistoista ei ole tuloksia Suomesta.

Kautta esiintymisalueensa minkki on osoittanut saalislajistonsa joustavuuden, ja sitä kautta sen vaikutus alkuperäiseen lajistoon on myös osoittautunut hyvin vaihtelevaksi yleisesti pienestä vaikutuksesta paikallisesti erittäin merkittävään vaikutukseen (yhteenveto: Bonesia & Palazonb 2007). Suomessa, kaloista simpukat, ahvenet ja kivinilkat kuuluvat ulkosaaristossa minkin saalisvalikoimaan, ja kala on ratkaisevassa osassa minkin selviytymisen kannalta. Ulkosaaristossa lintujen osuus minkin ravinnosta on suurimmillaan kesäkuussa ja pikkujyrsijöiden osuus vaihtelee niiden kannanvaihtelujen mukaan. Minkki saalistaa myös sammakoita ja voi vaikuttaa negatiivisesti niiden kannankehitykseen (Ahola ym. 2006, Banks ym. 2008, Salo ym. 2010). Minkeillä saattaisi olla lisäksi vaikutusta rapukantoihin.

Minkki ei ole kuitenkaan osoittautunut aivan niin vahingolliseksi kuin alun perin pelättiin, sillä yleisesti ottaen vesilintukantamme ovat runsastuneet osin samaan aikaan minkin kanssa. Vanhastaan esille tuodun lajiparin, vesikon ja minkin, kohdalla ei ole voitu osoittaa vesikon alamäen Suomessa johtuvan minkin tulosta. Vesikkokanta oli romahtanut jo ennen minkin runsastumista. Minkin on epäilty kilpailevan myös saukon kanssa, mutta ainakin saukkokannan pitkään jatkunut elpyminen osoittaa toisin. Monilla alueilla, joille saukko on palannut, minkki on joutunut väistymään.

Laajalle levinnyttä minkkiä voitaisiin hyödyntää indikaattorilajina ympäristön tilasta esimerkiksi vesistöjen tilaan liittyvistä terveysriskeistä, sillä se käyttää paljon vesieläimiä (kaloja, rapuja, simpukoita) ravintonaan. Minkin käyttö ympäristön raskasmetallipitoisuuksien ilmentäjänä juontaa 1960- ja 1970-luvuilta. Minkin tehokas metsästys lähes vuoden ympäri ja kohtalaisen suuret saalismäärät mahdollistaisivat kattavien näytteiden keräämisen melko pienellä vaivalla. Tätä on jo hyödynnetty esimerkiksi Ruotsissa (Persson ym. 2012).

6.2.2. Supikoira kasvattaa tautiriskiä ja on merkittävä peto saaristossa

Petojen vaikutusta saaliseläinkantoihin on vaikeaa tutkia, sillä muita merkittäviä tekijöitä kuten ympäristöolojen tai tautien yhtäaikaista vaikutusta ei pystytä sulkemaan pois. Vieraslaji supikoiran levittäytymisen alkuvaiheissa mielikuvissa eli näkemys lajin suuresta haitallisuudesta alkuperäislajistolle. Aihetta selvittäneiden tutkimusten tulokset eivät kuitenkaan ole vahvistaneet tätä mielikuvaa. Saadut tulokset eivät myöskään ole yksiselitteisiä, vaikkakin valtaosassa tutkimuksia supikoiralla ei ole osoitettu olevan merkittäviä vaikutuksia paikalliseen lajistoon, muutamia alueellisia poikkeuksia lukuun ottamatta. Supikoiran ei ole voitu osoittaa kilpailevan minkään alkuperäisen lajin kanssa, vaikka kilpailu olisi alkuperäisten keskikokoisten nisäkäspetojen ravintovalikoiman päällekkäisyyksin perusteella teoriassa mahdollista. Saariympäristössä supikoiran saalistuksella on osoitettu olevan vaikutusta osaan paikallisesta lintulajistosta. Manneralueilla sekä ravintokoostumustutkimukset että petopoistokokeet ovat pääosin kumonneet supikoiran negatiivisen vaikutuksen riistaeläinlajeihin. Osassa petopoistokokeita tiettyjen seurannassa olleiden lintulajien runsaudet jopa pienentyivät supikoiratiheyksien pienentyessä ja kasvoivat yhdessä supikoiratiheyden kasvun kanssa (Kauhala 2004). Pienialaisessa petopoistokokeessa pääkaupunkiseudun lintuvesiltä ei kaikilta mukana olleilta alueilta saatu tuloksia, mutta saadut tulokset viittasivat siihen, että supikoiralla oli kyseisellä alueella merkitystä osan kosteikkolintulajien pesimämenestykseen (Väänänen ym. 2007). Käytetyn tutkimusasetelman takia ei muiden petojen, kuten kettu ja varislinnut, tai ympäristöolojen vaihtelun, kuten sää, vaikutuksia poikueiden määrään voitu kuitenkaan rajata tuloksien ulkopuolelle.

Saariympäristöstä on joillakin alueilla viitteitä siitä, että paikallisten sammakkokantojen romahdukseen saattaa liittyä supikoiran saalistus. Koska supikoiran ravintovalikoima voi vaihdella suuresti, on mahdollista että supikoiran saalistuksen vaikutuksessa voisi olla suuria alueellisia eroja. Vaikuttaa kuitenkin siltä, että monilla alueilla supikoira on sopeutunut hyvin osaksi paikallista eliöyhteisöä. Paikallisesti ja erityisen herkillä alueilla supikoira saattaa olla vaaraksi tietyille vesilinnuille ja sammakkoeläimille. Erityisesti suojelualueilla saattaa olla tarvetta pitkäkestoiselle ja intensiiviselle supikoirakannan säätelylle. Supikoiran vaikutuksien selvittäminen alkuperäislajistoon kaipaa kiireellisesti lisää tutkimusta Euroopan mittakaavassa.

Tarkasteltaessa supikoiraan vieraslajina liittyviä riskitekijöitä, on nykyisen tutkimustiedon valossa todennäköisintä, että supikoiran rooli monien sairauksien ja loisien kantajana ja levittäjänä tulee olemaan ekologiselta ja taloudelliselta merkitykseltään suurin lajin aikaansaama riski- ja häiritsevä tekijä sekä koko Euroopan että pohjoismaiden mittakaavassa (mm. Holmala & Kauhala 2006). Merkittävimmät supikoiraan liittyvät terveysriskit Euroopassa ovat rabiesvirus ja loistaudit ekinokokkoosi (*Echinococcus multilocularis* loinen), kapi (*Sarcoptes scabiei*) ja trikinelloosi (*Trichinella* lajit), joiden kaikkien potentiaalinen kantaja ja levittäjä supikoira on (Oivanen ym. 2002, Oksanen & Lavikainen 2004). Näistä kapia ja trikinelloosia esiintyy tänä päivänä sekä Suomessa että muissa pohjoismaissa. Jo tapahtuneiden supikoiratiheyksien kasvamisen ja esiintymisalueen laajenemisen Suomessa on osoitettu liittyvän myös muissa lajeissa (kettu ja ilves) tavattavan trikinelloosin esiintymisen yleistymiseen. Potentiaalisista riskeistä lähialueilla on *E. multilocularis* loista tavattu supikoirissa Latviassa ja ketuissa Virossa. Ekinokokkoosia on tavattu myös Etelä-Ruotsissa ketussa, mutta tartuntalähteenä on osoitettu olevan lemmikkikoiran.

6.3. Loiset ja taudit

6.3.1. Rapurutto on taloudellisesti haitallisimman vieraslaji sisävesillä

Rapurutto, *Aphanomyces astaci*, on listattu maailman 100 haitallisimman vieraslajin joukkoon (http://www.issg.org/worst100_species.html). Näkyvät haitat ovat taloudellisia ja johtuvat alkupe-
räisten, tuottavien ja rapurutolle hyvin heikosti vastustuskykyisten rapukantojen romahtamisesta. Ekosysteemitasolla muutoksien on myös oltava merkittäviä, onhan rapuruton vuoksi ravintoverkosta poistunut hyvin suurikokoinen kaikkiruokainen pohjaeläin. Ekosysteemivaikutuksia ei ole kuitenkaan juuri tutkittu. Lähinnä joissakin yhteyksissä on arvioitu vesien umpeenkasvun kiihtyvän rapukannan hävittyä.

Ennen vuotta 2000 on laskennallisesti menetetyin jokirapusaaliin arvo maahamme ensinnä tul-
leen As-tyyppin rapuruton vuoksi varovaisesti arvioitu olevan lähes seitsemän miljoonaa euroa vuo-
dessa, yhteensä aikavälillä 1910–2000 lähes 630 miljoonaa euroa (Pursiainen ja Viljamaa-Dirks 2014). Suomessa rapurutto on epäilyksittä taloudellisesti merkittävin luonnonvaraisiin lajeihin vaikuttava sisävesien tauti- ja vieraslajiongelman (Viljamaa-Dirks ym. 2008). Tässä on kyse pelkästään menetetyin saaliin arvon suuruusluokasta, kerrannaisvaikutukset nostavat taloudellisen haitan suuruutta merkittävästi.

6.3.2. Myyräekinokokki – ikävä uhka

Ekinokokki-heisimadot elävät muutaman kuukauden vahingoittamatta pääisäntäeläimensä suolta. Väli-isännissä ja ihmisessä *E. multilocularis* voi aiheuttaa monilokeroisia rakkuloita, joita kehittyy yleensä maksaan. Ekinokokkoosi on *Echinococcus*-sukuun kuuluvien pienikokoisten heisimatojen toukkamuotojen aiheuttama ihmiselle vaarallinen tauti. Ihmiselle tartunta voi olla jopa hengenvaaral-
linen. Taudin itämisaika on erittäin pitkä, 5–15 vuotta. Ekinokokkimatojen munat leviävät ympäris-
töön pääisännän ulosteissa. Munat kestävät hyvin kylmyyttä, mutta eivät kuumuutta, kuivuutta tai suoraa auringonvaloa. Väli-isäntä saa tartunnan nielemällä munia ruoan tai juoman mukana. Väli-
isännän elimistöön muodostuu toukkarakkuloita, joissa on massoittain ekinokokin mikroskooppisen pieniä toukkia. Kun pääisäntä syö rakkulan, se saa tartunnan, jolloin toukista kehittyy suolessa aikui-
sia heisimatoja.

Ihminen voi saada tartunnan loista kantavan pääisännän, ketun ulosteesta mutta myös koirien, kissojen, supikoirien tai susien ulosteesta tai niiden ulosteen saastuttaman veden, marjojen tai sienien välityksellä. Ihmiset voivat saada tartunnan myös lemmikkieläimien turkkiin tarttuneista madon munista.

7. Vieraslajien torjunnasta ja torjuntamahdollisuuksista

7.1. Vieraat kalalajit ja ravut

7.1.1. Mustatäplätökon leviämisen estämisessä laivat keskeisessä asemassa

Itämeressä kaikki mustatäplätökon esiintymät ovat tiettävästi satamien lähellä, ja näiltä alueilta ne ovat levittäytyneet vähitellen laajemmalle. Mustatäplätökko muodostaa tiheitä populaatioita, ja esimerkiksi Puolassa ja Virossa se on paikoin tullut kalaston valtalajiksi.

Mustatäplätökon leviämistä on Pohjois-Amerikan Suurilla järvillä yritetty estää erilaisin keinoin. Lajin pääsyä Simcoe-järveen yritettiin estää rotenon-käsittelyllä, millä yksilömäärät vähenivätkin jyrkästi, mutta estäminen ei täysin onnistunut (Cudmore & Koops 2007).

Tärkeimpänä toimenä mustatäplätökon leviämisen estämiseksi tulisi säädellä painolastivesien vapauttamista ja ottoa satama-alueilla. Painolastyleissopimus pitäisi saada ilman poikkeuksia heti käytäntöön uusien levittäytymisten rajoittamiseksi. Erityisesti lajin leviäminen sisävesiin Saimaan kanavan kautta tulisi estää. Tämä vaatisi ainakin painolastivesien päästökiellon makeisiin vesiin.

Painolastivesien oton ajankohdalla ja ottosyvyydellä voi olla jonkinlaista vaikutusta mustatäplätökkojen siirtymiseen. Kirjallisuustietojen perusteella mustatäplätökon poikaset nousevat mahdollisesti avoimeen veteen yöaikaan (Hensler & Jude 2007). Tarkempien ohjeiden laatimiseksi mustatäplätökon poikasten esiintymistä eri syvyyksissä ja eri aikoina tulisi kuitenkin selvittää.

Realistisia mahdollisuuksia mustatäplätökon leviämisen pysäyttämiseen on kovin vähän. Lajin etenemistä voidaan ehkä hidastaa, jos siitä tiedottamista lisätään, leviämisen seuranta jatketaan ja lajiin kohdistetaan kalastusta. Kehittämällä mustatäplätökon ja samoilla habitaateilla elävien alkupe räislajien seuranta, voitaisiin päästä kiinni mustatäplätökon aiheuttamiin runsaussuhteiden muutoksiin ja muihin haittavaikutuksiin uusilla alueilla.

Mustatäplätökon torjuntatoimia ei meillä vähäistä tiedottamista lukuun ottamatta ole tehty. Mustatäplätökkoa voi pyytää perinteisillä kalastusvälineillä kuten ongella tai pilkillä. Sitä saadaan myös katiskoilla, verkoilla ja rysillä. Puolassa ankeriaankalastuksen venekohtainen sivusaalis mustatäplätökkoja saattaa olla 50 kg päivässä (Skora 1997). Sisävesissä tehokkain pyyntitapa on sähkökalastus, joka on kuitenkin erikoisluvanvaraista. Leviämistä tulisi jatkossa seurata ja poistaa kaikki kiinnisaadut yksilöt. Yksistään mustatäplätökkojen ongintakilpailussa Helsingissä 2013 poistettiin noin 12,5 kg tokkoja. Mustatäplätökkoa ei missään nimessä saa siirtää tai käyttää edes syöttinä alueilla, joilla lajia ei vielä esiinny. Pohjois-Amerikassa yksi todennäköinen leviämistapa on ollut elävien syöttien kauppa.

7.1.2. Hopearuutanaa voi vähentää tehopyynnillä ja mahdollisesti petokalojen avulla

Hopearuutanan hävittäminen on erittäin vaikeaa sen sitkeyden ja naaraskloonien valtavan lisääntymispotentiaalin vuoksi. Hopearuutanan kannat toipuvat harvennusten jälkeen ennalleen kolmessa neljässä vuodessa. Tästä huolimatta hopearuutanan poisto lammista ja lammikoista olisi tärkeää, sillä lisääntymisalueina toimivat paikat tuottavat nuoria yksilöitä myös lähivesiin ja muodostavat riskin hopearuutanan siirroille uusiin paikkoihin. Poistopyyntiin, jopa hopearuutanan täydelliseen poistoon, voi olla tarvetta myös ympäristön tilasta huolehtimisen vuoksi.

Tietoa hopearuutanan torjunnasta muualla Euroopassa on toistaiseksi niukasti. Meillä sen poistopyyntiä on kokeiltu Salon kahdella altaalla ja Viikin lammikolla. Näissä toisistaan poikkeavissa paikoissa myös pyyntimenetelmien toimivuus oli erilaista. Salon matalista altaista onnistuttiin poistamaan avoperärysillä muutamassa viikossa suurin osa hopearuutanoista (ja ruutanoista), minkä seurauksena altaiden vedenlaatu koheni ja eliöyhteisössä näkyi myönteisiä muutoksia. Ilmeisesti saavutetut hyödyt jäävät kuitenkin lyhytaikaisiksi, sillä jäljelle jääneet hopearuutانات kasvavat ja lisääntyvät altaissa räjähdymäisesti. Helsingin Viikin lammikko on syntynyt kaivamalla noin 50 vuotta sitten ja muuttunut vähitellen luonnon lammen suuntaan. Sen valuma-alue on hyvin pieni, ja lampi täyttyy lähinnä pohjavedestä. Happikatoja lammessa on useina talvina. Se on ollut uimareidenkin käytössä, mutta viime aikoina mm. vesikasvillisuuden runsastuminen on koettu haitaksi. Viikin lammessa avoperäryksään ei viikon pyyntijaksolla elokuussa 2012 mennyt juuri lainkaan hopearuutanoita, mutta muita kaloja sillä saatiin jonkin verran. Onkimalla lammesta saatiin useampana vuonna jokseenkin koko avovesikauden ajan melko pienellä pyyntiponnistuksella kymmeniä kiloja hopearuutanoita – ja usein vain tätä lajia. Viikin lammen kalaston harvennuksella ei toistaiseksi ole saavutettu eläinplanktonin runsastumista. Lammen ruutanoiden ja hopearuutanoidenkin kasvu elpyi vuonna 2013. Keväällä 2013 lampeen siirrettiin noin 50 aikuista ahventa, joiden toivottiin syövän nuoria hopearuutanoita ja allikkosalakoita (*Leucaspis delineatus*). Ahventen saalistuksen vaikutuksista ei ole vielä tietoa.

Ongintaakin voi siis käyttää hopearuutanan vähentämiseen. Hyvästä saaliista huolimatta onkijoiden mielenkiinto lajia kohtaan saattaa hiipua, kuten on ilmeisesti jo käynyt Tšekin Dye-joella (Lusk ym. 2010). Pienten, eristyneiden lampien tyhjennyskuivausta on jo paikoin käytetty hopearuutanan poistamiseksi (de Vries ym. 2012). Menetelmä on varma mutta työläs. Lajin aiheuttamista haitoista tiedottaminen on tarpeen, jotta ehkäistäisiin sen siirrot paikasta toiseen.

7.1.3. Puronieriä

Tiedottamista puronieriäistutusten riskeistä tulee lisätä. Puronieriää ei tulisi istuttaa alueille, joilla elää taimenia. Lajin istuttaminen uudelle alueelle vaatii paikallisen kalatalousviranomaisen luvan (KL 121 §). Puronieriä tulisi pyrkiä poistamaan alueilta, joilla se aiheuttaa enemmän haittaa kuin hyötyä. Tällaisille alueille voisi ohjata puronieriään kohdistuvaa kalastusta, joskin tiheissä puronieriäkannoissa kalojen keskikoko on niin pieni, ettei se helpolla houkuttele laajamittaiseen kalastukseen. Puronieriöitä saadaan parhaiten sähkökalastuksella (luvanvarainen), jota voisi käyttää kannan tiheyttä alentavana hoitokeinona paikallisesti.

7.1.4. Täpläravun kotoutusistutuksissa edellytetään riskinarviointia

Täpläravun käytöstä ja sen hallinnasta on kirjattu menettelytapaohjeet kansalliseen rapustrategiaan vuosille 2013-2022 (Työryhmämuistio MMM 2012:10)

http://www.mmm.fi/fi/index/julkaisut/julkaisuarkisto/mmm_trm_2012_10.html. Rapustrategian yhteenvedossa todetaan: ”Täpläravun kotiutus ohjataan hallitusti vesistöihin, joissa se on tuottoisa eikä vaaranna jokirapukantoja”.

Täplärapujen levittäytyminen uusiin vesiin perustuu kotoutusistutuksiin, mutta nykyisin on mahdollista, että kantojen tihtyessä ja populaation sisäisen kilpailun kasvaessa täplärapuja hakeutuu avoimia reittejä pitkin laajemmalle. Leviämistä on lähes mahdotonta estää muuten kuin ravustamalla tehokkaasti täplärapuja siellä, missä niitä esiintyy. Joki- ja purovesistöissä voidaan täplärapujen nou-

suesteiksi tehdä rakenteita, jotka sallivat kalojen vapaan kulun. Tällaisten rakenteiden toimivuutta siten, että kalojen kulkua ei estetä, tulisikin tutkia varsinkin suurten keskusjärvien ympäristöissä. Muita torjuntakeinoja omaehtoisen leviämisen estämiseksi ei toistaiseksi ole.

Kansallinen rapustrategia 2013–2022 on laadittu siten, että se huomioi kaikki Kansallisen vieraslajistrategian näkökohdat. Rapustrategia mm. kieltää täpläravun käytön jokiravulle erityisesti varatuilla suoja-alueilla ja rajavesistöissä. Strategia korostaa jokiravun suojelua ja hoitotoimia sekä paikallisen ja alueellisen suunnittelun merkitystä. Merkittävä tekijä tässä on se, että on lisättävä ja korostettava tietoisuutta jokiravun vahvuuksista pienvesissä ja pohjoisen oloissa, joissa täpläravun tiedetään menestyvän huonosti. Strategia myös ohjaa viranomaistoimintaa istutusten luvanmyönnössä niillä sisävesialueella, missä täplärapuja jo yleisesti esiintyy.

7.2. Vieraat nisäkäslajit

7.2.1. Minkkiä pitää torjua herkillä alueilla

Minkkiin kohdistuva torjuntatoimenpide on ollut erityisesti poistopyynti loukuilla, koiria ja lehtipuhaltimia apuna käyttäen. Toimenpiteet on valtaosin toteutettu osana muiden pienpetojen pyyntiä, esimerkiksi pienpetokampanjoissa. Vuosittainen minkkisaalis oli vuonna 2012 arviolta 36 200 yksilöä (RKTL 2013). Suurimmillaan minkkisaalis on ollut 61 300 yksilöä vuonna 2007 (vertailuvuodet 2007–2012). Eniten minkkejä ilmoitettiin saaliiksi Pohjois-Savossa, Pohjanmaan rannikkoalueilla ja Pohjois-Karjalassa.

Minkin torjuntatoimenpiteiden oikea mitoittaminen ja niiden hyödyn arviointi edellyttävät kunnollisia kannantiheysarvioita ennen ja jälkeen torjuntatoimenpiteiden. Tämä on osoitettu jo systemaattisessa arvioissa tähän mennessä tehdyistä minkin lukuisista hävittämiskampanjoista. Tuloksen mukaan kampanjoista ei voitu osoittaa saavutettuja hyötyjä minkkikannan vähentämisen suuntaan. Manner-Euroopassa on kuitenkin joitain yksittäisiä tutkimuksia, joissa etukäteen hyvin suunnitellun ja mitoitettun pyynnin on voitu osoittaa pienentävän minkkikantaa paikallisesti (Zapala ym. 2010).

Tämän hetkinen minkkikannan seuranta on täysin metsä- ja peltokolmiojärjestelmän varassa. Kolmiolaskennan perusteella näyttäisi olevan kohtalaisen hyvin arvioitavissa minkkikannan levinneisyys, mutta varsinaisista runsauksista se ei anna kunnollista kuvaa. Havainnointijärjestelmän tarkentamista voitaisiin todennäköisesti toteuttaa yhteisellä, sekä minkin että supikoiran levinneisyydestä ja runsaudesta kertovalla aineistonkeruujärjestelmällä. Tarkempi runsaudenseuranta ja arviointi vaativat kuitenkin tutkimus- ja kehitystyötä.

Sekä minkin että supikoiran osalta poistopyynnin tulee kohdistua myös kettuun, jotta petopaineen kokonaisalentuminen toisi tavoiteltua hyötyä linnuston kannalta. Jos erityishuomiota on tarkoitus kiinnittää sammakkoeläinten kantojen tilan kohentamiseen saaristo-olosuhteissa, ovat keskeiset lajit minkki ja supikoira.

Minkki on taloudellisesti tärkeä turkistarhaeläin, ja uusien levittäytymisten mahdollisuutta tulisi estää tarhakarkulaisten vähentämisellä. Minkki on levittäytynyt lähes koko maahan, joten torjuntatoimenpiteet tulisi kohdentaa erityisen herkille alueille, kuten saaristoon ja linnuston kannalta tärkeille suojelualueille. Tiedottaminen ja yleinen kannustaminen pienpetojen pyyntiin edesauttaa torjuntatoimia.

7.2.2. Vakiintuneen ja laajalle levittäytyneen supikoiran kustannustehokas torjunta

Tällä hetkellä keskeisimpiä ja kiireellisimpiä toimenpiteitä supikoiraan liittyvien riskien arvioimiseksi ja hillitsemiseksi on systemaattisen ja maidenvälisesti vertailukelpoisen supikoiraan liittyvän seurantajärjestelmän laatiminen Pohjoismaihin. Seurantajärjestelmän tulee sisältää sekä levittäytymisen, kannan vakiintumisen ja tiheyden arvioinnin mahdollistavat tieteelliset menetelmät että järjestelmällisen dokumentoinnin. Niin kauan kuin lajin jo tapahtuneesta levittäytymisestä ja kannan koosta ei ole riittävää tietotasoa, ei voida myöskään arvioida, toteuttaa tai kohdentaa kustannus-hyötynäkökulmasta tehokkaita torjunta- tai säätelytoimenpiteitä.

Supikoiraan liittyvää rabiesriskiä on pyritty pienentämään kaksi kertaa vuodessa toteutettavilla ns. syöttirokotelevityksellä. Rabieksen esiintymistä ja syöttirokotteiden kulutusta seurataan jatkuvasti metsästettyjä ja kuolleena löytyneitä petoeläimiä tutkimalla. Näytteitä kerätään pääasiassa Kaakkois-Suomesta ja Pohjois-Karjalasta, missä syöttirokotteita levitetään. Kyseisiin rokotuksiin liittyy kustannus-hyöty-tarkastelussa tarve valikoivalle supikoiran metsästykselle. Metsästyksen myötä rokotusalueelta poistetaan immunitetin saavuttaneita aikuisia supikoiria vakiintuneilta elinpiireiltä, jolloin menetetään sekä saavutettua laumaimmunitteettia (ts. immunitetti alenee) että lisätään ei-toivottavaa sosiaalista liikehdintää supikoirayhteisössä tyhjentyneiden elinalueiden valtaamisen kautta. Kannattavinta olisi keskittää metsästyspyynti nuoriin vaelteleviin yksilöihin ja antaa vakiintuneilla elinpiireillä asuvien immunitetin saavuttaneiden aikuisten supikoiraparien toimia puskurivyöhykkeenä mahdollisia tartuttajayksilöitä kohtaan. Tällainen kohdistettu pyynti olisi mahdollista toteuttaa erityisesti alkusyksystä, jolloin nuoret ja aikuiset yksilöt voidaan kokonsa puolesta erottaa toisistaan.

Vuonna 2012 supikoira oli toiseksi metsästetyin pienriistalajimme. Sitä pyydystettiin arviolta 144 500 yksilöä (RKTL 2013). Kyseisenä vuonna eniten supikoiria pyydystettiin Uudellamaalla ja Pohjois-Savossa. Suurimmillaan supikoirasaalis on ollut vuonna 2009, 171 900 yksilöä (vertailuvuodet 2007–2012).

Jotta poistopyynnillä saavutettaisiin näkyviä vaikutuksia paikallisiin supikoiratiheyksiin, on pyynnin oltava vuosittain toistuvaa ja intensiivistä. Yksittäisen vuoden petopoiston hyöty kuuhtuu liikkuvaisella ja tuottoisalla lajilla vuodessa. Vieraana petonisäkkäänä supikoiraa tulee tarkastella osana koko pienpetokiltaa, ja toteuttaa petojen saalistukselle herkillä alueilla kaikkien kolmen petolajin poistopyynnit, vaikka kettu onkin alkuperäislaji. Alueellinen supikoirakanta on tiheimmillään alkusyksystä, ennen kuin kuluvan vuoden pennut ovat lähteneet vaeltamaan synnyinalueeltaan. Tuolloin toteutettu petopyynti kohdistuu erityisesti pentuihin. Jos tavoitteena on alentaa mahdollisimman voimakkaasti paikallista lisääntyvää supikoirakantaa, toimii tässä parhaiten kevättalvella ja keväällä tehtävä petopyynti, sillä se kohdistuu voimakkaimmin paikallisiin lisääntymisiän saavuttaneisiin yksilöihin. Tällöin pienennetään lisääntyvää kannanosaa, mikä näkyy heti kesän supikoiratiheydessä alentuneen pentuetuoton kautta. Loppukesän ja alkusyksyn aikana alueellista supikoiratiheyttä voivat nostaa alueelle muualta vaeltaneet nuoret supikoirat.

7.3. Loiset ja taudit

7.3.1. Rapurutto

Rapuruton leviämisen estämiseksi on uusittavana olevaan kalastuslakiin esitetty pykälää, joka kieltää rapujen sumputuksen muualla kuin pyyntivedessä. Akuutin rapuruttotapauksen osalta on uudessa kalastuslaissa esitetty mahdollisuutta puuttua vesialueella erilaisiin toimintoihin, mutta useinkaan

tähän ei ole mahdollisuutta riittävän nopeasti. Yleinen tietoisuuden lisääminen ja valistustoiminta sekä vesialueiden omistajien oma aktiivisuus rapuruton leviämisen estämiseksi ovat tärkeitä.

Rapuruttosienellä ei tiedetä olevan mitään muita isäntiä kuin makean veden ravut, eikä parveilutiöillä ole varsinaisia kestromuotoja. Rapuruttoa voi siis esiintyä vain siellä, missä on rapuja. Näin ollen rapuruton hävittäminen edellyttää ruttoa kantavan joki- tai täplärapukannan hävittämistä, mikä on mahdollista vain joillakin myrkkykemikaaleilla tai äkillisellä pH-arvon muutoksella. Tämäkin on tähänastisten kokemusten perusteella todettu erittäin vaikeaksi ja soveltunee vain hyvin pieniin lampiin tai puroihin, eikä onnistu lainkaan tuhoamatta samalla suurinta osaa muusta vesieliöstöstä kaloja myöten.

Suomessa esiintyvien rapuruttotyyppien ero taudinaiheuttamiskyvyssä voisi joissakin rajatuissa ympäristöissä olla käyttökelpoinen työkalu. Ps1-tyyppin rapurutto on selkeästi tehokkaampi jokirapujen tappaja kuin vanha As-tyyppin rapurutto. Kaikissa tartutuskokeissa jokirapujen kuolevuus Ps1-tyyppin rapuruttoon on ollut sataprosenttinen, eikä luonnosta ole koskaan tavattu jokirapua, joka osoittaisi heikkoa (ts. piilevää) Ps1-tyyppin ruttotartuntaa. Tuottamalla suuri määrä Ps1-tyyppin rapuruton parveilutiöitä piilevää As-tyyppin rapuruttoa kantavaan ja harvalukaiseksi ilmeisen pysyvästi jääneeseen jokirapupopulaatioon, olisi mahdollista hävittää jokirapukanta kokonaan. Tällöin vesistöistä häviää sekä As-tyyppin että Ps1-tyyppin rapurutto, kun isäntäeläimiä ei ole. Prosessin jälkeen voitaisiin tutkitusti ruttovapaa jokirapukanta kotiuttaa kyseiselle vesialueelle. Menetelmää ei ole testattu, mutta sen etuna myrkkyyihin tai esimerkiksi kalkilla aiheutettuun nopeaan pH:n muutokseen olisi, että rapurutto ei vaikuta ympäristönsä eliöihin ja ekosysteemiin millään muulla tavalla kuin tappamalla ravut.

7.3.2. Myyräekinokokki

Myyräekinokkoosi on lakisääteisesti vastustettava eläintauti. Se luokitellaan valvottavaksi eläintaudiksi, mikä tarkoittaa, että eläinlääkäreillä on ilmoitusvelvollisuus virkaeläinlääkärille epäillessään eläimen sairastavan tautia. Ihmisille suurimman tartuntavaaran aiheuttaa ekinokokkia kantava kotikoira. Ihmistartuntojen ennaltaehkäisyssä onkin olennaista estää koirien tartunnat. Myyräekinokokin tuloa Suomeen pyritään ehkäisemään tuontikoirien ja ulkomailla matkustavien koirien pakollisilla loislääkityksillä.

Myyräekinokokin varalta tutkitaan vuosittain 300-500 kettua ja supikoiraa. Metsäntutkimuslaitoksen myyrätutkijat tutkivat myyriä myös ekinokokin varalta. Eri tutkimuslaitosten asiantuntijoista koostuva ekinokokkityöryhmä on laatinut riskinarvioinnin myyräekinokokista (Riskinarviointi *Ec-hinococcus multilocularis*en leviämisestä Suomeen ja Suomessa (EELA 2001).

7.4. Muut mahdolliset torjuttavat

Rohmutokon pääsy Suomeen on pyrittävä estämään. Rohmutokon vaarasta on valistettava akvaariokalakauppaa ja akvaarioharrastajia, jotta lajia ei lainkaan tuoda maahan. Jos rohmutokko ilmestyy jollekin vesialueelle, vaikka pihalammikkoonkin, on sen hävittämiseksi ryhdyttävä välittömiin toimiin.

8. Suositukset ja tietotarpeet

Muutokset muutamien vieraiden kalalajien ja niiden biologisen ympäristön osalta ovat nopeita. Lajien esiintymisen ja runsastumisen muutoksista olisi tehtävä havaintoja vuosittain, jotta vaikutuksia alkuperäislajistoon voisi seurata. Tämä vaatii pyyntimenetelmien ja seurantajärjestelmän kehittämistä. Eri vieraslajiryhmille tulisivat kehittämään oma seurantajärjestelmänsä. Kehitystyöhön olisi ryhdyttävä välittömästi, jotta meillä olisi käyttökelpoinen vieraslajien seurantajärjestelmä valmiina 18 kk kulussa, kun sitä vaativa EU:n vuonna 2013 ehdottama vieraslajiasetus astuu voimaan ja merkityksellisten, haitallisten vieraslajien lista on laadittu. VISEVARIS- ja HAVINA-hankkeissa on jo hieman testattu erilaisia pyydyksiä, mutta yhtä eri kalalajeille toimivaa pyyntimenetelmää ei ole löytynyt. Pyyntimenetelmien kehittäminen merialueen kalojen seurantamenetelmäksi vaatii lisäpanostusta. Vieraiden nisäkäslajien seurantamenetelmän luominen vaatii vielä enemmän pilottitestausta ja kehittämistä.

Vieraslajitietoisuuden parantamiseksi tiedottamista on lisättävä mediassa sekä kohdennettuna asiantuntijoille. Vieraslajit.fi -portaalin valmistuttua portaalialue tulisi edelleen kehittää niin, että sivustoa käytettäisiin ensisijaisena kanavana vieraslajeja koskevaan tiedonsiirtoon. Samalla tulisi panostaa siihen, että valistusta ja tiedottamista potentiaalisesti haitallisista vieraslajeista, esimerkiksi rohumtokosta tulee lisätä, jotta niitä ei tahallaan tuotaisi ja vapautettaisi vesiimme, kuten on tapahtunut naapurimaissamme.

Leviämisreittien tutkimuksen osalta yhteistyötä naapurimaiden, erityisesti Venäjän, kanssa on lisättävä ja tehostettava, mikä on valmisteilla olevan EU:n asetuksen kannaltakin tärkeää.

Tutkimukset mustatäplätokkon leviämisestä osoittivat laivaliikenteen keskeisimmäksi leviämistieksi. Painolastiyleissopimuksen voimaansaattaminen mahdollisimman pian vähentää yleisesti laivojen mukana kulkeutuvien vieraslajien saapumis- ja leviämiskätkä.

Painolastivesiyleissopimuksen toimeenpanon viivästyminen tai lieventäminen lisää mustatäplätokkon edelleen leviämisen riskiä sisävesiin. Jos mustatäplätokko havaitaan Saimaan kanavassa, on pikaisesti harkittava mahdollisuuksia yrittää estää sen pääsy ylempään Vuoksen vesistöön. Keinot ovat kuitenkin tällöin enää vähäiset. Painolastivesien otosta ja varsinkin poistosta tulisi antaa tiukat määräykset. Kirjallisuuden perusteella on viitteitä, että mustatäplätokkon mahdollisuus päätyä painolastiveteen on suurin poikasvaiheessa yöaikaan ja syvästä (yli 3 m) otetussa vedessä. Painolastivedet tulisi pyrkiä ottamaan päiväaikaan satamien lähistöllä operoitaessa. Tulisi selvittää, voidaanko satamaliikenteen kautta levittäytyvien vieraslajien asettautumismahdollisuuksia vähentää ohjaamalla ja säätelällä laivojen painolastivedenottoa ja päästöä, ja voidaanko tätä kytkeä esimerkiksi väylämaksun alennuksiin. Mustatäplätokkon mahdollinen pääsy Saimaalle voi johtaa sen leviämiseen laajalti sisävesiin, kuten Pohjois-Amerikan Suurilla järvillä on käynyt. Tämä tarkoittaa uhkia monille tärkeille talouskaloille ja uhanalaisille lohikaloille.

Mustatäplätokko ja hopearuutana ovat jo muutamassa vuodessa aiheuttaneet alkuperäisille lajeille huomattavaa haittaa. Kyseiset lajit tulee välittömästi luokitella haitallisiksi. Niiden leviämistä olisi syytä hillitä, vaikka niitä ei enää voida poistaa. Näiden lajien tehokas lisääntyminen, monipuolinen ravinnonkäyttö ja selviäminen heikoissakin ympäristöoloissa aiheuttavat väistämättä muutoksia eliöyhteisöissä. Molempien lajien pääsy sisävesiin tulisi estää. Tämä tulisi ottaa huomioon myös kalateiden suunnittelussa ja niiden toteutusratkaisuissa. Lajien yksilöitä ei pidä siirrellä eikä käyttää elävänä syöttinä. Sen sijaan mustatäplätokkon ja hopearuutanen pyyntiä ja käyttöä ravinnoksi kannattaisi edistää.

Hopearuutanan pääsy sisävesiin tulee pyrkiä estämään tiedottamalla siirtojen vaaroista ja korostamalla vapaa-ajankalastajien vastuuta. Rannikolla tulisi jatkaa hopearuutanan lisääntymisalueiden selvitystä ja tarvittaessa ryhtyä paikallisiin torjuntatoimiin kuten tehokkaaseen poistopyyntiin.

Tiedottamista puronieriäistutusten riskeistä on lisättävä. Lajin istuttaminen uudelle alueelle vaatii paikallisen kalatalousviranomaisen luvan (KL 121 §). Puronieriää ei tule istuttaa alueille, joilla elää taimenia, ja alueilta, joilla puronieriästä on enemmän haittaa kuin hyötyä, se on pyrittävä poistamaan.

Kalataloudellisten istutuslajien, kuten kirjolohen mahdollisten haittojen selvittämiseksi luonnonvesissä tarvitaan tutkimusta. Kirjolohi-istutusten mielekkyys tulisi harkita uudelleen. Karpin mahdollisten luonnonkantojen syntyä ja kehitystä pitäisi selvittää.

Tuoreen kansallisen rapustrategian (Työryhmämuistio MMM 2012:10) mukaan täpläravun kotoutus ohjataan hallitusti vesistöihin, joissa se on tuottoisa eikä vaaranna jokirapukantoja. Peruslähdekohta on riskinarviointiin perustuva kotoutusistutusten luvanvaraisuus, jota myös kalastuslaki edellyttää (KL 121 §). Luvattomien kotoutusistutusten rajoittamisessa yleinen tietoisuuden lisääminen on tehokkain keino, koska tekijän saattaminen vastuuseen, vaikka se lain mukaan onkin mahdollista, on hankalaa näytön useimmiten puuttuessa. Täplärapujen ylösvaellusta estävät rakenteet voisivat suojata suurten keskusjärvien yläpuolisia jokirapukantoja, mutta ennen toimeenpanoja tarvitaan rakenteiden kehittelyä ja toimivuuden tutkimusta ja testausta.

Rapuruton leviämistä pyritään ehkäisemään uusin diagnoosi-, torjunta, seuranta- ja viestintäkeinoin (Työryhmämuistio MMM 2012:10). Rapujen väliaikainen säilyttäminen vesistöissä sekä siirrot vesistöistä toisiin ovat tavallisimmat syyt rapuruton leviämisessä, joten tähän täytyy puuttua valistuksella ja lisäämällä rapuruttoon liittyvää tietoisuutta. Kalastuslain uudistusehdotuksessa on tämän toiminnan kieltävä pykälä. Evira toimii vastuuviranomaisena kala- ja raputautien diagnosoinnissa ja ilmoittamisessa sekä seurannassa. Akuuteissa rapuruttotapauksissa on tärkeää kehittää nopeaa ja oikein kohdentuvaa tiedottamista sekä paikallisesti että alueellisesti.

Kansallisessa rapustrategiassa vuosille 2013–2022 (Työryhmämuistio MMM 2012:10) on kirjattu useita kansallisella tasolla toteutettavia seuranta- ja mittaritavoitteita, mm. rapujen istutusrekisteri ja rapujen samoin kuin rapuruton levinneisyyttä koskevat ajoittain tarkistettavat selvitykset. Toiminnan varmistaminen tulee varmistaa riittävällä resursoinnilla ja eri toimijatasojen yhteistyöllä.

Tutkimusta vieraslajeista sekä valistusta ja tiedottamista niiden haitoista on lisättävä. Haitallisia Itämeren vieraita kalalajeja, nisäkkäitä ja mahdollisia taudinaiheuttajia on jatkossa seurattava aktiivisesti ja varauduttava potentiaalisten saapujien torjuntaan ja mahdollisiin tuleviin haittoihin.

Kauriiden tarkempia kanta-arvioita tarvitaan, jotta kauriskolareille riskialteimmilla alueilla kannanrajoittamistoimet voidaan mitoittaa riittävälle tasolle liikenneturvallisuuden ja mahdollisten muiden haittojen kannalta.

Minkin torjunta kannattaa keskittää herkille alueille, ja supikoiran metsästyksessä itärajan tuntumassa on tärkeää, ettei poistettaisi rokotettuja, yleensä vanhempia yksilöitä, vaan pyynti keskitettäisiin nuoriin vaeltaviin yksilöihin. Näin idästä leviävien tautien ja loisten torjunta olisi tehokkaampaa. Tulevaisuuden leviämisenusteiden laatimiseksi ja torjuntatoimenpiteiden suunnittelemiseksi tarkempaa runsaus- ja levinneisyystietoa tarvittaisiin erityisesti amerikanmajavan, kaniinin ja piisamin osalta.

9. Johtopäätökset

9.1. Vieraslajiportaali ja vieraslajitietojen perustaso ja sen kehittäminen

Havina -hankkeessa perustettiin yhteistyössä vieraslajiportaali vieraslajitiedon hallinnan helpottamiseksi: tiedon keräämiseksi ja jakamiseksi. Vieraslajitietojen ja niihin liittyvien yhteyksien kerääminen yhdelle sivustolle, vieraslajiportaaliin, helpottaa vieraslajiasioiden hoitoa, toteutusta, tiedon saantia ja jakamista sekä hallinnointia. Portaali vaatii kuitenkin kehittämistä, täydentämistä, hallinnointia, jatkuvaa päivytystä ja vastuukysymysten hoitamista. Sitä tulisi pystyä hyödyntämään siten, että saataisiin luotua toimiva vieraslajien varhaisvaroitusjärjestelmä. Varautuminen vieraslajeihin tulisi huomioida myös tutkimuslaitosten toiminnassa.

9.2. Vieraslajitietojen saanti turvattava riittävällä panostuksella

9.2.1. Havaintojen ja tietojen kartuttamista tehostettava

Tietojen ja havaintojen saaminen vieraslajeista voisi olla huomattavasti nykyistä tehokkaampaa, joten tähän tulisi panostaa tiedottamisella ja mahdollisesti voimakkaammillakin keinoilla. Nykyisellään havaintotieto on usein hajallaan ja hankalasti selvitettävissä. Vieraslajien esiintymistietojen havainnointi, kirjaaminen ja ilmoittaminen konsulttien, seurantojen ja tutkimusten osalta tulee saada tehokkaammaksi esimerkiksi tiedottamalla.

Tulee lisätä yhteistyötä muiden maiden, erityisesti naapurimaiden kanssa tietojen saamiseksi haitallisista vieraslajeista ja niiden esiintymisestä sekä levittäytymisestä. EU:n vieraslajiasetusluonnos painottaa erityisesti niitä haitallisia vieraslajeja, joilla on mahdollisuus tulla EU:n (Suomen) alueelle.

9.2.2. Seurantamenetelmien kehittäminen ja seurantaohjelman luominen

EU:n vieraslajiasetusluonnos edellyttää jäsenmailta 18 kk kuluessa asetuksen voimaantulosta vieraslajien seurantajärjestelmää. Tämä vaatii seurantajärjestelmän pikaista kehittämistä. Osalle lajeista erityisiä havaintokeräämismuotoja ei ole tällä hetkellä lainkaan käytössä.

9.3. Vieraslajitilanteen hallintaan tarvitaan lisää panostusta

Nopeasti leviävien haitallisten vieraslajien hallintaan ja leviämisen rajoittamiseen tarvitaan ripeää päätöksentekoa, rahoitusta ja voimavaroja, mm. mahdollisiin suurempiin torjuntatoimiin.

9.4. Tiedotusta vieraslajien leviämisoriskeistä, niiden haitoista ja uhista alkuperäisille lajeille tulisi huomattavasti lisätä

Tiedotusta on lisättävä eri tasoilla, erityisesti kohdistettuna tiettyihin toiminnallisiin avainryhmiin, kuten aktiivisiin kala- ja rapuvesien hoitajiin, metsästäjiin ja kalastuksen harrastajiin, jotka eivät ole tietoisia voimassa olevista määräyksistä, esimerkiksi kalojen siirrosta, tai ymmärrä vieraslajien vaaroja. Erityisesti myyräekinokokin vaaran vuoksi tiedotusta koirien kuljettamiseen liittyvistä riskeistä tulisi lisätä. Myyräekinokokkia esiintyy nykyisellään jo Virossa ja sen siirtyminen matkailijoiden koirien mukana myös Suomeen on mahdollista.

Akvaariokasveista ja -eläimistään luopuvia tulisi varoittaa, ettei Suomen luontoon kuulumattomia kasveja tai eläimiä saa vapauttaa luontoon, sillä ne voivat aiheuttaa haittaa alkuperäisille eliöille.

Hopearuutana aiheuttaa haittoja muulle kalastolle ja pienvesien eliöyhteisöille. Vaarana ovat tietämättömyydestä johtuvat hopearuutan siirrot ja lajin pääsy sisävesiin, joissa seuraukset voivat olla laajuudeltaan arvaamattomia. Rannikolla runsastuneen mustatäplätokkon käyttöä ravinnoksi voitaisiin tiedotuksella edistää.

10. Lähteet

- Ahola, M., Nordström, M., Banks, P., Laanetu, N. ja Korpimäki, E. 2006. Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. *Proc. R. Soc. B* 22, 273, 1261-1265.
- Al-Hussinee, L., Lord, S., Stevenson, R. M. W., Casey, R. N., Groocock, G. H., Britt, K. L., Kohler, K. H., Wooster, G. A., Getchell, R. G., Bowser, P. R. & Lumsden, J. S. 2011. Immunohistochemistry and pathology of multiple Great Lakes fish from mortality events associated with viral hemorrhagic septicemia virus type IVb. *Diseases of Aquatic Organisms* 93, 117–127.
- Bagirova, Š. M., Kuliev, Z. M. & Askerova, H. M. 1990. Morfobiologičeskaja karakteristika karasja – *Carassius auratus gibelio* (Bloch) v vodoemah Azerbajdzana. *Izv. Akad. Nauk Azerb. SSR, Ser. Biol. Nauk* 1/1990, 57–64.
- Balshine, S., Verma, A., Chant, V. & Theysmeyer, T. 2005. Competitive interactions between round gobies and logperch. *J. Great Lakes Res.* 31, 68–77.
- Banks P. B., Nordström, M., Ahola, M., Salo, P., Fey, K. & Korpimäki, E. 2008. Impacts of alien mink predation on island vertebrate communities of the Baltic Sea Archipelago: review of a long-term experimental study. *Boreal Environment Research*, 13, 3–16.
- Berg, L. S. 1932. Über *Carassius carassius* und *C. gibelio*. *Zoologischer Anzeiger* 98, 15–18.
- Bergstrom, M. A. & Mensinger, A. F. 2009. Interspecific resource competition between the invasive round goby and three native species: logperch, slimy sculpin, and spoonhead sculpin. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138, 1009–1017.
- Bonesia, L. & Palazonb, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation*, 134, 470–483.
- Chanin, P. 1983: Observations on two populations of feral mink in Devon, U.K. *Mammalia*, 47, 4, 463–476.
- Bergstrom, M. A., Evrard, L. M. & Mensinger, A. F. 2008. Distribution, abundance, and range of the round goby, *Apollina melanostoma*, in the Duluth-Superior harbor and St. Louis River estuary, 1998–2004. *J. Great Lakes Res.* 34, 535–543.
- Bivand, R. S., Pebesma, E., & Gómez-Rubio, V. 2013. *Applied Spatial Data Analysis with R* (2nd ed., p. 405). New York: Springer. Retrieved from <http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-1-4614-7618-4#>
- Bogutskaya, N. G. & Naseka, A. M. 2002. An overview of nonindigenous fishes in inland waters of Russia. *Proc. Zool. Inst. Russ. Acad. Sci.* 296, 21–30.
- Brandner, J., Pander, J., Mueller, M., Cerwenka, A. F. & Geist, J. 2013. Effects of sampling techniques on population assessment of invasive round goby *Neogobius melastomus*. *J. Fish Biol.* 82, 2063–2079.
- Brownscombe, J. W. & Fox, M. G. 2012. Range expansion dynamics of the invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) in a river system. *Aquatic Ecology* 46, 175–189.
- Brownscombe, J. W., Masson, L., Beresford, D. V. & Fox, M. G. 2012. Modeling round goby *Neogobius melanostomus* range expansion in a Canadian river system. *Aquatic Invasions* 7, 537–545.
- Bunnell, D. B., Johnson, T. B. & Knight, C. T. 2005. The impact of introduced round gobies (*Neogobius melanostomus*) on phosphorus cycling in central Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 15–29.

- Burmakin, J. V. 1963. Akklimatizacija presnovodnyh ryb v SSSR. Izv. Gos. NIORH 53, 3–317. (hopearuutana s. 65–68)
- Carman, S., Janssen, J., Jude, D.J., Berg, M.B., 2006. Diel interactions between prey behaviour and feeding in an invasive fish, the round goby, in a North American river. *Freshwater Biol.* 51, 742–755.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J., Rudnika, S., 1997. The round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), a review of European and North American literature. Illinois–Indiana Sea Grant Program and Illinois Natural History Survey; INHS Special Publication No. 20. 1-82.
- Charlebois, P. M., Corkum, L. D., Jude, D. J. & Knight, C. 2001. The round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: current research and future needs. *J. Great Lakes Res.* 27, 263–266.
- Chotkowski, M.A., Marsden, J.E., 1999. Round goby and mottled sculpin predation on lake trout eggs and fry: field predictions from laboratory experiments. *J. Great Lakes Res.* 25, 26–35.
- Corkum, L. D., Sapota, M. R. & Skora, K. E. 2004. The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. *Biological Invasions* 6, 173–181.
- Cowx, I. G. 1997. Introduction of fish species into European fresh waters: economic successes or ecological disasters? *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 344/345, 57–77. (ranskaksi, Abstract in English)
- Cudmore, B. and M.A. Koops. 2007. Risk assessment of round goby (*Neogobius melanostomus*) to Lake Simcoe, Ontario: A Quantitative Biological Risk Assessment Tool (QBRAT) case study. DFO Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2005/038.
- de Vries, W., Rannap, R. & Briggs, L. 2012. Guidelines for eradication of invasive alien aquatic species. Project report LIFE08NAT/EE/000257. <http://www.keskkonnaamet.ee/public/galleries/dragonlife/Guidelines-for-eradication-of-invasive-alien-aquatic-species.pdf>
- Dillon, A. K. & Stepien, C. A. 2001. Genetic and biogeographic relationships of the invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) and tubenose (*Proterorhinus marmoratus*) gobies in the Great Lakes versus Eurasian populations. *J. Great Lakes Res.* 27, 267–280.
- Dryagin, P. A. 1953. Acclimatization of fish in inland water bodies of the USSR. *Izv. VNIORH* 32, 10–98. (venäjäksi, viittaus Vekhov 2008 mukaan)
- Dubs, D. O. L. & Corkum, L. D. 1996. Behavioural interactions between round gobies (*Neogobius melanostomus*) and mottled sculpins (*Cottus bairdi*). *Journal of Great Lakes Research* 22, 838–844.
- Dunstone, N. 1993. *The Mink*. T and AD Poyser Ltd., London, England.
- Dunstone, N. & Birks, J. D. S. 1987: The feeding ecology of mink (*Mustela vison*) in a coastal habitat. *Journal of Zoology* 212, 69-83.
- EELA 2001. Riskinarviointi *Echinococcus multilocularis*ksen leviämisestä Suomeen ja Suomessa. Oy Printlink Ab, Helsinki 2001. http://www.evira.fi/files/attachments-archived/elaintauti_ja_elintarviketutkimus/riskinarviointi/eelajulkaisu2001_ekinokokki.pdf
- French, J.R.P.I.I.I., Jude, D.J., 2001. Diets and diet overlap of nonindigenous gobies and small benthic native fishes co-inhabiting the St. Clair River, Michigan. *J. Great Lakes Res.* 27, 300–311.
- Gąsowska, M. 1936. Der Giebel – eine ostasiatische Silberkarausche (*Carassius auratus gibelio* Bloch). *Neue Unterscheidungsmerkmale. Zeitschrift für Fischerei* 34, 719–725.

- Gerell, R. 1968. Food habits of the mink (*Mustela vison Schreber*) in Sweden. *Viltrevy*, 5 (1968), pp. 119–211.
- Gerell, R. 1985. Habitat selection and nest predation in a Common Eider population in southern Sweden. *Ornis Scand.* 16, 129–139
- Gollasch, S., Macdonald, D. E., Belson, S., Botnen, H., Christensen, J., Hamer, J., Houvenaghel, G., Jelmert, A., Lucas, I., Masson, D., McCollin, T., Olenin, S., Persson, A., Wallentinus, I., Wetsteyn, L. & Wittling, T. 2002. Life in ballast tanks. In: E. Leppäkoski, S. Gollasch, and S. Olenin (eds.) *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management.* Kluwer Academic Publishers. pp. 217–231.
- Golovinskaja, K. A., Romašov, D. D. & Čerfas, N. B. 1965. Odnopolye i dvupolye formy serebrjanogo karasja (*Carassius auratus gibelio* Bloch). *Voprosy Ihtiologii* 5(4), 614–629. (venäjäksi)
- Grabowska, J., Kotusz, J. & Witkowski, A. 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zool.* 59, 73–85.
- Gumpinger, C., Ratschan, C., Schauer, M. Wanzenböck, J. & Zauner, G. 2008. Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Bericht über das Projektjahr 2008. 103 s.
- Gutowsky, L. F. G., Brownscombe, J. W. & Fox, M. G. 2011. Angling to estimate the density of large round goby (*Neogobius melastomus*). *Fisheries Research* 108, 228–231.
- Halačka, K, Lusková, V. & Lusk, S. 2003. *Carassius "gibelio"* in fish communities of the Czech Republic. *Ecology & Hydrobiology* 3 (1), 133–138.
- Hannett, G. E., Stone, W. B., Davis, S. W. & Wroblewski, D. 2011. Biodiversity of *Clostridium botulinum* type E associated with a large outbreak of botulism in wildlife from Lake Erie and Lake Ontario. *Applied and Environmental Microbiology* 77, 1061–1068.
- Hario, M. 1979. Minkin vahingollisuudesta merilinnustoile. *Tringa*, 79, 58–59.
- Hario, M. 2002. Minkin saalistus Söderskärin riskiläyhdyksessä vuosina 1994–1999. *Suomen Riista* 48, 18–26.
- Hario, M., Komu, R., Muuronen, P. & Selin, K. 1986. Saaristolintukantojen kehitys Söderskärillä vuosina 1963–86 ja eräitä poikastuotantoon vaikuttavia tekijöitä. *Suomen Riista* 33, 79–90.
- Hario, M. & Selin, K. 1988. Thirty-year trends in an eider population: timing of breeding, clutch size, and nest site preferences. *Finn. Game Res.* 45, 3–10.
- Helle, E. & Kauhala, K. 1991. Distribution history and present status of the raccoon dog in Finland. *Holarctic ecol.* 14, 278–286.
- Helle, E. & Kauhala, K. 1993. Age structure, mortality and sex ratio of the raccoon dog in Finland. *J. Mammal.* 74, 936–942.
- Helle, E. & Kauhala, K. 1995. Reproduction of the raccoon dog in Finland. *J. Mammal.* 76, 1036–1046.
- Hensler, S. R. & Jude, D. J. 2007. Diel vertical migration of round goby larvae in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 33, 295–302.
- Hijmans, R. J. 2014. raster: Geographic data analysis and modeling. Retrieved from <http://cran.r-project.org/package=raster>

- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. 2013. *dismo*: Species distribution modeling. Retrieved from <http://cran.r-project.org/package=dismo>
- Holčík, J. 1980. Possible reason for the expansion of *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei, Cyprinidae) in the Danube River basin. *Int. Revue Hydrobiol.* 65, 673–679.
- Holčík, J. & Žitňan, R. 1978. On the expansion and origin of *Carassius auratus* in Czechoslovakia. *Zool. Listy* 27, 279–288.
- Holmala, K. & Kauhala, K. 2006. Ecology of wildlife rabies in Europe. *Mamm. Rev.* 36, 17–36.
- Hänfling, B., Bolton, P., Harley, M. & Carvalho, G. R. 2005. A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). *Freshwater Biology* 50, 403–417.
- Janssen, J. & Jude, D. J. 2001. Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. *J. Great Lakes Res.* 27, 319–328.
- Johnson, T. B., Allen, M., Corkum, L. D. & Lee, V. A. 2005. Comparison of methods needed to estimate population size of round gobies (*Neogobius melanostomus*) in Western Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 31, 78–86.
- Jude, D. J., Janssen, J. & Crawford, G. 1995. Ecology, distribution, and impact of the newly introduced round and tubenose gobies on the biota of the St. Clair and Detroit Rivers. In: M. Munawar, T. Edsall & J. Leach (eds.) *The Lake Huron Ecosystem: Ecology, Fisheries and Management*. Amsterdam, Ecovision World Monogr. Ser. p. 447–460.
- Jude, D. J. 2001. Round and tubenose gobies: 10 years with the latest Great Lakes phantom menace. *Dreissena* 11, 1–14.
- Kalous, L. & Knytl, M. 2011. Karyotype diversity of the offspring resulting from reproduction experiment between diploid male and triploid female of silver Prussian carp, *Carassius gibelio* (Cyprinidae, Actinopterygii). *Folia Zool.* 60, 115–121.
- Kansallinen rapustrategia 2013-2022. Työryhmämuistio mmm 2012:10. Hämeenlinna 2012.
- Karlson, A. M. L., Almqvist, G., Skóra, K. E. & Appelberg, M. 2007. Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. – *ICES Journal of Marine Science*, 64, 479–486.
- Karpevich, A. F. & Lukonina, H. K. 1968. Transplantation of fishes and aquatic invertebrates in 1965. *Problems of Ichthyology* 8, 846–860.
- Kauhala K. 1996. Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. *Wildl. Biol.* 2, 197-204.
- Kauhala, K. 1998. Tulokaspetojen – minkin ja supikoiran – leviämisestä ja vaikutuksista alkuperäiseen eläimistöömme. *Suomen Riista* 44: 7-17.
- Kauhala, K. 2004. Removal of medium-sized predators and breeding success of ducks in Finland. *Folia Zoologica* 53, 367-378.
- Kauhala, K. 2007. Keskikokoisten nisäkäspetojen määrät Suomessa. *Selvityksiä* 1, 1-18.

- Kauhala, K. & Kowalczyk, R. 2011. Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* 57,5, 587-598.
- Kornis, M. S., Mercado-Silva, N. & Vander Zanden, M. J. 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *J. Fish Biol.* 80, 235–285.
- Kornis, M. S., Sharma, S., & Vander Zanden, M. J. 2013. Invasion success and impact of an invasive fish, round goby, in Great Lakes tributaries. *Diversity and Distributions* 19, 184–198.
- Korpimäki, E. & Nordström, K. 2004. Aluperäiset pienpedot, tuontipedot ja huippupetojen paluu: hyödyllisiä ja haitallisia vaikutuksia pienriistakantoihin. *Suomen riista* 50, 35-45.
- Korsu, K., Huusko, A. & Muotka, T. 2008. Ecology of alien species with special reference to stream salmonids. *Boreal Environment Research* 13, p. 43–52.
- Korsu, K., Huusko, A. & Muotka, T. 2009. Does the introduced brook trout (*Salvelinus fontinalis*) affect growth of the native brown trout (*Salmo trutta*)? *Naturwissenschaften* 96, 347–353.
- Krakowiak, P. J. & Pennuto C. M. 2008. Fish and Macroinvertebrate Communities in Tributary Streams of Eastern Lake Erie with and without Round Gobies (*Neogobius melanostomus*, Pallas 1814). *J. Great Lakes Res.* 24, 675-689.
- Kukuradze, A. M. & Mariyash, L. F. 1975. Information on the ecology of wild goldfish (*Carassius auratus gibelio*) in the lower reaches of the Danube. *Journal of Ichthyology* 15, 409–415.
- Lederer, A., Massart, J. & Janssen, J. 2006. Impact of round gobies (*Neogobius melanostomus*) on dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) and the associated macroinvertebrate community across an invasion front. *J. Great Lakes Res.* 32, 1–10.
- Lederer, A. M., Janssen, J., Reed, T. & Wolf, A. 2008. Impacts of the introduced round goby (*Apollonia melanostoma*) on dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) and on macroinvertebrate community between 2003 and 2006 in the littoral zone of Green Bay, Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 34, 690–697.
- Liikennevirasto. 2013. Hirvieläinonnettomuudet maanteillä vuonna 2012. Liikenneviraston Tilastoja, 2013 (5).
- Litvinov, A. G. & O’Gorman, R. 1996. Biology of Amur sleeper (*Percottus glehni*) in the delta of the Selenga River, Buryatia, Russia. *J. Great Lakes Res.* 22, 370–378.
- Lusk, S., Lusková, V. & Hanel, L. 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zool.* 59, 57–72.
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L. & Erickson, W. 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. (Vol. 2nd ed). Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Mežžerin, S. V. & Liseckij, I. L. 2004. Genetic structure of crucian carp (*Cypriniformes*, *Cyprinidae*, *Carassius* L. 1758) populations of middle-Dniepr basin. *Citologija i genetika* 38 (5), 35–44. (venäjäksi, Summary in English)
- Mikelsaar, N. 1984. Eesti NSV kalad. Valgus, Tallinn. 432 s.
- Miller, P. J. & Vasil’eva, E. D. 2003. *Percottus glenii* Dybowsky 1877. In: P. J. Miller (ed.) *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 8/1, Mugilidae, Atherinidae, Atherinopsidae, Blenniidae, Odontobutidae, Gobiidae 1. AULA-Verlag. p. 135–156.

- Niemi, M., & Nyman, M. 2013. Valkohäntäpeuran ekologiset ja sosiaaliset vaikutukset Tammisaaren saariston kansallispuistossa ja sen lähialueilla. Metsähallituksen Luonnonsuojelujulkaisu. Sarja A 204, 52.
- Niemi, M., Melin, M., Matala, J., Häggblom, K., Hokkanen, P., Tiilikainen, R., ... Pusenius, J. 2013. Peuroja vai kauriita – mitä peurakolaritilastot sisältävät? Suomen Riista, 59, 100–113.
- Niemimaa, J. & Pokki, J. 1990. Minkin ravinnosta Suomenlahden ulkosaaristossa. Suomen Riista 36, 18–30.
- Oivanen, L., Kapel, C., Pozio, E., La Rosa, G., Mikkonen, T. & Sukura, A. 2002. Associations between *Trichinella* species and host species in Finland. J. Parasitol. 88, 84–88.
- Oksanen, A. & Lavikainen, A. 2004. Echinococcosis in Fennoscandia. Int. Arch. Hydatidosis 35, 62.
- Papoušek, I., Vetešník, L., Halačka, K., Lusková, V., Humpl, M. & Mendel, J. 2008. Identification of natural hybrids of gibel carp *Carassius auratus gibelio* (Bloch) and crucian carp *Carassius carassius* (L.) from lower Dyje River floodplain (Czech Republic). J. Fish Biol. 72, 1230–1235.
- Paulovits, G., Tátrai, I., Mátyás, K., Korpona, J. & Kováts, N. 1998. Role of Prussian carp (*Carassius auratus gibelio* Bloch) in the nutrient cycle of the Kis-Balaton reservoir. Internat. Rev. Hydrobiol. 83, Special issue, 467–470.
- Pebesma, E. J., & Bivand, R. S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. R News, 5(2), 9–13. Retrieved from <a.
- Pennanen, J. T. & Urho, L. 2005. Hopearuutan invaasio. Metsästys & Kalastus 11/2005, s. 24.
- Pennuto, C. M., Krakowiak, P. J. & Janik, C. E. 2010. Seasonal abundance, diet, and energy consumption of round gobies (*Neogobius melanostomus*) in Lake Erie tributary streams. Ecology of Freshwater Fish 19, 206–215.
- Persson, S., Brunström, B., Bäcklin, B.M., Kindahl, H. ja Magnusson, U. 2012. Wild mink (*Neovison vison*) as sentinels in environmental monitoring. Acta Vet. Scand. 54, 1–3.
- Pihu, E., Saat, T. & Turovski, A. 2003. Gibel carp, *Carassius gibelio* (Bloch). In: E. Ojaveer, E. Pihu, & T. Saat (eds.) Fishes of Estonia. Estonian Academy Publishers, Tallinn. p. 231–234.
- Pinchuk, V. I., Vasil'eva, E. D., Vasil'ev, V. P. & Miller, P. J. 2003. *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814). In: P. J. Miller (ed). The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 8/I, Mugilidae, Atherinidae, Atherinopsidae, Blenniidae, Odontobutidae, Gobiidae 1. AULA-Verlag. p. 293–345.
- Poos, M., Dextrase, A. J., Schwalb, A. N. & Ackerman, J. D. 2010. Secondary invasion of the round goby into high diversity Great Lakes tributaries and species at risk hotspots: potential new concerns for endangered freshwater species. Biological Invasions 12, 1269–1284.
- Pursiainen, M. 2012. Joki- ja täpläravun levinneisyys Suomessa. Teoksessa Pursiainen, M. ja Mattila, J. (toim.) 2012. Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä 8/2012, 7–20.
- Pursiainen, M. ja Viljamaa-Dirks, S. 2014. Rapurutto ja sen vaikutukset Suomen raputaloudessa. Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä X/2014. Painossa.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.r-project.org>
- Ray, W. J., Corkum, L. D., 2001. Habitat and site affinity of the round goby. J. Great Lakes Res. 27, 329–334.

- Reshetnikov, A. N. 2001. Influence of introduced fish *Perccottus glenii* (Odontobutidae, Pisces) on amphibians in small waterbodies of Moscow region. *Ž. Obšč. Biol.* 62, 352–361 (venäjäksi, viittaus Miller & Vasil'eva 2003 mukaan)
- Reshetnikov, A. N. 2010. The current range of Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia. *Russ. J. Biol. Invasions* 1, 119–126.
- Reshetnikov, A. N. & Ficetola, G. F. 2011. Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. *Biol. Invasions* 13, 2967–2980.
- RKT. Metsästys 2012. Riista- ja kalatalous – Tilastoja 4/2013. Suomen virallinen tilasto – Maa-, metsä- ja kalatalous. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 36 s.
- Ruokonen, T. 2012. Ecological Impacts of Invasive Signal Crayfish in Large Boreal Lakes. *Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science* 244.1-40 (<https://kirjasto.jyu.fi/kauppa/tuotteet/ecological-impacts-of-invasive-signal-crayfish-in-large-boreal-lakes>).
- Salo, P., Ahola, M. & Korpimäki, E. 2010. Habitat-mediated impact of alien mink predation on common frog densities in the outer archipelago of the Baltic Sea. *Oecologia*, 163, 405-413.
- Sapota, M. R. 2004. The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdańsk – a species introduction into the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514, 219-224.
- Savolainen, R., Moilanen, P., Vihervuori, A. 2012. Rapujen tuotanto ja kulutus Suomessa. Teoksessa Pursiainen, M. ja Mattila, J. (toim.) 2012. Riista- ja kalatalous. Tutkimuksia ja selvityksiä 8/2012, 21–37.
- Segurado, P., Araújo, M. B., & Kunin, W. E. 2006. Consequences of spatial autocorrelation for niche-based models. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 433–444. doi:10.1111/j.1365–2664.2006.01162.x
- Siivonen, L. 1958. Supikoiran varhaisimmasta historiasta Suomessa. *Suomen riista* 12, 165-166.
- Skora, K.E. 1997. *Neogobius melanostomus*. In: Baltic Sea Alien Species Database. S. Olenin, E Leppäkoski, D. Daunys (eds.) [Http://www.ku.lt/nemo/mainnemo.html](http://www.ku.lt/nemo/mainnemo.html).
- Slavík, O. & Bartoš, L. 2004. What are the reasons for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic? *J. Fish Biol.* 65 (Suppl. A), 240–253.
- Solovkina, I. N. 1969. Occurrence of the silver carp [*Carassius auratus gibelio* (Bloch)] and the rudd [*Scardinius erythrophthalmus* (L.)] in the North-Eastern European USSR. *Problems of Ichthyology* 9, 721–724.
- Specziár, A., Tölg, L. & Bíró, P. 1997. Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *J. Fish Biol.* 51, 1109–1124.
- Stein, H. & Geldhauser, F. 1992. Beobachtungen zur Verbreitung des triploiden Giebels *Carassius auratus* im Donauraum. *Fischer & Teichwirt* 43 (8), 291–292.
- Steinhart, G. B., Marschall, E. A. & Stein, R. A. 2004. Round goby predation on smallmouth bass offspring in nests during simulated catch-and-release angling. *Transactions of the American Fisheries Society* 133, 121–131.
- Sutor, A., Kauhala, K. & Ansorge, H. 2010. Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* : A canid with a opportunistic feeding strategy. *Acta Theriol.* 55, 165-176.
- Szczerbowski, J. A. 2002. *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758). In: P. M. Bănărescu & H.-J. Paepke (eds.) *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 5/III, Cyprinidae 2 Gasterosteidae. AULA-Verlag. p. 5–41.

- Tambets, M. & Järvekülg, R. 2005. Uus kutsumata külaline meie vetes – kaugida unimudil. Eesti Loodus 7/2005.
- Tambets, M., Tambets, J., Thalfeldt, M., Kärgenberg, E., Taal, I. & Saat, T. 2010. Kaugida unimudil *Percottus glenii* Dybowski, 1877 – uus liik Eesti kalafaunas. Teoksessa Peipsi vesikonna kalad ja kalandus. Tartu Ülikool & Eesti Mereinstituut, Tartto. s. 121–129. (Summary: *Percottus glenii* Dybowski, 1877, a new fish species in Estonia)
- Taraborelli, A. C., Fox, M. G., Schaner, T., & Johnson, T. B. 2009. Density and habitat use round goby (*Apolonia melanostoma*) in the Bay of Quinte, Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 35, 266 – 271.
- Tóth, B., Várkonyi, E., Hidas, A., Edviné Meleg, E. & Váradi, L. 2005. Genetic analysis of offspring from intra- and interspecific crosses of *Carassius auratus gibelio* by chromosome and RAPD analysis. J. Fish Biol. 66, 784–797.
- Tierson, W., & Mattfeld, G. 1985. Seasonal movements and home ranges of white-tailed deer in the Adirondacks. The Journal of Wildlife ..., 49(3), 760–769. doi:Doi 10.2307/3801708
- Urho, L., Pennanen, J. T. & Deinhardt, M. 2010. Hopearuutan leviäminen estettävä. Suomen Kalastuslehti 117(8), 22–24.
- Urho, L. & Pennanen, J. T. 2011. Mustatäplätokko valloittaa rannikkovesiämme. Suomen Kalastuslehti 118(3), 18–20.
- Young, J.A.M., Marentette J.R., Gross C., McDonald J.I., Verma A., Marsh-Rollo S.E., Macdonald P.D.M., Earn D.J.D., & Balshine S. 2010. Demography and substrate affinity of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in Hamilton Harbour. J. Great Lakes 36: 115–122.
- 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, 1209–1228.
- Vekhov, D. A. 2008. Population of silver crucian carp *Carassius auratus* (Cypriniformes, Cyprinidae) with “golden” individuals in the pond of the city of Volgograd. J. Ichthyology 48, 326–335.
- Vélez-Espino, L.-A., Koops, M. A, Balshine, S. 2010. Invasion dynamics of round goby (*Neogobius melanostomus*) in Hamilton Harbour, Lake Ontario. Biological Invasions 12, 3861–3875.
- Verreycken, H. 2013. Risk analysis of the round goby, *Neogobius melanostomus*, Risk analysis report of non-native organisms in Belgium, Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013, IN-BO.R.2013.42, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. 37 p.
- Vetemaa, M. 2006. Invasion history and population structure of the alien gibel carp *Carassius gibelio* in Estonian marine waters. In: H. Ojaveer & J. Kotta (eds.) Alien invasive species in the north-eastern Baltic Sea: population dynamics and ecological impacts. Tallinn, Estonian Marine Institute Report Series 14. p. 30–34.
- Viljamaa-Dirks, S., Ruokonen, T. ja Pursiainen, M. 2008. Rapuruton esiintyminen 2007. Teoksessa: M. Pursiainen & T. Ruokonen (toim.) Raputalouskatsaus 2007. Riista- ja kalatalous. Selvityksiä 3/2008, 38–43.
- Väänänen, V.-M., Nummi, P., Rautiainen, A., Asanti, T., Huolman, J., Mikkola-Roos M, Nurmi J, Orava R, Rusanen P 2007. Vieraspeto kosteikolla – vaikuttaako supikoira vesilintujen ja kahlaajien poikueiden määrään? Suomen riista 53, 49–63.
- Westman, K. 1966. Minkin levinneisyydestä Suomessa. Suomen Riista 18, 101–116.

- Williams, S. L., Crafton, E. R., Fontana, R. E., Groholz, E. D., Pasari, J. & Zabin, C. 2012. Aquatic Invasive Species Vector Risk Assessments: A vector Analysis of the Aquarium and Aquascape ('Ornamental Species') Trades in California. University of California at Davis, Bodega Marine Laboratory. 87 p.
- Wolfe, R. K. & Marsden, J. E. 1998. Tagging methods for the round goby (*Neogobius melanostomus*). *J. Great Lakes Res.* 24, 731–735.
- Wonham, M., Carlton, J., Ruiz, G. & Smith, L. 2000. Fish and ships: relating dispersal frequency to success in biological invasions. *Marine Biology* 136, 1111–1121.
- Wouters, J., Janson, S., Lusková, V. & Olsén, K. H. 2012. Molecular identification of hybrids of the invasive gibel carp *Carassius auratus gibelio* and crucian carp *Carassius carassius* in Swedish waters. *J. Fish Biol.* doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03312.x, available online at wileyonlinelibrary.com
- Wu, S.-G., Tian, J.-Y., Gatesoupe, F.-J., Li, W.-X., Zou, H., Yang, B.-J. & Wang, G.-T. 2013. Intestinal microbiota of gibel carp (*Carassius auratus gibelio*) and its origin as revealed by 454 pyrosequencing. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 29, 1585–1595.
- Yule, A. M., Barker, I. K., Austin, J. W. & Moccia, R. D. 2006. Toxicity of *Clostridium botulinum* type E neurotoxin to Great Lakes fish: implications for avian botulism. *Journal of Wildlife Diseases* 42, 479–493.
- Zabala, J. Zuberogitia, I. & Gonzalez-Oreja, J. 2010. Estimating costs and outcomes of invasive American mink (*Neovison vison*) management in continental areas: a framework for evidence based control and eradication. *Biol. Invasions* 12, 2999–3012.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Smith, G. M. 2007. *Analysing ecological data*. Springer. Retrieved from <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/book/978-0-387-45967-7>