

Jokihelmisimpukan nykytila ja lajin suojelemiseksi tarvittavat toimet Suomessa

Panu Oulasvirta



Alleco

MARINE BIOLOGICAL AND LIMNOLOGICAL CONSULTANTS

Veneentekijäntie 4

FI-00210 Helsinki, Finland

Tel. +358 (0)45 679 0300

OTSIKKO: Jokihelmisimpukannykytila ja lajin suojelemiseksi vaadittavat toimet Suomessa

PÄIVÄMÄÄRÄ: 31.3.2020

TEKIJÄ(T): Panu Oulasvirta

JULKAISU: Alleco Oy raportti n:o 3/2020

JULKAISIJA: Alleco Oy, Veneentekijäntie 4, 00210 Helsinki,
<http://www.alleco.fi>

VIITTAUSOHJE: Oulasvirta, P. 2020: Jokihelmisimpukan nykytila ja lajin suojelemiseksi tarvittavat toimet Suomessa. Alleco Oy raportti n:o 3/2020. 104 s.

Valokuvat: © Panu Oulasvirta, Alleco Oy, ellei toisin ole mainittu

Kansikuva: Jokihelmisimpukoita lappilaisessa raakkupurossa © Panu Oulasvirta

Jokihelmisimpukka on luonnonsuojelulain (1096/1996) 38 §:n 2 momentin perusteella annetun luonnonsuojeluasetuksen (160/1997) mukaan rauhoitettu laji. Sitä koskevat 39 §:n rauhoitussäädökset. Laki kieltää simpukoiden nostamisen ylös joesta ja niihin koskemisen ilman ympäristöviranomaisen poikkeuslupaa. Kielto koskee myös tyhjiä kuoria. Jokihelmisimpukkaesiintymien sijaintitiedot ovat julkisuuslain mukaista salattavaa tietoa, mikäli tiedon julkistaminen vaarantaa lajin suojelun (laki 621/1999 pykälä 24 kohta 14). Siksi raportissa ei kerrota esiintymien tarkkaa sijaintia. Arviolta vain yksi simpukka tuhannesta kantaa helmeä. Helmillä ei ole nykypäivänä kaupallista arvoa. Jokihelmisimpukan luontoarvo on 589 €/simpukka.

Esipuhe

Jokihelmisimpukka on luonnonsuojelulain (1096/1996) 38 §:n 2 momentin perusteella annetun luonnonsuojeluasetuksen (160/1997) mukaan rauhoitettu laji. Sitä koskevat 39 §:n rauhoitussäädökset. Lisäksi se on 46 §:n perusteella säädetty uhanalaiseksi lajiksi ja 47 §:n perusteella erityisesti suojeltavaksi lajiksi, koska sen häviämishuhto on ilmeinen.

Ympäristöministeriön on tarvittaessa laadittava ohjelma erityisesti suojeltavan lajin kannan tai kantojen elvyttämiseksi. Työryhmän kokoamista suunniteltiin alun perin vuonna 2015. Tällöin ympäristöministeriö tilasi Alleco Oy:ltä taustapaperiksi työryhmän käyttöön selvityksen jokihelmisimpukan nykytilasta Suomessa ja arvion tarvittavista suojelutoimista lajin säilyttämiseksi. Työryhmän perustaminen kuitenkin lykkääntyi vuoteen 2018 asti, jolloin ympäristöministeriö kutsui edustajat työryhmään 13 eri instituutiosta.

Koska alkuperäisestä taustaselvityksestä oli kulunut aikaa ja uutta tietoa jokihelmisimpukan tilasta Suomessa oli tänä aikana kertynyt, sovittiin ympäristöministeriön ja Allecon välillä 16.11.2018 allekirjoitetulla sopimuksella tietojen päivityksestä vuonna 2015 laadittuun raporttiin. Kolmas ja viimeisin päivitys tilattiin jokihelmisimpukatyöryhmän työskentelyn päätteeksi helmikuussa 2020. Käsillä oleva raportti on tämä päivitetty versio selonteosta ja se on tarkoitettu julkaista yhdessä jokihelmisimpukan suojelun toimenpidesuunnitelman kanssa. Tässä taustaselvityksessä ei oteta kantaa siihen, mikä on yhteiskunnallisesti, poliittisesti tai taloudellisesti mahdollista raakun suojelussa, vaan näkökulma on puhtaasti ekologinen - mitä toimia edellytetään, että raakun suotuisan suojelun taso säilyisi Suomessa.

Raportin on laatinut Panu Oulasvirta Alleco Oy:stä. Raportin laadinnan yhteydessä on konsultoitu useita jokihelmisimpukan suojelun ja tutkimuksen asiantuntijoita. Kirjoittaja kuitenkin vastaa yksin raportin sisällöstä ja siinä esitetyistä näkemyksistä. Konsultoidut asiantuntijat ovat:

Paul Aspholm, NIBIO (Norja), Marie Capoulade (Ranska), Marco Denic (Saksa), Clemens Gumpinger (Itävalta), Lennart Henriksson, Natur och Människa (Ruotsi), Esko Hyvärinen, Ympäristöministeriö, Jari Ilmonen, Metsähallitus, Outi Isokääntä, Metsähallitus, Per Jakobsen (Norja), Marko Kangas, Lapin ELY-keskus, Sakari Kankaanpää, Metsähallitus, Taina Kojola, Lapin ELY-keskus, Tupuna Kovanen, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, Rami Laaksonen, Björn Mejdell Larsen, NINA, Jouni Leinikki, Alleco Oy, Ulla-Maija Liukko, Suomen ympäristökeskus, Pirkko-Liisa Luhta, Metsähallitus, Eero Moilanen, Metsähallitus, Sami Moilanen, Pirkanmaan ELY-keskus, Evelyn Moorkens (Irlanti), Tero Myllyvirta, Itä-Uudenmaan vesien ja ilmansuojeluyhdistys, Patrik Olofsson, Länsstyrelsen i Norrbotten, Matti Osara, Ympäristöministeriö, Jukka Pakkala, Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, Pierre-Yves Pasco (Ranska), Ondina Paz (Espanja), Marja-Liisa Pitkänen, Pirkanmaan ELY-keskus, Mari Rajala, Pirkanmaan ELY-keskus, Jukka Salmela, Metsähallitus, Christian Scneider (Itävalta), Ondrej Spisar (Tsekki), Juha Syväranta, Alleco Oy, Håkan Söderberg, Länsstyrelsen i Västernorrland, Jouni Taskinen, Jyväskylän yliopisto, Frankie Thielen (Luxemburg), ja Ilmari Valovirta, Helsingin yliopisto. Lisäksi ympäristöministeriön asettaman raakun suojelustrategiaa suunnitelleet työryhmän jäsenet ovat antaneet arvokkaita kommentteja raportin viimeisen version sisältöön.

Sisällys

Esipuhe.....	3
Yhteenveto.....	7
Summary.....	8
1 Johdanto.....	9
2 Jokihelmisimpukka.....	10
2.1 Taksonomia ja tuntomerkit.....	10
2.2 Elinkierto.....	11
2.3 Ikä ja kasvu.....	13
2.4 Elinympäristö.....	15
2.5 Raakun asema ekosysteemissä.....	17
2.6 Raakun tarjoamat ekosysteemipalvelut.....	18
3 Jokihelmisimpukan levinneisyys ja populaatioiden tila.....	19
3.1 Eurooppa ja Pohjois-Amerikka.....	19
3.2 Raakun tila ja levinneisyys Suomessa.....	21
3.2.1 Raakun nykyinen suojelustatus Suomessa.....	23
4 Populaatioiden tila päävesistöalueittain.....	26
4.1 Karjaanjoen vesistö.....	26
4.2 Kiskonjoen vesistö.....	27
4.3 Kokemäenjoen vesistö.....	27
4.4 Karvianjoen vesistö.....	29
4.5 Lapväärtinjoen vesistö.....	30
4.6 Ähtävänjoen vesistö.....	30
4.7 Pyhäjoen vesistö.....	31
4.8 Oulujoen vesistö.....	31
4.9 Iijoen vesistö.....	32
4.10 Vienan Kemin vesistö.....	32
4.11 Koutajoen vesistö.....	33
4.12 Simojoen vesistö.....	34
4.13 Tornionjoen vesistö.....	34
4.14 Kemijoen vesistö.....	35
4.16 Luton (Tuuloman) vesistö.....	36

4.17 Näätämön vesistö.....	38
4.18 Tenon vesistö.....	38
4.19 Paatsjoen vesistö.....	39
4.20 Kadonneet raakkuvesistöt.....	39
5 Raakun uhkatekijät Suomessa.....	39
5.1 Historialliset syyt.....	40
5.1.1 Helmenkalastus.....	40
5.1.2 Jokien perkaukset.....	40
5.2 Viimeaikaiset ja nykyajan uhkatekijät.....	41
5.2.1 Suoraan raakuihin vaikuttavat uhkatekijät.....	42
5.2.2 Välilliset tekijät.....	48
5.2.3 Vieraslajit ja luonnolliset viholliset.....	49
6 Tutkimustiedon puutteet suojelun kannalta.....	49
6.1 Raakun esiintymisalueet.....	50
6.2 Populaatioiden tila.....	51
6.3 Optimipopulaatio.....	52
6.4 Elinympäristövaatimukset.....	53
6.5 Populaatioiden geneettinen rakenne.....	55
6.6 Isäntäkalariippuvuus.....	55
6.7 Ilmaston muutoksen ja porotalouden vaikutukset.....	55
7 Ehdotus raakun suojeluohjelmaan sisällytettävistä toimenpiteistä Suomessa.....	56
7.1 Tavoite.....	56
7.2 Suojelun keinot.....	56
7.3 Toimenpiteet.....	56
7.3.1 Tiedotus.....	58
7.3.2 Uusien populaatioiden etsiminen.....	59
7.3.3 Tunnettujen populaatioiden tilan arviointi.....	59
7.3.4 Elinympäristöjen suojelu/ nykytilan säilyttäminen.....	59
7.3.5 Elinympäristöjen kunnostus.....	59
7.3.6 Lohikalakantojen suojelu ja elvyttäminen.....	60
7.3.7 <i>Ex-situ</i> suojelu.....	61
7.3.8 Simpukkasiirrot.....	66
7.3.9 Emosimpukoiden kuntoutus.....	67
7.4 Populaatioiden tilan seuranta.....	68

8 Suojelutoimien priorisointi	68
8.1 Populaation elinvoimaisuuden arviointi	68
8.2 Populaation suojeluarvon arviointi.....	69
8.3 Suojelutoimien arviointia päävesistöalueittain	72
8.3.1 Karjaanjoen vesistö	72
8.3.2 Kiskonjoen vesistö.....	73
8.3.3 Kokemäenjoen vesistö	73
8.3.4 Karvianjoen vesistö	74
8.3.5 Lapväärtinjoen/ Isojoen vesistö	74
8.3.6 Ähtävänjoen vesistö	75
8.3.7 Pyhäjoen vesistö	75
8.3.8 Oulujoen vesistö	75
8.3.9 Vienan Kemin vesistö	76
8.3.10 Iijoen vesistö	76
8.3.11 Koutajoen vesistö.....	76
8.3.12 Simojoen vesistö	77
8.3.13 Tornionjoen vesistö.....	77
8.3.14 Kemijoen vesistö	78
8.3.15 Luton (Tuuloman) vesistö	78
8.3.16 Näätämön vesistö	79
8.3.17 Tenon vesistö	79
9 Seurantaohjelma	79
9.1 Laaja seuranta	80
9.2 Suppea seuranta	81
Kirjallisuus	83
LIITE 1	94
Liite 2.....	95
Liite 3.....	100

Yhteenveto

Jokihelmisimpukka eli raakku (*Margaritifera margaritifera*) on Euroopan tasolla äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) luokiteltu, luontodirektiivin II ja V liitteen laji sekä kansallisesti luonnonsuojelulla rauhoitettu laji. Raakku on jokiluonnon luonnontilaisuudesta kertova indikaattorilaji ja sateenvarjolaji, joka suodattaessaan jokivettä *muodostaa hyvän ja puhtaan elinympäristön monelle muulle lajille kuten sen toukkien isäntänä käyttämille lohelle ja taimenelle*. Suomessa raakku rauhoitettiin ensimmäisenä selkärangattomana lajina 1955. Suojelusta huolimatta jokihelmisimpukan populaatiot ovat taantuneet voimakkaasti kaikkialla sen esiintymisalueella. Suomessa jokihelmisimpukkaa tunnetaan vajaasta 130 joesta, joista lähes 90 % sijaitsee Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin alueella. Tärkeimpiä raakkuvesistöjämme ovat lijoen, Kemijoen ja Luton vesistöalueet. Laajoja kartoittamattomia alueita on vielä etenkin Koutajoen, Simojoen, Kemijoen ja Tenon vesistöissä. Viimeisen 20 vuoden aikana laji on kyennyt todistetusti lisääntymään enää runsaassa 50 joessa, ja niistäkin suurimmassa osassa lisääntymisen taso on riittämätön ylläpitämään populaatiota pitkällä aikavälillä. Etelä-Suomessa laji elää enää seitsemässä joessa, joista vain kahdessa sen tiedetään lisääntyvän.

Raakkukantoja ovat menneisyydessä verottaneet helmenkalastus ja jokien perkaukset. Myöhemmin sen populaatioita ovat uhanneet ennen kaikkea jokien rakentaminen vesivoiman tuotantoon ja metsä- ja suo-ojitukset, joiden seurauksena monet raakkujoet ovat liettyneet.

Raakun suojelun kannalta tärkeimpiä tutkimustiedon puutteita ovat vielä tuntemattomien populaatioiden paikantaminen, tunnettujen populaatioiden tilan selvittäminen, elinympäristön raja-arvojen määrittäminen, raakkujen kasvunopeuden sekä optimipopulaation ikärakenteen selvittäminen sekä populaatioiden geneettisen rakenteen ja isäntäkalariippuvuuden tutkiminen.

Raakun suojelun tavoitteena on lajin nykyisten populaatioiden säilyminen ja taantuneiden populaatioiden elvyttäminen. Raportissa esitetyt suojelutoimet käsittävät toimia eri tasoilla ja niihin sisältyy sekä tutkimusta että varsinaisia konkreettisia suojelutoimenpiteitä kuten entuudestaan tuntemattomien populaatioiden kartoitusta, tunnettujen populaatioiden tilan selvittämistä, raakkuesiintymien erityistä huomioonottamista metsätaloudessa ja muissa vesistöihin vaikuttavissa toimissa, kunnostustoimia jokiuomassa ja valuma-alueella, lohikalakantojen suojelua ja elvyttämistä sekä *ex-situ* suojelutoimia. Lisäksi suojeluohjelman tulee sisältää populaatioiden tilan seuranta sekä tiedotusta raakkupopulaatioista ja niiden suojelusta. Tarvittavat toimet vaihtelevat vesistöistä sekä populaation uhkatekijöistä ja elinvoimaisuudesta riippuen. Suojeluresurssien tehokkaan käytön vuoksi raportissa esitetään kriteereitä, millä perusteella suojelua voidaan priorisoida eri populaatioiden välillä. Selvitys sisältää myös ensivaiheen ehdotuksen raakkuvesien seurantaohjelmasta Suomessa.

Summary

The freshwater pearl mussel (FPM, *Margaritifera margaritifera*) is a species classified in Europe as critically endangered (CR), and protected under Annexes II and V of the Habitats Directive. It is an indicator species that tells about the natural state of the river ecosystem. It is also an umbrella species which by filtering the river water provides a beneficial, clean habitat for a number of other species, including the Atlantic salmon and brown trout that are the hosts of its larvae, known as glochidia. In Finland, FPM was protected as a first invertebrate species by the Nature Conservation Act in 1955. Despite the protection, the species has been declining everywhere on its distribution range. Currently FPM is known in Finland from ca. 130 rivers, out of which almost 90 % are located in the northern part of the country. The most important FPM areas in Finland are the Iijoki, Kemijoki and Lutto river basins. Large uninvestigated areas are still remaining especially in the River Koutajoki, Simojoki, Kemijoki and Teno catchments. During the last 20 years, recruitment of young mussels has been documented to have taken place in ca. 50 populations. However, in most of these populations the level of recruitment is not on a sustainable level to maintain the population in a long run. In southern Finland, FPM is known to live at present only in seven rivers, and recruitment of juvenile mussels takes place only in two rivers.

Since the era of pearl fishing, the other reasons for the declining of the populations have been the clearing of rivers for timber floating, the construction of hydropower plants, and ditching of forest and peat lands, which have led to the silting of rivers.

Scientific research data is essential for the protection of the populations. The biggest gaps in the knowledge are to locate the still unknown populations, to evaluate the status of the known populations, to determine the environmental thresholds for the species, to evaluate the growth speed in different populations and age structure for an "optimal" population and to study the genetical structure and host fish specificity of the populations.

This report is a background paper for the working group set up by the Finnish Ministry of Environment. The task of the working group has been to prepare an Action Plan for the protection of FPM in Finland. An overall objective of the FPM Action plan is maintaining the existing populations and restoring the declined populations. The required conservation measures include actions on different levels and they include both research and concrete conservation measures such as locating of the unknown populations, assessing the status of the known populations, taking the FPM into special consideration in forestry operations and other actions influencing into the river nature, restoring the damaged habitats in the rivers and their catchments areas, restoring the salmonid fish populations and *ex-situ* conservation actions such as captive breeding of the mussels. Moreover, the Action plan should include monitoring of the populations and informing the public about the species and its protection. The required actions vary between the rivers and depend on the status and threats of each population. In order to efficiently focus the conservation measures, criteria for prioritizing the populations between each other are given in this report. The report also includes a preliminary proposal for the FPM monitoring program in Finland.

1 Johdanto

Jokihelmisimpukka eli kansankielellä raakku (*Margaritefera margaritifera*) kuuluu Euroopan Unionin Habitaattidirektiivin liitteen II lajeihin, joiden suojelemiseksi on perustettava erityisen suojelun alueita. Jokihelmisimpukka on luokiteltu Euroopassa äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) ja maailmanlaajuisesti (Pohjois-Amerikka huomioiden) erittäin uhanalaiseksi (EN) (Moorkens ym. 2018). Suomen viimeisessä uhanalaisuusluokituksessa jokihelmisimpukka luokiteltiin erittäin uhanalaiseksi (Rassi ym. 2010). Jokihelmisimpukka on rauhoitettu luonnonsuojelulailla ensimmäisenä selkärangattamona vuonna 1955.

Suojelusta huolimatta jokihelmisimpukan kannat ovat Suomessa kuten myös muualla sen esiintymisalueella taantuneet voimakkaasti. Meillä elinvoimaisia kantoja esiintyy lähinnä enää Pohjois-Suomen latvapuroilla. Niissäkään populaatioissa, missä vielä tapahtuu lisääntymistä, lisääntymisen taso on harvoin riittävä ylläpitämään populaatiota pitkällä aikavälillä. Viimeisimpien selvitysten mukaan lajin esiintyminen maassamme on ilman erityisiä suojelutoimia jäämässä muutaman latvapuron varaan, joissa populaation häviämiskatku on ilman ihmisvaikutustakin suuri (Oulasvirta ym. 2015a, Oulasvirta ym. 2017).

Jokihelmisimpukan suojelemiseksi on laadittu kansallisia tai alueellisia suojelu- ja seurantaohjelmia eri puolilla Eurooppaa (esim. Araujo & Ramos 2015, AOPK CR 2013, Bergengren 2009, Gaughran 2009, Northern Ireland Species Action Plan 2005, Arendt 2009, Langan ym. 2007, Prie & Cochet 2011). Naapurimaistamme Ruotsissa ensimmäinen versio jokihelmisimpukan toimenpideohjelmaksi laadittiin jo vuonna 1991 (Grundelius ym. 1991). Sen jälkeen ohjelmaa on päivitetty useaan otteeseen. Viimeisin päivitys Ruotsin suojeluohjelmasta valmistui vuonna 2018 (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Norjassa toimenpideohjelma raakun suojelemiseksi julkaistiin 2006 (Direktoratet for naturforvaltning 2006) ja ohjelman viimeisin päivitys valmistui Ruotsin tapaan 2018 (Miljödirektoratet 2018). Myös Viron ainoalle raakkupopulaatiolle on laadittu suojelusuunnitelma (Keskonnaministeriet 2014). Suunnitelma on tarkoitus päivittää 2020.

Tämä raportti on esiselvitys jokihelmisimpukan suojeluohjelman laatimisen pohjaksi Suomessa. Selvitys on ollut ympäristöministeriön 29.11.2018 asettaman työryhmän käytössä taustaselvityksenä varsinaisen suojelustrategian laatimista varten. Työryhmän jäsenet ja heidän varajäsenensä ovat olleet seuraavat:

Puheenjohtaja:

Päällikkö Tuula Kurikka, Metsähallitus, Luontopalvelut

Jäsenet ja varajäsenet:

Suunnittelija Pirkko-Liisa Luhta, Metsähallitus, Luontopalvelut (työryhmän sihteeri)

Ympäristöneuvos Esko Hyvärinen, ympäristöministeriö (varalla neuvotteleva virkamies Antton Keto)

Erityisasiantuntija Jouni Tammi, maa- ja metsätalousministeriö

Jukka Pakkala, Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus (varalla Anne Laine, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus)

Ylitarkastaja Marja-Liisa Pitkänen, Pirkanmaan ELY-keskus (varalla Sami Moilanen)

Ympäristöasiantuntija Maarit Kaukonen, Metsähallitus, Metsätalous Oy

Vanhempi tutkija Ulla-Maija Liukko, Suomen ympäristökeskus (varalla Erikoistutkija Heikki

Mykrä)

Projektipäällikkö Antti Leinonen, Suomen Metsäkeskus (varalla Luonnonhoidon asiantuntija Pirita Soini)

Lakimies Anna-Rosa Asikainen, MTK ry (varalla Asiantuntija Airi Kulmala)

Puheenjohtaja Tiina Sanila-Aikio, Saamelaiskäräjät

Professori Jouni Taskinen, Jyväskylän yliopisto

Tutkija Pekka Korhonen, Luonnonvarakeskus (varalla Erikoistutkija Teppo Vehanen)

Suojeluasiantuntija Olli Sivonen, WWF Suomi (varalla Virtavesiasiantuntija Manu Vihtonen)

Toiminnanjohtaja Päivi Lundvall, Suomen luonnonsuojeluliitto (varalla Eritysiasiantuntija Tapani Veistola).

Erkki Huttula, Kemijoki Oy (varalla Tuomo Huttunen, Energiateollisuus ry.)

Työryhmän pysyvänä asiantuntijana toimii tämän raportin kirjoittaja Erikoisasiantuntija Panu Oulasvirta, Alleco Oy:stä.

2 Jokihelmisimpukka

2.1 Taksonomia ja tuntomerkit

Jokihelmisimpukka on yksi seitsemästä makean veden suursimpukkalajistamme (Unionidae). Jokihelmisimpukan heimo (Margaritiferidae) on peräisin noin 100 miljoonan vuoden takaa, liitukaudelta. Nykyinen Margaritifera-suku poikkeaa jossain määrin esi-isistään. Jokihelmisimpukan suvussa on vain muutamia lajeja, mutta ne muodostavat yhden laajimmalle levinneen suolattoman veden simpukkasuvun maailmassa. Näihin kuuluu myös kotoinen jokihelmisimpukkamme (*Margaritifera margaritifera* L.).

Jokihelmisimpukan tunnistaa munuaismaisesta muodostaan ja kullan- tai tummanruskeasta väristään. Varsinkin vanhemmilla yksilöillä kuoren pintakerros on saranan alueella usein rapautunut. Asiaan vihkiytymätön saattaa kuitenkin sekoittaa lajin muihin jokisimpukoihin (Unio -suku) tai järvisimpukoihin (Anodonta, Pseudanodonta), joita voi olla myös virtavesissä. Varman lajintunnistuksen voi tehdä kuoren sisäpuolelta: jokihelmisimpukalla kuoren saranakohdan lähellä on kolme kardinaalihammasta, mitä järvisimpukoilla ei ole. Unio -suvun jokisimpukoilla on pienten kardinaalihampaiden lisäksi lateraalihammas, mitä jokihelmisimpukalla taas ei ole. Luonnollisessa elinympäristössään simpukat on helppo tunnistaa sukeltaessa tai vesikiikarilla niiden hengitysaukoista: jokihelmisimpukalla aukkojen reunat ovat liuskamaiset kun ne muilla suursimpukoilla ovat ripsimäiset (Kuva 1). Jokihelmisimpukka kasvaa 10–15 cm pituiseksi, suurimpien löydettyjen yksilöiden ollessa noin 16–17 cm.



Kuva 1. Jokihelmisimpukan (vasemmalla) hengitysauskon reunat ovat liuskamaiset erotuksena pikkujärvisimpukan (*Anodonta anatina*, oikealla) tai jokihelmisimpukoihin kuuluviin sysisjokisimpukan (*Unio tumidus*, keskellä) ripsimäisiin hengitysauskoihin.

2.2 Elinkierto

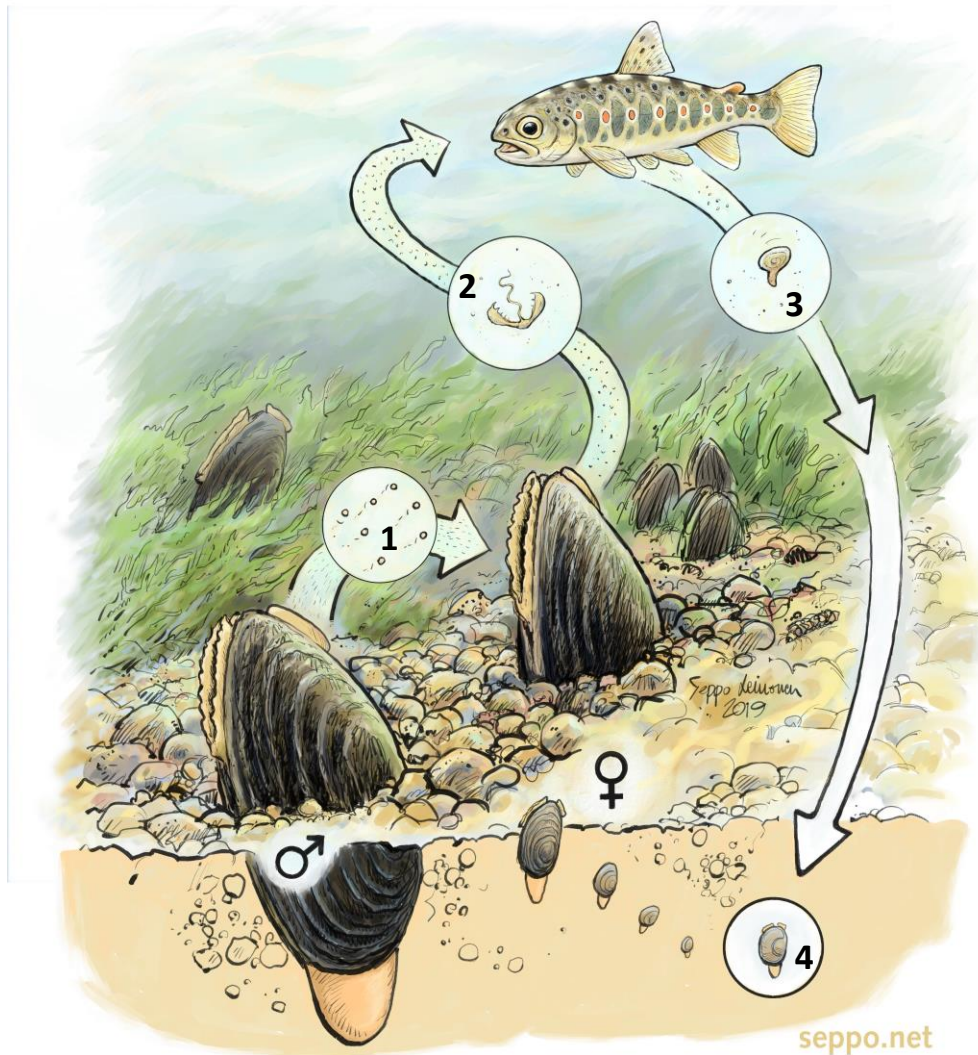
Jokihelmisimpukan elinkierto on monivaiheinen (Kuva 2) ja siihen sisältyy pullonkaulavaiheita, joissa kuolleisuus on suurta. On arvioitu, että jokihelmisimpukan glokidiotoukista vain yksi sadasta miljoonasta kehittyy simpukaksi (Ziuganov ym. 1994). Suurta kuolleisuutta toukka- ja nuoruusvaiheessa laji kompensoi pitkällä eliniällään ja valtavalla toukkien tuotannolla.

Lisääntyminen alkaa sillä, että koirassimpukat vapauttavat siittiönsä veteen. Tämä tapahtuu kesällä heinä-elokuussa. Siittiöt ajautuvat virran mukana naarassimpukan kiduslehtien väliin, missä ne hedelmöittävät naaraan munasolut. Yhdessä naaraassa saattaa olla jopa 3–5 miljoonaa munasolua (Ziuganov ym. 1994, Proschwitz ym. 2006), joista hedelmöityksen tapahduttua kehittyy glokidiotoukkia. Loppukesällä tai syksyllä naaras vapauttaa 50–70 µm mittaiset glokidiot veteen. Jatkaakseen kehittymistään glokidioiden pitää päästä isäntäkalaksi sopivan kalan kiduksiin. Isäntäkalaksi kelpaavat meillä vain taimen (*Salmo trutta*) tai lohi (*Salmo salar*). Skotlannissa ja Walesissa myös raudun (*Salvelinus alpinus*) on todettu toimivan raakun isäntäkalana (Thomas & de Leaniz 2011). Arvioiden mukaan sellaisillakin joilla, missä on hyvä isäntäkalakanta, vain 1/10 000 glokidiosta päätyy kalan kiduksiin (Proschwitz ym. 2006, Young & Williams 1984).

Glokidiot loisivat kalan kiduksissa talven yli ja kehittyvät tänä aikana pieniksi, 200–400 µm mittaisiksi simpukanaluiksi. Loisintajakson kesto vaihtelee parista kuukaudesta miltei vuoteen (Ziuganov ym. 1994). Kehitysaika riippuu veden lämpötilasta: kehittyminen ja kasvu ovat sitä hitaampia mitä kylmempää joen vesi on (Taskinen ym. 2015a). Isäntäkalan mukana simpukat voivat kolonisoida joessa uusia alueita. Seuraavana keväänä tai alkukesällä simpukanalut irtoavat kalan kiduksista ja vajoavat joen pohjaan. Raakkujen elinkierron tästä vaiheesta tiedetään melko vähän. Toukkavaiheen ohella se on kuitenkin elinkierron toinen pullonkaula, missä kuolleisuus on erittäin suurta. Yleinen käsitys on, että pienet simpukat vajoavat pohjamateriaalin sisään sorajyvästen väleihin, missä ne eri arvioiden mukaan viettävät ensimmäiset 1–7 elinvuottaan (Ziuganov ym. 1994, Dunca & Mutvei 2006). Kasvettuaan vajaan sentin mittaisiksi simpukat nousevat näkyviin sedimentin pinnalle ja alkavat suodattaa ravintonsa jokivedestä. On kuitenkin

myös havaintoja tätä pienemmistä simpukoista, jotka ovat esiintyneet pohjalla näkyvissä aikuisten simpukoiden joukossa.

Sukukypsyyden raakut saavuttavat 15–20 vuoden ikäisinä ja säilyvät sen jälkeen lisääntymiskykyisinä koko ikänsä (Bauer 1987, Skinner ym. 2003, Valovirta ym. 2003, Larsen 2005, Degerman ym. 2009). Nuoruusvaiheista selvittyään on aikuisten simpukoiden kuolleisuus selvästi alhaisempaa. Ihmisen lisäksi niillä on melko vähän luonnollisia vihollisia (ks. luku 5.2.3). Raakut itse hankkivat ravintonsa suodattamalla jokivettä ruumiinontelonsa läpi. Niiden vatsaontelosta on löydetty muun muassa planktoneliöstöä, mikroskooppisia pii- ja viherleviä ja kasvien siitepölyä (Ziuganov ym. 1994).



Kuva 2. Jokihelmisimpukan elinkierto. (1) Siittiöt kulkeutuvat virran mukana naaraan ruumiinonteloon, missä ne hedelmöittävät naaraan munasolut. (2) Naaraan kiduslehdillä kehittyneet glukidiotoukat vapautuvat veteen loppukesällä–alkusyksyllä. Pieni osa niistä pääsee loisimaan isäntäkalan – lohen tai taimenen – kiduksiin. (3) Seuraavana kesänä muodon muutoksen käyneet raakun alkiot irtautuvat kalan kiduksista ja (4) kaivautuvat ensimmäisiksi elinvuosiksi joen pohjasedimentin sisään. Vajaan sentin mittaan kasvettuaan nuoret simpukat ilmestyvät näkyviin sedimentin pinnalle ja alkavat ottaa ravintonsa suodattamalla jokivedestä.

2.3 Ikä ja kasvu

Bauer (1992) arvioi raakun maksimaalisen eliniän vaihtelevan 30–130 vuoden välillä. Myöhempi tutkimus on kuitenkin osoittanut, että yksittäiset raakut voivat saavuttaa huomattavasti tätä korkeamman iän. Esimerkiksi Pohjois-Suomessa kerätyistä näytteistä on määritetty yli 180 vuoden ikäisiä simpukoita (Helama & Valovirta 2008a). Kesällä 2019 Luton pääuomasta kerätyissä näytteissä vanhin raakku oli 208 vuoden ikäinen (Metsähallitus, Salmus-hanke, julkaisematon aineisto). Tutkittua ikäennätystä pitää hallussaan Pohjois-Ruotsin Görjeåsta löydetty yli 280 vuoden ikäinen simpukka (Dunca & Mutvei 2009). Etelä-Euroopassa raakut saavuttavat vain 35 vuoden iän (Miguel ym. 2004).

Yksinkertainen menetelmä laskea raakun ikää on laskea kuoren vuosirenkaat. Menetelmä sopii melko hyvin nuorille, alle 20 vuoden ikäisille simpukoille (Kuva 3). Vanhemmiten kasvu hidastuu, jolloin kuoren vuosirenkaat muodostuvat niin lähelle toisiaan, ettei iänmääritys ole enää luotettava. Vanhoilla simpukoilla kuori on lähellä saranaa useimmiten myös niin rapautunut, ettei vuosirenkaita enää näy. Tarkemman arvion iästä saa halkaisemalla kuori saranan kohdalta ja tutkimalla vuosilustot mikroskoopilla kuoren poikkileikkauksesta. Näin on voitu määrittää myös vanhempien yksilöiden ikää.

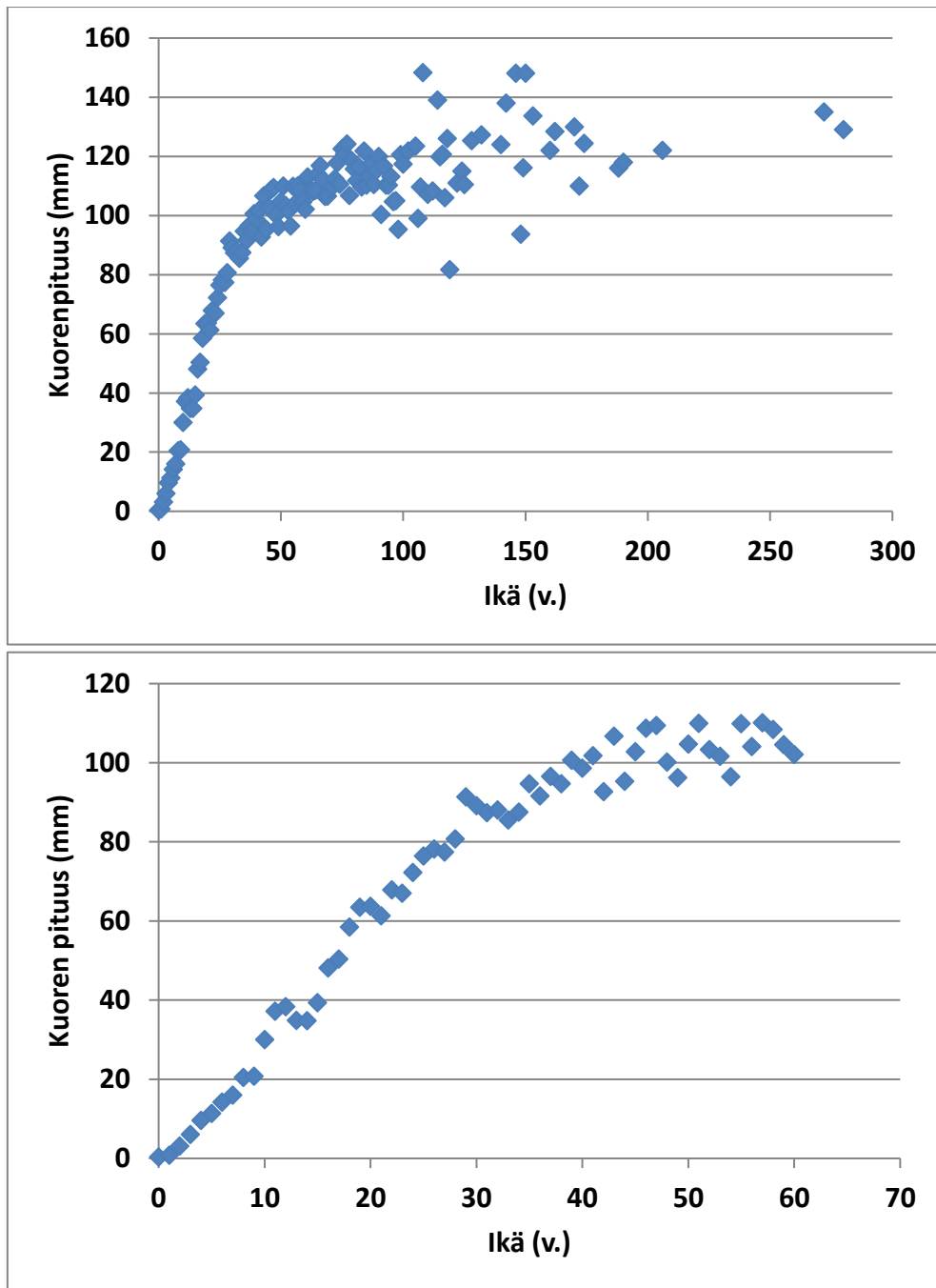
Jokihelmisimpukan kasvunopeus vaihtelee maantieteellisesti ja jokien välillä. Yleinen käsitys on, että kasvu on sitä hitaampaa, mitä pohjoisempana ja kylmemmissä oloissa simpukat elävät (Bauer 1992). Helama & Valovirta (2008b) esimerkiksi totesivat eron kasvunopeudessa Pirkanmaan ja Lapin raakkujen välillä, ensin mainittujen kasvunopeuden vastatessa Skotlannin populaatioissa laskettuja keskimääräisiä kasvunopeuksia. Duncan & Mutvein (2009) sekä Dunca ym. (2011) Ruotsissa tekemien tutkimusten mukaan kasvunopeudessa ei kuitenkaan ollut havaittavissa eroa Pohjois-Ruotsin ja Etelä-Ruotsin välillä. Sitä vastoin kasvunopeus saattoi vaihdella voimakkaasti saman maantieteellisen alueen sisällä riippumatta siitä olivatko raakut pohjoisista vai eteläisistä populaatioista. Tällä perusteella he jakoivat populaatiot nopeasti kasvaviin, normaalisti kasvaviin ja hitaasti kasvaviin. Esimerkiksi 2 cm pituisten raakkujen ikä oli normaalisti kasvavissa populaatioissa 10 ± 1 , nopeasti kasvavissa 7 ± 1 ja hitaasti kasvavissa 15 ± 1 vuotta. Vastaavasti viisienttiset raakut ovat normaalisti kasvavissa populaatioissa 18 ± 2 , nopeasti kasvavissa 12 ± 2 ja hitaasti kasvavissa 25 ± 2 vuoden ikäisiä. Dunca & Mutvei (2009) arvelivat veden lämpötilan sijasta mm. veden pH:n, ja puskurikyvyn sekä ravinnon määrän vaikuttavat raakkujen kasvunopeuteen. Hastie ym. (2000a) totesivat myös joen koon ja raakkujen kasvunopeuden korreloivan siten, että mitä suurempi joki sitä nopeammin raakut kasvoivat. Myös saman joen sisällä saattaa olla vaihtelua kasvunopeudessa (Aspholm 2012). Ollakseen luotettavia simpukan kuoren pituuteen perustuvat iänmääritykset vaativat siis taustatiedoksi vuosilustoista tehtyjä ikämäärityksiä erikokoisista simpukoista.

Kasvunopeus on hidasta myös ensimmäisten elinvuosien aikana kun raakut ovat hautautuneina pohjasedimentin sisään. Iijoen vesistöissä vuonna 2013 löydetty 9 millimetrin pituinen raakku oli iältään seitsemän vuotta (Taskinen ym. 2015a). Tämä vastaa Duncan ym. (2011) Ruotsissa tekemien tutkimusten mukaista normaalia kasvunopeutta. Hitaasti kasvavissa populaatioissa seitsemän vuoden ikäinen raakku olisi vasta 5 mm ja nopeasti kasvavissa populaatioissa jo 20 mm (Dunca ym. 2011). Pohjasedimentin pinnalle ilmestyttyään raakun kasvu on melko nopeaa 50–60 ikävuoteen saakka (Kuva 4). Tämän jälkeen kasvu hidastuu ja 60 ikävuoden jälkeen kasvu on enää

hyvin vähäistä (Dunca & Mutvei 2009, Dunca ym. 2011, Helama & Valovirta 2008b). Dunca & Mutvei (2009) esimerkiksi laskivat erään 200-vuotiaan yksilön kasvaneen kuoren pituutta viimeisen sadan vuoden aikana vain yhden millimetrin.



Kuva 3. Kuoren vuosirenkaat on helposti erotettavissa kuvan keskellä olevissa nuorissa jokihelmisimpukoissa. Aikuisissa simpukoissa vuosirenkaita ei yleensä pysty erottamaan.



Kuva 4. Jokihelmisimpukoiden kasvu. Kuvien aineisto perustuu yhteensä 1189 simpukkaan Ruosista ja 18 simpukkaan Kuolan niemimaan Varzugajoelta. Alemmassa kuvassa esitetty vain ensimmäiset 60 vuotta, jonka jälkeen kasvu hidastuu huomattavasti. Lähde: Havs- och vattenmyndigheten (2018)

2.4 Elinympäristö

Jokihelmisimpukka elää ainoastaan virtaavassa vedessä. Tosin Norjassa raakkuja on löydetty järvistäkin, mutta ilmeisesti näissäkin tapauksissa vesi on ollut jossain määrin virtaavaa (Esplund 2015). Vuosina 2003–2005 Ylä-Lapissa tehdyissä selvityksissä todettiin, että raakut suosivat jokihabitaateista ennen kaikkea joen niva-paikkoja (Oulasvirta ym. 2006, Kuva 5). Seuraavaksi

yleisimmin raakkuja oli virtapaikoissa, sitten koskissa ja vähiten suvantopaikoissa. Hyvissä raakkujoissa simpukoita tavattiin myös epätavallisissa ympäristöissä kuten suvantojen pehmeillä sedimenttipohjilla ja vesikasvillisuuden juuristoista.

Pohjanlaadun puolesta raakut suosivat kivikkoisia pohjia, missä kivien väleissä on usein sora- ja hiekkalaikkuja (Hastie ym. 2000b, Oulasvirta ym. 2006, Skinner ym. 2003, Kuva 6). Suuremmat lohkaaret tarjoavat raakuille suojaa etenkin keväällä jäiden lähdön aikaan. Varsinkin niillä alueilla, missä tavataan raakun nuoruusvaiheita, on virtaus usein hieman heikompi ja soraa tai karkeaa hiekkaa on enemmän. Simpukan nuoruusvaiheiden elinehtona kuitenkin on, että sedimentin sisäinen huokosvesi vaihtuu ja hapettuu tehokkaasti (Geist & Auerswald 2007).

Syvyyden puolesta raakkuja on tavattu sekä äärimmäisen matalissa, alle 10 cm syvyisillä paikoilla, että yli viiden metrin syvyydestä (Oulasvirta ym. 2006). Keskimäärin raakut suosivat matalia, alle metrin syvyisiä vesiä. Itse syvyyttä tärkeämpi tekijä on todennäköisesti habitaatti: raakkujen suosimat koski- ja nivahabitaatit ovat luonnostaan matalia. Tämän lisäksi raakkuja nykyisin on jäljellä pääasiassa pienissä latvapuroissa, missä vesisyvydet ovat matalia.



Kuva 5. Kuvassa näkyvät lohkaareiset nivapaikat ovat tyypillistä jokihelmisimpukan elinympäristöä.



Kuva 6. Raakut viihtyvät kivikkoisilla pohjilla, missä kivien välissä on soran ja karkean hiekan laikkuja. Suuremmat lohkat suojaavat simpukoita mm. keväällä jäiden lähdön aikaan.

2.5 Raakun asema ekosysteemissä

Jokihelmisimpukkaa pidetään jokiekosysteemin avainlajina ja huippuindikaattorina. Elinkierron herkistä alkuvaiheista johtuen lajin lisääntyminen onnistuu käytännössä vain luonnontilaisissa tai lähes luonnontilaisissa joissa, missä on riittävän tiheä taimen- tai lohikanta. Jokihelmisimpukan lisääntymiskierto vaarantuu erityisesti kohonneen ravinne- ja kiintoainepitoisuuden aiheuttaman liettymisen seurauksena, kun happipitoisuus laskee pohjasedimentin huokosvedessä (Bauer 1988, Geist & Auerswald 2007). Aikuiset jokihelmisimpukat ottavat hapen ja ravinnon suodattamalla suoraan joen virrasta, ja sietävät huomattavasti paremmin vaikeita ympäristöoloja kuin huokosvedessä elävät simpukan nuoruusvaiheet. Siksi lisääntyvää jokihelmisimpukkakantaa pidetään joessa hyvän veden laadun ja terveen ekosysteemin huippuindikaattorina. Vastaavasti pelkästään aikuisista yksilöistä koostuva raakupopulaatio kertoo siitä, että joen tilassa on jossain vaiheessa tapahtunut negatiivinen käänne, mikä on estänyt raakun luonnollisen elinkierron. Tämä on vallitseva tilanne suurimmassa osassa Keski-Euroopassa ja eteläisessä Fennoskandiassa vielä jäljellä olevissa raakkujoissa.

Runsas ja elinvoimainen jokihelmisimpukkapopulaatio paitsi ilmentää hyvää veden laatua, myös tuottaa sitä. Aikuinen jokihelmisimpukka suodattaa ruumiinontelonsa läpi jopa 50 litraa vettä vuorokaudessa samalla puhdistaa sitä. Tiheillä simpukkaesiitymillä (Kuva 7) on siten merkittävä rooli joen veden puhdistajana. Tämän vuoksi jokihelmisimpukkaa pidetään ekosysteemissä nk. avainlajina, so. lajina joka tarjoaa hyvän elinympäristön myös monelle muulle lajille.

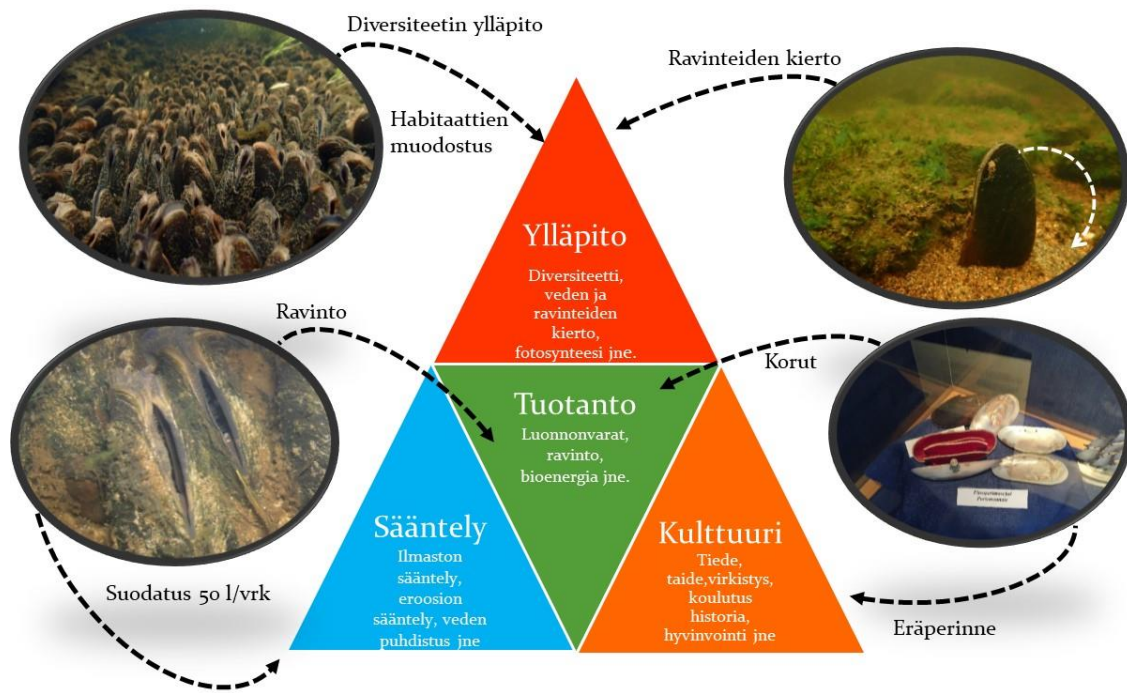
Luonnonsuojelutyössä raakku luetaan nk. sateenvarjolajeihin eli tiukkojen elinympäristövaatimusten omaaviin lajeihin, joiden suojelusta hyötyvät monet muutkin lajit ja kokonaiset ekosysteemit.



Kuva 7. Suurimmissa raakkutihentymissä saattaa olla jopa 1000 simpukkaa neliometrillä. Suodattamalla vettä jopa 50 l/yksilö/vrk tällainen tihentymä puhdistaa tehokkaasti joen vettä.

2.6 Raakun tarjoamat ekosysteemipalvelut

Edellä kuvattu raakun rooli puhtaan veden tuottajana on esimerkki jokihelmisimpukan tarjoamista **ekosysteemipalveluista**. Ekosysteemipalvelut jaetaan karkeasti neljään pääryhmään eli sääntely-, tuotanto-, ylläpito- ja kulttuuripalveluihin (Kuva 8). Raakun veden suodatus on esimerkki sääntelypalveluista. Muita jokihelmisimpukan tarjoamia ekosysteemipalveluita ovat diversiteetin ylläpito muodostamalla habitaatteja muille eliöille (ylläpitopalvelut). Toinen esimerkki ylläpitopalveluista ovat raakkujen ulosteet, jotka toimivat ravintona pohjaeläimille, jotka edelleen ovat ravintoa kaloille. Raakkuihin liittyvä helmenkalastuksen aikainen eräperinne sekä tutkimus nykyaikana ovat esimerkkejä kulttuurisista ekosysteemipalveluista. Historiallisena aikana raakuista saadut helmet ja muut korut edustivat tuotannollisia ekosysteemipalveluita.



Kuva 8. Ekosysteemipalveluiden pääluokat ja raakun tarjoamia ekosysteemipalveluita (mukailten Vaughn 2017).

3 Jokihelmisimpukan levinneisyys ja populaatioiden tila

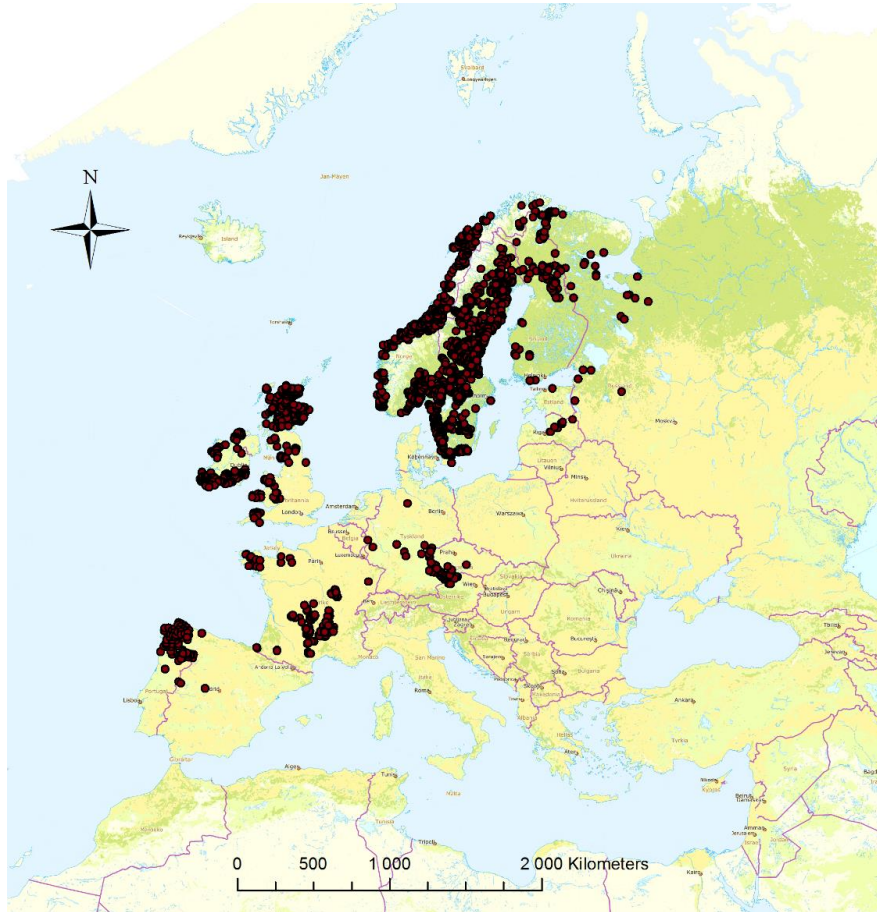
3.1 Eurooppa ja Pohjois-Amerikka

Jokihelmisimpukan levinneisyys Euroopassa noudattaa pitkälti Atlantin lohen nousuvesistöjä (Kuva 9). Raakku lienee alun perin levinnyt nimenomaa Atlantin lohen mukana eri vesistöihin ja myöhemmin, levitessään vesistöjen latvaosiin, sopeutunut elämään myös taimenen varassa. Raakun populaatiot ovat taantuneet kaikkialla sen alkuperäisellä esiintymisalueella. Esimerkiksi Keski-Euroopassa laji on kadonnut yli 95 % alkuperäisistä esiintymisalueistaan (Bauer 1986). Pohjois-Amerikassa jokihelmisimpukkaa esiintyy USA:n koillisten osavaltioiden ja Kanadan itäosien Atlantiin laskevissa vesistöissä (Ziuganov ym. 1994, Zanatta 2018). Raakun tilasta ja populaatioista Pohjois-Amerikassa ei ole yhtä kattavaa aineistoa, mutta nykytiedon mukaan raakku ei siellä olisi yhtä uhanalainen kuin Euroopassa (Zanatta ym. 2018, NatureServe 2017).

Tämän päivän suurimmat ja elinvoimaisimmat raakku populaatiot Euroopassa ovat Norjassa sekä Venäjällä Kuolan niemimaan Vienanmereen laskevissa joissa. Maailman kenties runsaslukuisin populaatio on Varzugajoessa Kuolan niemimaalla, jossa elää yli 100 miljoonaa raakku (Ziuganov ym. 1994). Norjan 360 raakkujoessa arvioidaan olevan 140 miljoonaa yksilöä (Larsen 2009). Ruotsissa arvioidaan olevan lähes 40 miljoonan raakun kanta. Vuoden 2016 tilaston mukaan Ruotsissa on 630 raakkujokea, joista 46 % tapahtuu vähintäänkin vähäistä lisääntymistä (Havs- och

vattenmyndigheten 2018). Yli miljoonan simpukan raakkukanta on myös Irlannissa, Skotlannissa ja todennäköisesti myös Suomessa.

Suurimmasta osasta esiintymisaluettaan raaku on katoamassa, koska ne eivät pysty lisääntymään luontaisesti. Luontaisesti lisääntyviä raakupopulaatioita on Euroopassa jäljellä enää Irlannissa, Skotlannissa, Norjassa, Ruotsissa, Venäjällä ja Suomessa. Keski-Euroopassa laji lisääntyy vain yksittäisissä joissa. Esimerkiksi Saksan Lutter -joessa lajin luontainen elinkierto on mittavien suojelutoimien seurauksena saatu uudelleen toimimaan (Altmüller 2013).



Kuva 9. Jokihelmisimpukan levinneisyys Euroopassa (mukailien Havs- och vattenmyndigheten 2018).

3.2 Raakun tila ja levinneisyys Suomessa

Verrattuna naapurimaihimme Ruotsiin, Norjaan ja Venäjään on raakun tila Suomessa huomattavasti heikompi. Laji on maassamme voimakkaasti taantunut miltei kaikkialla sen alkuperäisellä esiintymisalueella. Aiemmin populaatioiden taantumisen syynä oli lähinnä intensiivinen helmenkalastus. Laillinen helmenkalastus Suomessa loppui vuonna 1955, kun jokihelmisimpukka rauhoitettiin ensimmäisenä selkärangattomana eläimenä maassamme. Rauhoitus ei kuitenkaan estänyt lajin elinympäristöjen tuhoamista. Jokien valjastaminen vesivoiman tuotantoon, jokien perkaaminen ja oikominen tukinuittoa ja tulvasuojelua varten, suo- ja metsäalueiden ojitukset sekä jokien rehevöityminen ovat monin paikoin hävittäneet tehokkaammin raakkukantoja kuin historiallinen helmenpyynti.

Suomessa tunnettiin 1900-luvun alussa yli 200 jokea, jossa jokihelmisimpukka pystyi elämään ja lisääntymään (Valovirta 2006). Todellinen raakkujokien määrä oli luultavasti huomattavasti suurempi, koska kaikista esiintymistä varsinkaan syrjäseuduilla ei ollut tietoa. Kartoitustyön edetessä uusia, entuudestaan tuntemattomia, jokihelmisimpukkajokia löytyy edelleen etenkin Pohjois-Suomesta. Pelkästään 2000-luvulla on löydetty kymmeniä uusia raakkujokia. Myös Etelä-Suomesta, Pirkanmaalta, löytyi uusi raakkupopulaatio vielä vuonna 2014.

Raakkupopulaatioiden elinvoimaisuutta arvioidaan yleensä populaation koon ja nuorten simpukoiden esiintymisen perusteella (Taulukko 1). Esimerkiksi Ruotsissa käytetty luokittelu perustuu populaatiokokoon (yli tai alle 500 yksilöä) sekä pienten (=nuorten), alle 20 mm ja alle 50 mm simpukoiden osuuteen populaatiosta (Bergengren ym. 2010, Söderberg ym. 2009). Samankaltaista, pienten simpukoiden määrään perustuvaa elinvoimaisuuden luokittelua on sovellettu myös mm. Skotlannissa ja Irlannissa (Young ym. 2003). Koska pelkkään simpukan kokoon perustuva ikämääritys ei välttämättä anna oikeaa kuvaa kyseisen joen simpukoiden ikäjakaumasta (ks. tarkemmin luku 2.3), on tuoreemmissa luokittelusysteemeissä kuten CEN (2017) standardissa, päädytty viittaamaan kokojakauman sijasta suoraan simpukoiden ikään. Ruotsalaisessa systeemissä populaatiot luokitellaan viiteen eri elinvoimaisuutta kuvaavaan luokkaan sekä huomioidaan lisäksi sukupuuttoon kuolleet, aiemmin tiedossa olleet populaatiot. Skotlantilaisessa ja CEN luokittelussa populaatiot sen sijaan jaetaan vain kahteen luokkaan, *elinvoimaisiin* (functional/sustainable) ja *ei-elinvoimaisiin* (non-functional/unsustainable) (Taulukko 1).

Viimeisimpien julkaistujen arvioiden mukaan Suomessa tunnetaan 117 raakkujokea* (Oulasvirta ym. 2017). Tämänkin jälkeen raakkujokia on löydetty lisää: tähän raporttiin kerättyjen päivitetyn aineiston mukaan Suomessa olisi tällä hetkellä 129 raakkujokea (Liite 2). Luku ei ole aivan tarkka, sillä monessa tapauksessa ei simpukoiden nykyesiintymisestä ole päivitettyä tietoa. Raakkujoista valtaosa sijaitsee Pohjois-Suomessa, joissa tärkeimmät raakun esiintymisalueet ovat Luton, Kemijoen sekä Iijoen vesistöalueet (Kuva 10). Tunnetuista populaatioista arviolta vain noin puolessa laji on ainakin vähäisessä määrin pystynyt lisääntymään viimeisen 20 vuoden aikana (Taulukko 2). Suurimmassa osassa niistäkin populaatioista, joissa lisääntymistä vielä tapahtuu, populaatio taantuu, koska lisääntymisen taso on useimmiten riittämätön ylläpitämään populaatiota pitkällä tähtäimellä. Oulujoen vesistön eteläpuolella on enää seitsemän raakkujokea, joista ainoastaan kahdessa, Pirkanmaan Ruonanjoessa ja Turkimusojoessa, lajin luontainen elinkerto toimii (Oulasvirta ym. 2012, Oulasvirta ym. 2013, Valovirta ym. 2003, Valovirta 2016, Oulasvirta & Syväranta 2017a, Oulasvirta 2018, Oulasvirta & Saarman 2019).

*Raakkujoen, raakkuesiintymän ja raakkupopulaation määritelmä, ks. Liite 1

Taulukko 1. Raakkupopulaation elinvoimaisuuden määrittämisessä käytettyjä kriteereitä. CEN - luokituksessa huomioidaan myös simpukoiden tyypillinen elinikä ja sen vaikutus nuorten simpukoiden osuuteen optimipopulaatiossa. Lähteet: Bergengren ym. (2010), CEN (2017), Young ym. (2003).

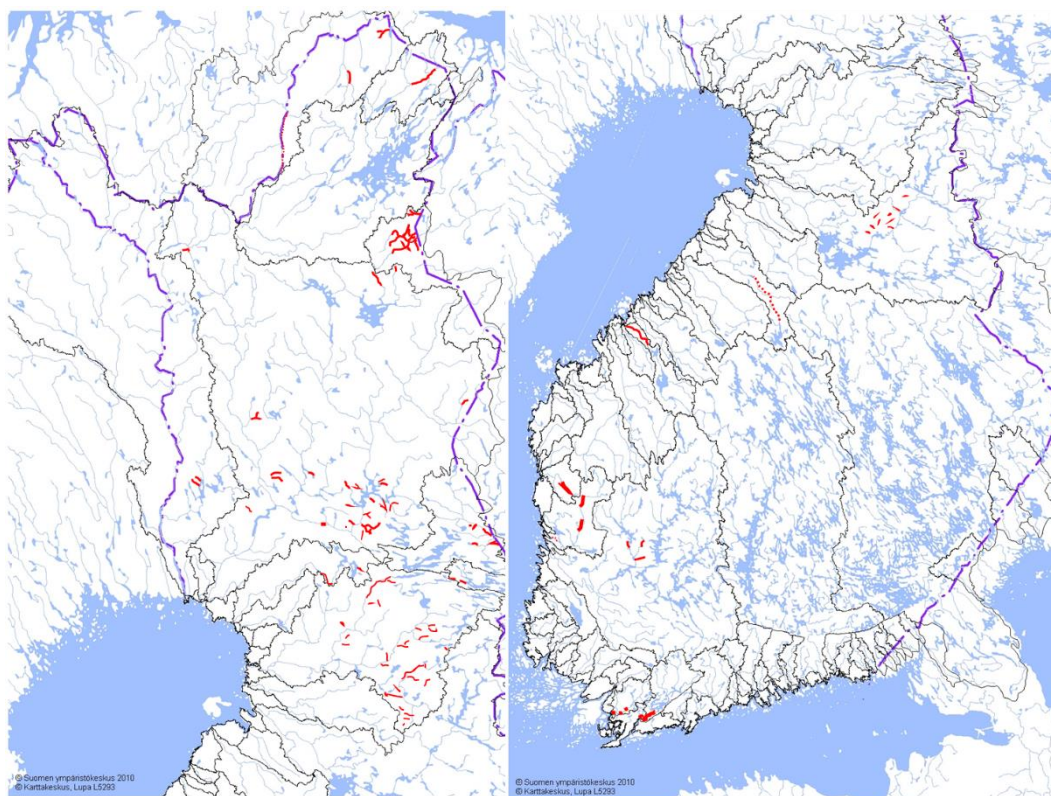
Luokitusysteemi	Kriteerit	Pop. elinvoimaisuus
Ruotsalainen/ norjalainen:	>20 % < 50 mm pituisia simpukoita ja >0 % < 20 mm pituisia simpukoita, pop.koko > 500 yks.	Elinvoimainen
	>20 % <50 mm tai >10% <50mm ja >0% <20 mm, pop.koko >500 yks.	Ehkä elinvoimainen
	<20% <50mm, pop.koko >500 yks. tai >20% <50mm ja pop.koko <500 yks.	Ei elinvoimainen
	100 % >50 mm, pop.koko > 500 yks.	Kuoleva
	100 % > 50 mm ja pop.koko <500 yks.	Lähes hävinnyt
	Tiedossa ollut, mutta sukupuuttoon kuollut populaatio	Sukupuuttoon kuollut
Skotlantilainen:	>20 % < 65 mm ja >0 % < 30 mm	Lisääntyvä (functional)
CEN (EU) 100v: ¹	>20 % < 20 vuoden ikäisiä, >5 % <5 vuoden ikäisiä, ei viimeaikaista populaatiokoon pienenemistä	Populaation tila suotuisa (favourable)
CEN (EU)200v: ²	>10 % <20 vuoden ikäisiä, >5 % <10 vuoden ikäisiä, ei viimeaikaista populaatiokoon pienenemistä	Populaation tila suotuisa (favourable)

¹ Simpukoiden tyypillinen elinikä ~100 vuotta (esim. Brittein saaret, Keski-Eurooppa, mahdollisesti Etelä-Suomi)

² Simpukoiden tyypillinen elinikä ~200 vuotta (esim. Pohjois-Suomi)

Taulukko 2. Laskennallinen arvio raakupopulaatioiden elinvoimaisuudesta koko Suomessa kaikki tunnetut populaatiot huomioiden (Oulasvirta ym. 2017). Osin elinvoimaisella populaatiolla tarkoitetaan sellaista raakuesiintymää, jossa simpukat kykenevät lisääntymään paikoitellen (esim. joen latvoilla), mutta joissa populaatio kokonaisuutena on taantumassa.

Elinvoimaisuus	Populaatioiden lkm	%
<i>Elinvoimainen</i>	2	1.7
<i>Ehkä elinvoimainen</i>	10	8.5
<i>Ei-elinvoimainen (joista osin elinvoimaisia)</i>	47 (33)	40.2 (28.2)
<i>Kuoleva</i>	17	14.5
<i>Lähes kadonnut</i>	36	30.8
<i>Kadonnut (viimeisen 30 v. aikana)</i>	5	4.3
YHTEENSÄ	117	100



Kuva 10. Raakun nykyään tunnetut esiintymisalueet Suomessa. Karttaan on merkitty katkoviivalla ne joet, joista raaku on todennäköisesti viime vuosikymmeninä kadonnut (Pyhäjoki, Kiskonjoki ja Pohjajoki).

3.2.1 Raakun nykyinen suojelustatus Suomessa

Jokihelmisimpukka on luonnonsuojeluasetuksella (LsA 160/1997) rauhoitettu ja erityisesti suojeltava laji. Rauhoitetun lajin ottaminen haltuun ja häiritseminen ovat mm. kiellettyjä. Erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeän esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen ovat kiellettyjä. Kielto tulee voimaan, kun elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus on

päätöksellään määritellyt erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikan rajat ja antanut päätöksen tiedoksi alueen omistajille ja haltijoille. EU:n luontodirektiivissä jokihelmisimpukka on mukana liitteissä II ja V. Liite II edellyttää alueellista suojelua eli Natura 2000 -alueiden perustamista lajin suojelemiseksi ja liite V kieltää lajin hyödyntämisen, mikäli se haittaa sen suotuisan suojelutason säilyttämistä tai saavuttamista. Suojelutaso on suotuisa, kun laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisissa elinympäristöissään.

Suomen Natura-alueista 19:ssä suojeluperusteena on mainittu jokihelmisimpukka (Taulukko 3). Näihin sisältyy yhteensä 36 raakkujokea. Muutamassa tapauksessa varsinainen raakkuesiintymä saattaa kuitenkin olla osittain tai kokonaan Natura-alueen ulkopuolella, vaikka joki itsessään ulottuu naturarajauksen sisäpuolelle. Suomen muihin Natura-alueisiin sisältyy lisäksi ainakin seitsemän raakkujokea, missä raakkua ei ole mainittu suojeluperusteena. Suomen kansallispuistoista kolmessa, Oulangan, Pallas-Ounastunturin ja Urho Kekkosen kansallispuistoissa, on raakkujokia (Taulukko 4).

Näin ollen vain pieni osa Suomen raakkupopulaatioista kuuluu minkään suojeluohjelman piiriin. Niissäkin joissa ongelmana on usein se, että suojelu ei suojaa populaatioita valuma-alueelta tulevalta kuormitukselta tai kaukokulkeumalta. Esimerkiksi metsän hakkuisiin ei ole tähän asti sovellettu habitaattidirektiivin 6. artiklan ja luonnonsuojelulain 65 § edellyttämää naturavaikutusarviointia, vaikka metsätaloustoimilla on usein selkeä vaikutus vesistöön. Pirkanmaalla sijaitseva Natura 2000 -verkostoon kuuluva Pinsiön-Matalusjoki taas kärsii Tampereen kaupungin vedenotosta Pinsiönharjusta. Pinsiön-Matalusjokeen, kuten moneen muuhunkin varsinkin Etelä-Suomessa sijaitsevaan raakkujokeen kohdistuu myös monenlaista hajakuormitusta maanviljelyksen ja asutuksen seurauksena. Pohjois-Suomen Natura-alueisiin tai kansallispuistoihin kuuluviin raakkujokiin kohdistuu hajakuormitusta myös porotalouden vuoksi.

Luonnonsuojelulain 47 § erityistä suojelua vaativan lajin suojelurajauksella on Suomessa suojeltu yksi raakkupopulaatio, Pirkanmaalla sijaitseva Turkimusoja (PIRELY/9135/2017). Päätöksessä kielletään erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen.

Raakun konfiskaatio eli luontoarvo on 589 euroa / simpukka.

Taulukko 3. Natura-alueet, joissa suojeluperusteena on mainittu jokihelmisimpukka. Lähde: Suomen ympäristökeskus.

Naturakoodi	Natura-alueen nimi	Raakkujoet alueella
FI0100023	Mustionjoki	Mustionjoki
FI0200083	Kiskonjoen vesistö	Kiskonjoki ¹
FI0200130	Karvianjoen kosket	Karvianjoki
FI0353002	Ruonanjoki	Ruonanjoki
FI0356004	Pinsiön-Matalusjoki	Pinsiön-Matalusjoki
FI0800110	Ähtävänjoki	Ähtävänjoki
FI0800111	Lapväärtinjokilaakso	Isojoki
FI1101631	Paljakan metsät ja suot	Juumajoki, Salmipuro
FI1101645	Oulanka	Merenoja, Kitkanjoki ² , Oulankajoki ²
FI1103828	Syöte	Latva-Kouvanoja
FI1105406	Metsäkylä	Korvuanjoki, Lohijoki
FI1105410	Koivuoja	Koivuoja
FI1105411	Pahkakuru ja Jurmunlampi	Majovanoja, Porraslammenoja
FI1300101	Pallas-Ounastunturi	Onnasjoki
FI1300407	Siikajoki-Juujoki	Siikajoki, Juujoki, Kolmiloukkonen, Kallio-oja
FI1301319	Toramojoki	Toramojoki
FI1301613	Simojoki	Simojoki
FI1301701	UK-puisto-Sompio-Kemihaara	Luttojoki, Suomujoki, Kulasjoki, Kiertämäjoki, Kuutusojja, Kopsusjoki, Ahvenoja, Kuotmuttioja, Muorravaarakanjoki, Pikku-Luiro
FI1302002	Kaldoaivin erämaa	Näätämä

¹ Kiskonjoen jokihelmisimpukkapopulaatio on todennäköisesti kuollut sukupuuttoon ja raakku on poistettu alueen suojeluperusteista.

² Oulankajoen raakkuesiintymää ei ole tarkistettu vuoden 1990 jälkeen. Kitkanjoen raakkutietoa ei ole varmistettu.

Taulukko 4. Suomen kansallispuistoissa olevat raakkujoet.

Kansallispuisto	Raakkujoet
Oulanka	Oulankajoki (vanha raakkutieto)
	Kitkanjoki (ei varmistettu raakkutieto)
	Merenoja
Pallas-Ounastunturi	Onnasjoki
Urho Kekkonen	Luttojoki (alaosa)
	Suomujoki
	Kiertämäjoki
	Kulasjoki (latvat)
	Kuutusojja
	Ahvenoja
	Kuotmuttioja
	Muorravaarakanjoki
	Pikku-Luiro
	Kopsusjoki

4 Populaatioiden tila päävesistöalueittain

4.1 Karjaanjoen vesistö

Karjaanjoen vesistöalueella raakkua esiintyy enää vain vesistön pääuomassa Mustionjoessa, mikä on Suomen eteläisin raakkuesiintymä. Mustionjoen raakkuja on inventoitu jo 1970-luvulta lähtien (Valovirta 1999 ja 2005). Nykyään ainoa merkittävä osapopulaatio on aivan joen alajuoksulla Åminneforssin voimalapadon alapuolella, missä oli vuonna 2010 noin 2000 raakkua (Oulasvirta 2010). Lisäksi Björkkullassa Karjaan kaupungin kohdalla oli tuolloin jäljellä runsas 600 raakkua. Junkarsborgin osapopulaatiosta oli vuonna 2010 jäljellä enää kymmenkunta raakkua (Oulasvirta 2010). Samat kohteet tutkittiin uudelleen Freshabit -hankkeen yhteydessä vuonna 2016 (Vähä ym. 2017). Tällöin laskennalliset raakkumäärät olivat Åminneforssissa noin 1000 yksilöä ja Björkkullassa noin 300 yksilöä. Junkarsborgista löydettiin enää kolme elävää raakkuyksilöä. Åminneforssin osapopulaatio tutkittiin jälleen vuonna 2019. Tulokseksi saatiin 781 raakkua (Oulasvirta 2019a). Simpukoiden määrä Åminneforssissa pienenee simpukoiden ikääntymisen johdosta niin nopeasti, että ilman suojelutoimia kanta on kokonaan kadonnut vuoteen 2030 mennessä (Oulasvirta 2019a). Björkkullan seudulla raakkuja oli vuonna 2019 jäljellä enää yksittäin Jaakko Leppänen, Helsingin yliopisto, suullinen tiedonanto).

Populaation tulevaisuuden kannalta huolestuttava tieto on ollut se, että Mustionjoen raakkujen ei 2016 enää havaittu tuottavan glokidioita (Jouni Taskinen, Jyväskylän yliopisto, suullinen tiedonanto). Jäljellä olevat simpukat olivat myös niin runsaan levä-/järvisienikasvustojen peitossa, että niiden ravinnonotto suodattamalla oli häiriintynyt (Vähä ym. 2017). Tämän seurauksena simpukat olivat erittäin heikkokuntoisia eivätkä esimerkiksi juurikaan reagoineet ärsykkeisiin. Simpukoiden huonon kunnon vuoksi 100 simpukkayksilöä siirrettiin vuonna 2016 ”kuntoutukseen” Konneveden tutkimusasemalle (nämä yksilöt eivät sisälly vuonna 2019 saatuun laskentatulokseen). Kahtena ensimmäisenä syksynä raakut eivät Konnevedelläkään tuottaneet glokidioita. Tilanne muuttui vuonna 2018 sen jälkeen kun simpukoiden ravintoa muutettiin. Paremmen ravinnon turvin glokidiotuotanto käynnistyi syksyllä 2018.

Kaikki Mustionjoen raakut ovat ikääntyneitä. Pienin 2011 tutkimuksissa löydetty yksilö oli 79 mm mittainen, millä perusteella simpukan voidaan arvioida olevan iältään noin 30–40 vuotta (Oulasvirta & Syväranta 2012). Leppäsen ym. (2020) mukaan Mustionjoelta kerätyt 106–111 mm pitkät raakun kuoret olivat kuollessaan 69–83 vuoden ikäisiä. Elinvoimaisuudeltaan Mustionjoen raakkupopulaatio kuuluu luokkaan *kuoleva*.

Karjaanjoen sivujoista ei löydetty raakkuja 2010 tehdyissä etsinnöissä (Oulasvirta 2010). Vihtiyoesta on maininta entisaikojen helmenkalastuksesta (Virtaavien vesien raakku 2007).

Syitä raakkukannan taantumiseen Karjaanjoen vesistössä ovat joen patoaminen vesivoiman tuotantoon sekä maa- ja metsätalous, jotka ovat rehevöittäneet vesistöä. Joen alajuoksulle vuonna 1900-luvun alussa rakennettu ja 1956 uusittu Åminneforssin voimalapato esti lohen ja meritaimenen nousun koko yläpuoliseen vesistöön. Tämä lienee syynä siihen, että ainoa runsaampi simpukoiden osapopulaatio sijaitsee juuri Åminneforssin voimalapadon ja meren

välissä eli alueella, jonne on ollut vaellusyhteys. Käytännössä tällä ei mykypäivänä ole merkitystä, koska Karjaanjoen alkuperäiset lohi- ja meritaimenkannat ovat tuhoutuneet.

Vesirakentaminen sekä maa- ja metsätalouden aiheuttama hajakuormitus ovat tärkeimpiä syitä siihen, että raakku ei ole enää kyennyt lisääntymään Mustionjoessa. Myös alueella olevalla teollisuudella on luultavasti ollut haitallinen vaikutus. Esimerkiksi Äminneforssin pohjasedimentistä on mitattu korkeita rautapitoisuuksia, joihin lienee syynä alueella aiemmin ollut valssaamo.

4.2 Kiskonjoen vesistö

Kiskonjoessa raakkuja on löydetty joen pääuomasta (Valovirta 1998). Vuonna 2013 tehdyssä Kiskonjoen suursimpukkatutkimuksessa raakkuja ei kuitenkaan enää havaittu (Laaksonen 2013), joten populaatio on ilmeisesti kuollut sukupuuttoon.

Kiskonjoen raakkupopulaation taantumiseen pätevät samat syyt kuin Mustionjoella: vedenlaatu ja patorakentaminen. Jokuomaa on myös perattu ja alueella on ollut teollisuutta, mm. rautaruukki Aijalan kuparikaivos (Perkonjoja & Salmi 2014).

4.3 Kokemäenjoen vesistö

Kokemäenjoen vesistöä tunnetaan nykyään kolme raakkujokea, Pirkanmaalla sijaitsevat Ruonanjoki ja Pinsiön-Matalusjoki sekä samalta Mahnalanselkään laskevalta reitiltä vuonna 2014 löydetty Turkimusjoki (Kuva 11). Ruonanjoen ja Pinsiön-Matalusjoen raakkukantaa on tutkittu kattavasti Life -hankkeen yhteydessä 1999 sekä uudelleen 2011–13 ja 2019 (Valovirta ym. 2003, Oulasvirta ym. 2012 ja 2013, Oulasvirta & Saarman 2019). Vuosien 2011–2013 tutkimuksissa havaittiin, että kummankin joen raakkukanta oli romahtanut vuoden 1999 määristä yli 50 % (Oulasvirta ym. 2012). Vuoden 2019 tutkimukset kuitenkin osoittivat, että Ruonanjoen kohdalla tulos oli virheellinen: 2011–2013 ei tutkittu esiintymän ylintä osaa, jossa 2019 tutkimuksissa laskettiin elävän 43 650 raakkuja eli yli 95 % koko populaatiosta (Oulasvirta & Saarman 2019). Ruonanjoen alaosalla kanta oli kuitenkin myös 2019 edelleen taantunut. Raakkujen määrä on joen alajuoksulla vähentynyt dramaattisesti ja verrattuna FM Kirsi Arinon vuonna 1979 keräämään aineistoon, on raakkuesiintymän alaraja joessa noussut 40 vuodessa monta kilometriä ylösvirtaan (Kirsi Arino, Helsingin yliopisto, julkaisematon aineisto). Raakkukannan suuruudeksi Ruonanjoessa arvioitiin vuonna 2019 45 000 yksilöä ja Pinsiön-Matalusjoessa n. 10 100 yksilöä (Oulasvirta & Saarman 2019). Elinvoimaisuutensa puolesta populaatiot luokiteltiin luokkiin *kuoleva* (Pinsiön-Matalusjoki) ja *ei-elinvoimainen/osin elinvoimainen* (Ruonanjoki). Ruonanjoen osalta luokitus on kuitenkin puutteellinen, koska se perustuu vuosien 2011–2013 aineistoon eli siinä ei ole huomioitu 2019 tutkittua populaation ydinosa.

Raakkukantaa uhkaavia tekijöitä Ruonanjoella ja Pinsiön-Matalusjoella ovat maa- ja metsätalous sekä Pinsiön-Matalusjoen kohdalla lisäksi Tampereen kaupungin vedenotto Pinsiön harjusta ja sen aiheuttamat matalat alivirtaamat joessa. Raakkujen lisääntymisen loppuminen Pinsiön-Matalusjoella ajoittuu samoihin aikoihin kuin vedenotto alkoi 1970-luvulla. Tätä ennen Pinsiön-Matalusjoen raakkukantaan todennäköisesti heikentävästi vaikuttava tekijä on ollut Iso- ja Pieni-

Matalusjärven kuivatus 1950-luvulla ja joen perkaukset 1920- ja 1950-luvuilla. Pinsiön-Matalusjoessa on mitattu myös erittäin korkeita raudan pitoisuuksia (Moilanen 1999).

Myös Ruonanjokea on perattu. Valuma-alueella harjoitetaan lisäksi maa-, metsä- ja karjataloutta (mm. villisian tarhausta ja hevostiloja). Eroosioherkkiä kaltevia peltolohkoja rajoittuu monin paikoin aivan jokiuoman läheisyyteen (Mäkelä & Välihalo 2015). Pinsiön-Matalusjoen ja Ruonanjoen valuma-alueen ja jokiuoman kunnostamiseksi tehtiin osana Kolmen Helmen joet -hanketta suunnitelmat vuonna 2017 (KVVY 2017a ja 2017b, FCG 2017a ja 2017b). Jokiuomien osalta suunnitelmat on tarkoitus päivittää 2020.

Turkimusojan raakkupopulaatiota tutkittiin Luonnontieteellisen keskusmuseon, Kokemäenjoen vesiensuojeluyhdistyksen ja Alleco Oy:n toimesta vuonna 2015. Inventointien perusteella puron yläjuoksulla elää vajaan 2 000 simpukan raakkupopulaatio, josta löytyy myös nuoria yksilöitä (Valovirta 2016). Joella tehdyt sähkökalastukset myös osoittivat, että joen raakkualueella elävistä tammukoista jopa 100 % kantoi kiduksissaan raakun glockidioita (Holsti & Väisänen 2015). Alleco teki Turkimusojalla lisätutkimuksia vuosina 2016 ja 2018. Näissä tutkimuksissa selvisi, että raakku on lähestulkoon kokonaan hävinnyt joen alajuoksulta (Oulasvirta & Syväranta 2017a). Vuonna 2018 tehdyssä populaatioanalyysissä todettiin, että populaatio on yläjuoksullaan *osin-elinvoimainen*, mutta lisääntymiseen soveltuvan hapekkaan pohjan pinta-ala on liian pieni ylläpitämään populaatiota pitkällä aikavälillä (Oulasvirta 2018a). Turkimusojan raakuissa on myös todettu kasvuhäiriöitä, mitkä mahdollisesti johtuvat puroon tulevista rautavalumista. Joen keskiosalla, Vaasantien alapuolella, pohjan huokosvedestä tehdyt redoxpotentiaalimittaukset osoittivat joen näiltä osiltaan olevan sopimaton raakun nuoruusvaiheille (Oulasvirta & Saarman 2019).

Turkimusoja ei kuulu Natura-2000 verkostoon tai minkään muun suojeluohjelman piiriin. Tästä johtuen Pirkanmaan ELY-keskus päätti suojella joen raakkukannan erityistä suojelua vaativan lajin esiintymispaikan rajuuspäätöksellä (PIRELY/9135/2017). Kyseessä on ensimmäinen raakun perusteella tehty rajuuspäätös Suomessa.



Kuva 11. Hämeenkyrön Turkimusoja. Joesta löydettiin raakkuja vuonna 2014.

4.4 Karvianjoen vesistö

Karvianjoen yläjuoksulla Rakennuskosken-Jyllinkosken alueella arvioitiin Freshabit -hankkeen inventointien perusteella elävän vielä pari tuhatta raakkuja. Alempana, Sikurikosken alueella, havaittiin lisäksi yksittäisiä simpukoita (Rami Laaksonen, suullinen tiedonanto). Nämä ovat mahdollisesti Karvianjoen vesistön raakkukannan viimeiset edustajat. Vuoden 2005 inventoinneissa Karvianjoen keskiosissa ei löydetty enää raakkuja sellaisista paikoista, missä 1980-luvulla niitä vielä oli (Oulasvirta 2005, Kuva 12). Merikarvianjoki, joka on Karvianjoen vesistön suurin laskujoki, löydettiin 1980-luvulla tehdyissä inventoinneissa enää kuolleita raakkuja. Vesistön toisen laskujoen, Pohjajoen nykytilanteesta ei ole tietoa, mutta luultavasti raakut ovat sieltäkin kadonneet. Karvianjoen Rakennuskoskelta kerättiin syksyllä 100 kappaletta raakkuja Konneveden tutkimusasemalle.

Syyt raakkukannan heikkoon tilaan Karvianjoen vesistössä ovat samat kuin muissakin Etelä-Suomen joissa: heikko vedenlaatu sekä voimalaitospadot. Karvianjoen vesistö sijaitsee erittäin maatalousvaltaisella alueella, mikä lienee pääsyy jokien rehevöitymiseen.



Kuva 12. Raakuinventointia Veneskosken niskalla Karvianjoella 2005. Alueelta ei tuolloin enää löydetty raakkuja (Oulasvirta 2005).

4.5 Lapväärtinjoen vesistö

Raakkuja on tutkittu Lapväärtin Isojoella vuonna 2001, jolloin Rottakosken alueelta löytyi muutamia kymmeniä raakkuja (Mäenpää & Pakkala 2002). Itse Lapväärtinjoesta löydettiin vuoden 2012 inventoinneissa vain raakun tyhjiä kuoria joen alaluoksulta (Mäenpää 2012).

Isojoen Rottakoskelta siirrettiin vuonna 2017 Freshabit -hankkeen toimesta 48 raakkuja Konneveden tutkimusasemalle (Jouni Taskinen, Jyväskylän yliopisto, suullinen tiedonanto). Kyseessä lienee kutakuinkin kaikki mitä Isojoen raakkukannasta on jäljellä. Isojoen raakkukantaa uhkaavat samat tekijät kuin muitakin Etelä-Suomen populaatioita, so. intensiivisestä maankäytöstä johtuva heikko vedenlaatu sekä voimalaitospadot.

4.6 Ähtävänjoen vesistö

Ähtävänjoen vesistöalueella raakkuja tiedetään olevan vain pääuomassa Evijärvestä alavirtaan päin olevalla alueella (Kuva 13). Joen raakkukantaa on tutkittu 1970-luvulta lähtien. Koko joen kattava jokihelmisimpukkakartoitus tehtiin 1980-luvun puolivälissä, jolloin joessa todettiin elävän vielä Etelä-Suomen suurin, n. 50 000 yksilön raakkupopulaatio (Valovirta 1987). Etelä-Pohjanmaan Ely-keskuksen vuonna 2012–2013 tekemät sukellustutkimukset osoittivat kannan supistuneen arviolta 1/10 osaan 1980-luvun tasosta (Pakkala 2014) ja viimeisimpien Freshabit -hankkeen yhteydessä vuonna 2019 tehtyjen havaintojen perusteella kannan suuruus on enintään 1400 simpukkaa (Jukka Pakkala, Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, sähköpostitiedonanto). Ähtävänjoen raakkukanta on siis nopeaa tahtia kuolemassa sukupuuttoon. Mustionjoen tapaan myös Ähtävänjoen raakut ovat niin heikossa kunnossa, että ne eivät enää tuota glokidioita (Pakkala 2010 ja 2014). Raakkujen heikosta tilasta johtuen Ähtävänjoesta siirrettiin 2016–2017 yhteensä 200

simpukkaa Konneveden tutkimusasemalle. Kuten Mustionjoen raakut, myös Ähtävänjoen raakut alkoivat paremman ravinnon myötä kahden vuoden jälkeen tuottaa glokidioita 2018 syksyllä.

Ähtävänjoki virtaa erittäin maatalousvaltaisella alueella, mikä yhdessä joen valjastamisen vesivoiman tuotantoon kanssa on pääasiallinen syy raakkukannan huonoon tilaan joessa. Joen vedestä on mitattu myös korkeita raskasmetallipitoisuuksia ja alhaisia pH arvoja.



Kuva 13. Ähtävänjokea Ytter-Essen kohdalla. Tällä alueella löytyi vuoden 2018 inventoinneissa enää kuolleita jokihelmisimpukan tyhjiä kuoria (Oulasvirta 2018b).

4.7 Pyhäjoen vesistö

Pyhäjoen raakkukanta on todennäköisesti kuollut sukupuuttoon. Viimeisen kerran joessa tavattiin yksittäisiä raakkuja 1980-luvun alkupuolella (Ilmari Valovirta, suullinen tiedonanto). Tämän jälkeen paikalla ei tiettävästi ole käyty.

Pyhäjoella raakkukannan taantumisen syyt ovat samat kuin Ähtävänjoella eli veden laadun heikkeneminen pääasiassa maa- ja metsätalouden seurauksena sekä lohikannan tuhoutuminen vesivoimalapatojen vuoksi. Pyhäjokea on myös ruopattu ja perattu erittäin voimaperäisesti.

4.8 Oulujoen vesistö

Kainuussa Oulujoen vesistöalueella raakuista on helmenkalastukseen perustuvaa historiatietoa varsinkin Emäjoelta ja siihen laskevista vesistöistä (Heikkinen 2002, Virtaavien vesien raakku 2007). Näiltä alueilta etsittiin raakkuja Metsähallituksen Kainuun helmenkalastajat -nimisessä hankkeessa 2012–2014. Täydentäviä tutkimuksia kahdella joella tehtiin vuonna 2015 (Oulasvirta ym 2015b). Inventointien jälkeen raakku tunnetaan Oulujoen vesistössä nykyään yhdeksästä joesta (Liite 2). Populaation tilaa on tutkittu viidessä joessa, joista neljässä on havaittu alle 50 mm

mittaisia simpukoita. Yhdessä joessa tavattiin myös alle 20 mm mittaisia simpukoita, millä perusteella tätä populaatiota voidaan pitää ainakin alustavasti *ehkä-elinvoimaisena*. Kahdessa muussa joessa populaation tila on todennäköisesti *ei-elinvoimainen* vaikka vähäistä lisääntymistä onkin tapahtunut parin viimeisen vuosikymmenen aikana. Muissa tutkituissa populaatioissa kannan tila on joko *kuoleva* tai *lähes hävinnyt*. Tiettävästi mikään Oulujoen vesistön raakkukanta ei kuulu Natura 2000 verkoston piiriin.

Myös Oulujoen vesistössä raakkukannan huonon tilan merkittävimpänä syynä lienee veden ja pohjasedimentin laadun riittämättömyys raakun nuoruusvaiheille. Tärkein huonoon vedenlaatuun vaikuttava tekijä on maa- ja metsätalous ja niiden aiheuttama kiintoaineiden ja ravinteiden kulkeutuminen vesistöön. Oulujoen valjastaminen vesivoiman tuottoon on todennäköisesti myös vaikuttanut raakkukannan tilaan etenkin pääuomien entisillä lohennousalueilla.

4.9 Iijoen vesistö

Iijoen vesistöalue on yksi tärkeimmistä raakun esiintymisalueista Suomessa. Tällä hetkellä alueelta tunnetaan 29 erillistä raakkujokea (Liite 2). Uusia populaatioita löydetään yhä lisää, esimerkiksi Raakku! -hankkeen yhteydessä 2011–2013 löydettiin yhdeksän uutta raakkujokea (Taskinen ym. 2015b). Populaation tilaa on tutkittu Haukiojalla, Norssipurolla ja Livojoella. Haukiojalla populaation tila oli *ehkä elinvoimainen* ja Norssipurolla *ei-elinvoimainen/osittain elinvoimainen*. Livojoella raakut eivät ole lisääntyneet pitkään aikaan ja simpukkakanta on siellä harvenemassa nopeasti. Sillä perusteella populaatio luokiteltiin *kuolevaksi*. Muilla Iijoen alueen populaatioilla ei ole tehty yhtä kattavia populaatioanalyyssejä. Havaintojen mukaan alle 50 mm simpukoita löytyy kuitenkin Haukiojan ja Norssipuron lisäksi noin 10 muulta joelta (Liite 2). Vastaavasti monella muulla joella populaatio koostuu enää yksittäisistä aikuisista simpukoista.

Tärkein syy Iijoen alueen raakkupopulaatioiden taantumiseen on valuma-alueen intensiivinen metsätalous ja siihen liittyvä maan käsittely. Paitsi että metsätalouseloperatioista kulkeutuu jokiin kiintoaineita ja ravinteita, Raakku! -hankkeen aikana todistettiin useita tapauksia, joissa raakkujen yli oli ajettu metsätyökoneilla (Metsähallitus, julkaisematon aineisto).

Livojoella ja Iijoen muilla entisillä lohennousalueilla on kiintoainekuormituksen ohella vesivoiman rakentaminen yhtenä merkittävänä syynä siihen, etteivät raakut tänä päivänä lisäänty. Livojoen raakkukanta todettiin Taskisen ym. (2015a) tutkimuksissa lohisidonnaiseksi.

4.10 Vienan Kemin vesistö

Vienan Kemin vesistöalue sijaitsee pääosin Venäjän puolella ja vain sen latvaosat ulottuvat Suomeen. Raakun tiedetään esiintyvän Meskusjoessa (Eero Moilanen, suullinen tiedonanto) sekä saman vesireitin latvaosissa Välijoella ja Juomajoella (Oulasvirta ym. 2015c). Juomajoelta löytyi vuoden 2016 tutkimuksissa vain aikuisia raakkuja ja populaatio luokiteltiin luokkaan *kuoleva* (Oulasvirta & Syväranta 2016).

Koko Suomen puoleinen Vienan Kemin vesistöalue on voimakkaasti ojitettua metsätalousaluetta, joten ongelmat alueen vesistöissä ovat samankaltaisia kuin muillakin metsätalousalueilla. Juomajoen-Väljoen-Meskusjoen vesi on humuksen tummaksi värjäämää.

4.11 Koutajoen vesistö

Vienan Kemin vesistöalueen tapaan Koutajoen vesistö sijaitsee pääosin Venäjän puolella ja vain sen latvaosat ulottuvat Suomeen. Raakun tiedetään esiintyvän Suomen puoleisissa osissa Koutajoen vesistöä Juumajoessa, sen sivujoessa Salmipurossa sekä Porontimajoessa, Merenojassa ja Merenojan latvavesillä Kiutaojassa (Oulasvirta ym. 2015a ja 2015c). Viimemainittu Kiutaojan populaation on hyvin pieni, alle 100 simpukkaa, ja siitä erityislaatuinen, että raakut esiintyvät suoristetulla joenosalla (Oulasvirta ym. 2015c). Vanhempaa havaintotietoa raakuista on myös Oulankajoesta (Valovirta & Huttunen 1997). Koutajoen vesistöalueella on lisäksi joitakin varmistamattomia tietoja raakun esiintymisestä mm. Kitkajoelta, Onkamojoelta, Koutalatvalta ja Savinajoesta (Valovirta & Huttunen 1997, Lapin ELY-keskus, julkaisematon aineisto). Populaation tilaa on tutkittu Juumajoessa, Merenojassa, Kiutaojassa ja Salmipurossa (ks. liite 2). Viimemainitussa populaation tila todettiin *ehkä-elinvoimaiseksi*, Juumajoessa ja Merenojassa *ei-elinvoimaiseksi / osin-elinvoimaiseksi* ja Kiutaojassa *kuolevaksi* (Oulasvirta & Syväranta 2016).

Osa Koutajoen vesistöstä kuten Merenoja ja Oulankajoen alaosat kuuluvat Oulangan kansallispuistoon. Muilta osin alue on lähinnä metsätalousaluetta. Hakkuiden vaikutukset näkyvät myös latvaosiltaan Paljakan metsät Natura-alueeseen (FI1101631) kuuluvalla Juumajoella, missä mm. todettiin metsäkoneuran kulkevan raakkualueen yli (Kuva 14). Myös Salmipuro on osin saman Natura-alueen sisällä.



Kuva 14. Metsäkoneura kulkee raakkualueen yli Juumajoen keskijuoksulla syksyllä 2011.

4.12 Simojoen vesistö

Simojoen vesistössä raakun tiedetään esiintyvän joen pääuomassa sekä Simojärveen laskevassa Korvajoessa. Pääuomaa on kartoitettu Toljanjärven yläpuolelta noin 10 km pitkällä jokijaksolla. Raakkuja löydettiin kolmelta erilliseltä alueelta, yhteensä noin 3 000 simpukkaa (Lapin Ely-keskus, julkaisematon aineisto). Kaikki pääuomassa löydettyt raakut ovat aikuisia yksilöitä. Simojoen pääuoman raakkupopulaatio on sikäli merkityksellinen, että Simojoki on yksi harvoista jäljellä olevista lohijoistamme. Taskisen ym. (2015a) tutkimuksissa Simojoen raakkupopulaatio todettiin lohiriippuvaiseksi. Muista lohijoistamme raakkuja tunnetaan Näätämöstä ja Utsjoesta. Torniojoen ja Muoniojoen osalta raakuista ei inventointien puuttuessa ole tietoa.

Myöskään Simojoen vesistön raakkuesiintymiä ei ole kattavasti kartoitettu. Vuonna 2013 kartoitettiin pääuomaa välillä Portimojärvi-Alaniemi, mutta alueelta löytyi ainoastaan pikkujärvisimpukoita (Oulasvirta 2013). Muutamia Simojoen sivujokia kartoitettiin 2002, mutta raakkuja ei näissä kartoituksissa löydetty (Hamari 2002). Tuloksesta huolimatta on oletettavaa, että sivujoissa on vielä löytämättömiä populaatioita.

Huolimatta siitä, että lohi edelleen pääsee nousemaan Simojokeen, raakku ei ilmeisesti enää ole lisääntynyt pääuomassa pitkään aikaan. Simojoen koskialueita on perattu aikoinaan voimaperäisesti. Valuma-alueella harjoitetaan maanviljelystä ja intensiivistä metsätaloutta, jotka ovat rehevöittäneet ja samentaneet Simojoen vesistön jokia. Alueella on myös turpeentuotantoalueita. Nämä lienevät pääasiallisia syitä raakkukannan heikkoon tilaan pääuomassa. Korvajoen raakkukannan tilasta ei ole tietoa.

4.13 Tornionjoen vesistö

Tornionjoen koko vesistöalueelta tunnetaan vain kolme raakkujokea, yksi Ruotsin puolelta ja kaksi Suomen puolelta. Suomessa joet ovat Koutusjoki ja Luomalanjoki Pellon kunnan alueella. Myös Ruotsissa oleva Juojoen populaatio on maantieteellisesti samalla alueella.

Populaation elinvoimaisuutta ja geneettistä rakennetta tutkittiin Koutusjoessa 2011–2013 (Oulasvirta ym. 2015a, Väliä ym. 2015). Laskennallinen arvio Koutusjoen populaation koosta on yli 130 000 simpukkaa, yksi suurimmista koko Suomessa. Elinvoimaisuudeltaan kanta todettiin *ei-elinvoimaiseksi/ osittain elinvoimaiseksi*. Myös Luomalanjoessa tiedetään olevan nuoria raakkuja, mutta tarkempaa selvitystä populaation elinvoimaisuudesta ei ole tehty.

Tornionjoen vesistön raakkujokia kartoitettiin 2007, mutta em. jo entuudestaan tunnettujen populaatioiden lisäksi kartoituksissa ei löydetty uusia esiintymiä (Oulasvirta ym. 2008). Vesistön pääuomia, Tornionjokea ja Muoniojokea ei tuolloin kuitenkaan kartoitettu, joten mahdolliset uudet kartoitukset tulee suunnata näille alueille. Tornionjoen pääuomasta on muutama vihjetieto raakusta (Karlsson 1994).

Luomalanjoen ja Koutusjoen raakkukantaa uhkaavat lähinnä metsätaloustoimet ja niihin liittyvät ojat, joista osa johtaa suoraan jokeen. Luomalanjoen kohdalla negatiivinen vaikutus on myös joen latvan ylittävällä autotiellä ja sen vieritse jokeen johtavilla ojaraveilla. Tornionjoen vesistön molemmat raakkujoet kuuluvat Tengeliöjoen sivuvesistöön, joka on ainoa vesivoimantuotantoon valjastettu, ja siksi Natura-alueen ulkopuolelle rajattu osa Tornionjoen vesistöalueella.

4.14 Kemijoen vesistö

Kemijoen vesistöalueelta tunnetaan tällä hetkellä 38 raakkujokea (Liite 2). Kuudesta populaatiosta on tehty kattava populaation tilan tutkimus (Oulasvirta ym. 2015a). Näistä yhdessä, UKK-puiston alueella sijaitsevassa Kopsusjoessa, populaatio todettiin *ehkä elinvoimaiseksi*. Pieniä simpukoita löytyi myös muista tutkituista populaatioista, mutta kokonaisuudessaan populaatiot todettiin *ei-elinvoimaisiksi /osittain elinvoimaisiksi* eli pitkällä tähtäimellä taantuviksi populaatioiksi. Kooltaan merkittävä on Toramojoen populaatio, jossa on laskennallisesti yli 100000 raakkua. Raakku! -hankkeessa tutkittujen kuuden populaation lisäksi tutkimustietoa lisääntymisestä on myös Pikku-Luiron ja muutamasta muusta populaatiosta (Geist ym. 2006, Lapin Ely-keskus ja Metsähallitus, julkaisemattomat aineistot).

Merkille pantavaa oli vuoden 2017 syksyllä Kemijoen pääuomasta Vanttauskosken alapuolelta löydetyt kaksi raakkuyksilöä, jotka olivat tiettävästi ensimmäiset joen pääuomasta löydetyt raakut (Syväranta & Oulasvirta 2017, Syväranta ym. 2017). Kuoren pituuden perusteella löydetyt yksilöt olivat todennäköisesti syntyneet Kemijoen patoamisen jälkeen, jolloin niiden isäntäkala on todennäköisesti ollut taimen. Simpukoiden löytöpaikan alapuolisella joen osalla tehtiin vuonna 2018 täydentäviä kartoituksia (Oulasvirta & Syväranta 2019). Niiden yhteydessä ei löydetty raakkuja. Kolmas raakku Kemijoen pääuomasta löydettiin kesällä 2019 Savukosken kunnan alueelta (Oulasvirta 2019b). Laajempia kartoituksia Kemijoen pääuomassa enempien raakkujen löytämiseksi ei kuitenkaan ole toistaiseksi tehty, joten vielä ei ole tietoa siitä ovatko löydetyt yksilöt osa suurempaa populaatiota vai satunnaisesti paikalla uineesta glokidioita kantavasta kalasta peräisin. Savukoskelta ja Vanttauskoskelta löydetyt raakut ovat joka tapauksessa niin kaukana toisistaan Kemijärven ylä- ja alapuolella, että ne lasketaan kuuluvan eri populaatioon. Kemijoen vesistöalueella on pääuoman lisäksi muitakin laajoja alueita, joiden raakkuesiintymiä ei ole kartoitettu. Kartoittamattomia alueita on etenkin Ounasjoen, Kitisen, Luiron, Tenniöjoen ja Värriöjoen alavesistöissä.

Alueen suurin yksittäinen uhkatekijä raakkujen kannalta on metsätalous, joka on vaikuttanut negatiivisesti useimpien raakkujokien tilaan Lapissa. Historiallisista ja edelleen vaikuttavista tekijöistä merkittävin on Isohaaran voimalaitospadon rakentaminen Kemijoen alajuoksulle vuonna 1949 ja sen jälkeen rakennetut muut vesivoimalat. Isohaaran rakentamisesta johtuva lohien nousun estyminen koko vesistöalueelle on todennäköisesti ollut kuolinisku valtavirroissa eläneille lohisidonnaisille raakuille. Myöhemmin rakennetut voimalaitokset ovat edelleen pahentaneet tilannetta vaikuttamalla paikallisesti virtausoloihin. Osa vaikutuksista on dokumentoimatta, esimerkiksi Lokan ja Porttipahdan tekoaltaiden mahdollisesti alleen hautaamia raakkupopulaatioita ei koskaan kartoitettu. Suunniteltu Sierilän vesivoimalaitos uhkaa Kemijoen pääuomasta 2017 löydettyjä raakkuja sekä samalla alueella mahdollisesti esiintyvää suurempaa populaatiota.

Edellisten tekijöiden lisäksi Kemijoen vesistön raakkukantoja uhkaavat Lapin lukuisat kaivoshankkeet ja suunnitellut ratayhteydet. Porotalous muodostaa potentiaalisen, mutta toistaiseksi tutkimattoman uhan alueen raakuille.

4.16 Luton (Tuuloman) vesistö

Lutto ja sen sivujoet ovat osa Venäjän puolella Jäämereen laskevaa Tuuloman vesistöaluetta. Kemijoen ja Iijoen vesistöalueiden ohella Luton vesistö on Suomen tärkeintä raakun esiintymisaluetta. Luton suurimman sivujoen Suomujoen (Kuva 15) raakkupopulaatio arvioitiin vuoden 2013 tutkimuksissa olevan kooltaan yli 200 000 simpukkaa, mikä on suurin tunnettu populaatio Suomessa (Oulasvirta ym. 2015a). Luton lisäksi Tuuloman vesistön Suomen puolelle ulottuvia latvoja ovat Nuortti-, Anteri- ja Jaurujoki. Vain Luton vesistöstä tunnetaan raakkuja. Nuortin vesistössä tehtiin kartoituksia 2008, mutta raakkuja ei löydetty (Oulasvirta 2008). Jaurujokea ja Anterijokea ei tiettävästi ole kartoitettu.

Luton vesistössä raakkukartoituksia on tehty useaan otteeseen ja Iijoen sekä Etelä-Suomen kohteiden ohella se on eniten tutkittuja raakkualueita Suomessa. Luton vesistöstä on olemassa myös melko runsaasti vanhaa helmenkalastuksen aikaista tietoa raakkuesiintymistä (Oulasvirta ym. 2006, Metsähallitus, julkaisematon aineisto). Tällä hetkellä Luton vesistöstä tunnetaan 26 raakkujokea (Liite 2). Populaatioiden tilaa on tutkittu 10 joessa. Näistä kahdessa, Hanhiojassa (Kuva 16) ja Vuoksiojassa, populaation tila on luokiteltu *elinvoimaiseksi* (Oulasvirta ym. 2015a, Metsähallitus/Alleco, julkaisematon aineisto). Muissa tutkituissa sivupuroissa populaation tila on ollut *ei-elinvoimainen/osittain elinvoimainen* eli lisääntymistä tapahtuu paikoitellen, mutta lisääntymisen taso ei todennäköisesti ole pitkällä aikavälillä riittävä ylläpitämään populaatiota.

Luton pääuomassa lisääntyminen on niin harvinaista, että populaatio luokiteltiin *kuolevaksi*. Kesällä 2019 tehdyssä koko Luton raakkuesiintymän yleiskartoituksessa saatiin alustavaksi raakkujen lukumääräksi joessa 30000–50000 yksilöä (Metsähallitus/Alleco, julkaisematon aineisto). Tulos on vasta alustava ja sitä on tarkoitus tarkentaa kesällä 2020, mutta jo nyt on melko selvää, että pääuoman raakkukanta on romahtanut muutamassa vuosikymmenessä. Vuonna 1996 tehdyissä kartoituksissa yksinomaan Luton pääuoman alaosalla arvioitiin elävän noin 120000 raakua (Valovirta 1997). Myös Suomujoessa lisääntyminen on hyvin vähäistä. Taskisen ym. (2015a) mukaan on todennäköistä, että Luton ja Suomun raakut ovat lohisidonnaisia. Tällöin Ylä-Tuuloman voimalaitospadon rakentaminen 1960-luvun alkupuolella Venäjälle, on ollut niiden kannalta kohtalokasta. Lohen puuttuminen Luton vesistöstä on mahdollisesti syynä raakun heikkoon lisääntymiseen Suomun lisäksi myös muutamassa muussa sivujoessa (esim. Kiertämäjoki).

Luton jokihelmisimpukkapopulaatioiden uhkatekijät vaihtelevat sen mukaan onko kyse latvapurojen tammukan varassa elävistä populaatioista vai pääuomien lohisidonnaisista populaatioista. Ensin mainittujen kohdalla suurin uhkatekijä on metsätalous ja siihen liittyvä tiheä metsäautotieverkosto. Tämä koskee ensisijaisesti Luton pääuomaan pohjoisesta virtaavia, UKK-puiston ulkopuolella olevia sivujokia. Monet Luttoon etelästä virtaavista joista on kansallispuistossa metsätalousalueiden ulkopuolella. Näillä alueilla lähinnä porotalous muodostaa potentiaalisen uhan raakuille.

Luton pääuomassa ja Suomujoessa, mahdollisesti myös Kulasjoessa ja Kiertämäjoen alaosilla merkittävin uhkatekijä on lohen nousun estyminen Venäjän puolella olevan Ylä-Tuuloman voimalaitospadon vuoksi.



Kuva 15. Suomujoen ”Sinisenä laguunina” tunnettu joen osa. Alueella on kymmeniä tuhansia jokihelmisimpukoita.



Kuva 16. Hanhioja Itä-Lapissa on toinen tähän mennessä tutkituista raakkupopulaatioista, jossa kaikilla luokittelukriteereillä on elinvoimainen raakkukanta.

4.17 Näätämön vesistö

Näätämöjoessa raakkua tiedetään olevan yksittäin joen pääuomassa Opukasjärven ja Norjan rajan välisellä jokijaksolla. Näätämön raakkuja on inventoitu 1998, 2004 ja 2012 (Mela 1998, Oulasvirta ym. 2006, Oulasvirta ym. 2015a). Koko joesta on näiden inventointien yhteydessä löydetty vain noin 20 simpukkaa, jotka kaikki ovat täysikasvuisia yksilöitä. Elinvoimaisuudeltaan Näätämön kanta on nykytiedon valossa siten *melkein hävinnyt*. Simojoen ja Utsjoen ohella Näätämön raakut edustavat lohijoessa eläviä simpukoita.

Raakkuja on etsitty myös Näätämön sivujoista 2004–2005 sekä 2011–2013, mutta tuloksetta (Oulasvirta ym. 2006, Oulasvirta ym. 2015a, Taskinen ym. 2015b). Varsinkin 2004–2005 etsinnät kohdistettiin alueille, joilta oli helmenkalastuksen aikaista tietoa raakuista.

Näätämön raakkukannan heikkoon tilaan etsittiin syitä Raakku! -hankkeen tutkimuksissa 2011–2013. Yksiselitteistä vastausta ei saatu, mutta on mahdollista, että Nikkelin kaivoskombinaatin alueelta 1980-luvulla ja aiemmin peräisin olevat ilmalaskeumat ovat yhdessä alueen maaperän heikon puskurikyvyn kautta voineet aiheuttaa raakkujen kuolemia etenkin keväisin sulamisvesien aikana, jolloin veden pH arvoissa on ollut happamuuden piikkejä (Aspholm ym. 2015). Alkutilannetta on voinut pahentaa sotien jälkeen harjoitettu intensiivinen helmenkalastus, joka lienee heikentänyt kantoja erityisesti Näätämöjoella, missä raakut elävät esiintymisalueensa pohjoisilla äärirajoilla eivätkä sen vuoksi kenties luontaisestikaan kykene lisääntymään kuin vain suotuisimpina vuosina (Oulasvirta ym. 2006 ja 2015a). Tällöin ainakin teoriassa on voinut syntyä tilanne, jossa jokeen ei ole jäänyt nuorten raakkujen sukupolvea uudistamaan populaatiota sen jälkeen kun aikuiset simpukat on kerätty helmenpyytäjien toimesta (ks. tarkemmin luku 6.3).

Vuosina 2011–2013 tehdyissä tutkimuksissa Näätämössä ja sen latvajoessa, Silisjoessa, todettiin erittäin runsaita rihmaleväkasvustoja (Oulasvirta ym. 2015a). Runsaat rihmaleväkasvustot ovat merkki korkeista ravinnepitoisuuksista, joita on myös ajoittain mitattu Näätämön vesinäytteistä (Aspholm ym. 2015). Mahdollisia ravinnelähteitä näissä erämaa-alueilla virtaavissa joissa ovat lähinnä poronhoito tai kaukokulkeuma ilmaitse.

4.18 Tenon vesistö

Tenon vesistöalueelta löydettiin retkeilijän antaman vihjeen perusteella raakkuesiintymä Galdasjohkan sivujoesta Lovttajohkasta (Oulasvirta ym. 2006, Oulasvirta 2006). Myös Galdasjohkasta löydettiin muutama raakku, mutta arvioiden mukaan ne ovat voineet kulkeutua paikalle Lovttajohkasta. Kyseessä ovat pohjoisin Suomessa tunnettu raakkuesiintymä ja mahdollisesti yksi pohjoisimmista koko maailmassa. Lovttajohkan esiintymän elinvoimaisuutta ja geneettistä rakennetta tutkittiin 2011–2013 (Oulasvirta ym. 2015a, Väliä ym. 2015). Joessa todettiin elävän vajaan 4000 simpukan, *ei-elinvoimaiseksi/ osittain elinvoimaiseksi* luokiteltu raakkupopulaatio. Galdasjohka ja Lovttajohka kuuluvat Pulmankijärven Natura-alueeseen, missä raakkua ei ole mainittu suojeluperusteena.

Galdasjohkan ja Lovttajohkan lisäksi yksittäisiä raakkuja on löydetty Utsjoesta (Juho Vuolteenaho, suullinen tiedonanto). Laajempia kartoituksia Utsjoessa ei ole tehty. Norjan puoleisesta Tenon vesistössä raakkuja on löydetty yhdestä paikasta Karasjoella (Paul Aspholm, suullinen tiedonanto).

Varhaisempaa tietoa raakuista Tenojoen vesistöstä on Inarijoelta, josta on tietoa helmenpyynnistä 1930-luvulla. Metsähallituksen vuonna 1999 tekemissä inventoinneissa Inarijoelta löytyi kuitenkin enää pari tyhjää raakun kuorta (Mela 2006).

Tenon vesistön raakkuihin voidaan olettaa vaikuttaneen saman tekijät kuin Näämön alueen raakkuihin. Lisäksi Galdasjohka ja Lovttajohka kuuluvat tunturimittarin tuhoalueisiin. Tunturimittarituhon vaikutuksia vesistöihin ei ole tutkittu.

4.19 Paatsjoen vesistö

Paatsjoen vesistöalueelta ei tunneta raakkuesiintymiä Suomen puolelta. Sen sijaan Paatsjoen sivujoista Norjassa ja Venäjällä tunnetaan useita raakkuesiintymiä. Esiintymiä kartoitettiin laajassa Suomen, Norjan ja Venäjän välisessä Interreg Kolarctic -hankkeessa 2003–2005 (Oulasvirta ym. 2006, Oulasvirta 2006). Suomen puolella etsinnät keskitettiin pääasiassa Inarijärven alapuolisiin jokiin Kessin alueella sekä muutamaa muuhun jokeen, joista oli vihjetietoa raakuista. Sitä vastoin Inarijärveen laskevia jokia tutkittiin melko vähän. Tulevaisuudessa inventoinnit kannattaakin keskittää näille alueille.

4.20 Kadonneet raakkuvesistöt

Eri kirjallisuuslähteisiin (mm. Brander 1955a, 1955b, 1956, Virtaavien vesien raakku 2007, Keltikangas 1977, Storå 1989, Heikkinen 2002) perustuen helmenkalastusta on harjoitettu ainakin seuraavilla päävesistöalueilla, joista raakku sittemmin on kokonaan kadonnut:

- Kymijoki
- Porvoonjoki
- Eurajoki
- Lestijoki (Huom! Lestijokeen siirrettiin raakkuja Ähtävänjoesta 1970-luvulla, mutta ilmeisesti ne ovat sittemmin kulleet, Ilmari Valovirta, suullinen tiedonanto)
- Kalajoki
- Siikajoki
- Perhonjoki
- Uutuanjoki (Munkelvan vesistö)

Todennäköisesti raakku on elänyt monella muullakin vesistöalueella. Esimerkiksi Espoon Gumbölenjoesta löydettiin 2008 vanha raakun kuori, joka kertoo raakun eläneen vain muutamia vuosikymmeniä sitten myös pääkaupunkiseudulla (Laaksonen ym. 2008).

5 Raakun uhkatekijät Suomessa

Jokihelmisimpukan uhkatekijät ovat osin historiallisia, kuten helmenkalastus ja jokien perkaaminen tukinuittoa varten sekä osin viime vuosikymmeninä ja edelleen nykyaikana vaikuttavia kuten vesivoiman tuotanto, maa- ja metsätalous ym. jotka ovat vaikuttaneet negatiivisesti raakun isäntäkalakantoihin sekä heikentäneet veden laatua ja raakun elinympäristöjen tilaa.

5.1 Historialliset syyt

5.1.1 Helmenkalastus

Jokihelmisimpukkaa uhkaavista tekijöistä ensimmäinen oli helmenkalastus. Pahimmillaan helmenkalastus oli hyvin tuhoisaa, sillä yhdenkin helmen löytäminen saattoi merkitä satojen raakkujen tappamista ja valiohelmen saamiseksi piti pyytäjän avata jopa 10 000 simpukkaa (Brander 1955a). Järjestelmällistä ja ylhäältä johdettua helmenpyyntiä harjoittivat mm. Ruotsin kuningashuone sekä Venäjän ortodoksiluostarit (Virtaavien vesien raakku 2007). Merkittäviä Solovetskin luostarin hallitsemia helmestysalueita jo 1400-luvulla olivat Vienanmeren rannikon joet sekä Kuusamon ja Kantalahden välinen alue. Karjalaisten harjoittama helmenpyynti ulottui myös Länsi-Suomeen, mikä 1500-luvulta lähtien oli Ruotsin kuningashuoneen helmestysaluetta. Vuonna 1681 helmenkalastus määrättiin koko Suomessa Kaarle XI asetuksella kuningashuoneen yksinoikeudeksi. Asetus purettiin lopullisesti 1747 kuitenkin sillä edellytyksellä, että löydetty helmet piti tarjota kuningashuoneen ostettaviksi. Satakunnasta pyynnin painopiste siirtyi raakkujen vähenemisen vuoksi seuraavina vuosisatoina Itä- ja Pohjois-Suomeen, erityisesti Kainuun Hyrynsalmeen, missä siitä muodostui joillekin merkittävä tulon lähde (Heikkinen 2002). Pohjois-Suomessa perinteistä helmenpyyntiä harjoittivat koltat, jotka on mainittu helmenpyytäjänä vuoden 1738 verokirjassa Lutolla Inarin ja Sompion välillä (Itkonen 1945, Storå 1989).

Systemaattisen ja ylhäältä johdetun helmenpyynnin lisäksi helmiä keräilivät satunnaiset retkeilijät ja kalastajat sekä kourallinen ammattihelmeistäjiä. Vain harvalla helmenpyynti oli kuitenkaan ainoa elinkeino. Tunnettuja helmenkalastajia olivat mm. Arvid Wegelius, Huhti-Heikki ja Konrad Hollo, joka löysi Taivalkosken Korvuanjoesta tiettävästi Suomen arvokkaimman helmen vuonna 1925. Sukelluslaitteiden myötä helmenkalastus muuttui varsinaiseksi ryöstöpyynniksi, päivittäisten saaliiden noustessa jopa 4000 raakkuun (Heikkinen 2002). Tämä ryöstöpyynti osaltaan vaikutti siihen, että helmenkalastus kiellettiin ja raakku rauhoitettiin Suomen ensimmäisenä selkärangattomana lajina 1955.

Vaikka helmenpyynti oli raakun kannalta tuhoisaa, ei ole tiedossa hävittikö pyynti populaatioita kokonaan missään. Käytännössä helmenpyynti kohdistui vain isoihin ja vanhoihin raakkuihin, joista helmen löytämiseen oli paremmat mahdollisuudet. Näin ollen nuorempi simpukkasukupolvi jäi joen pohjaan kasvamaan. Esimerkiksi Luton vanhoilla helmenkalastusalueilla elää edelleen suhteellisen runsaita raakkukantoja (Oulasvirta ym. 2006). Vaikka raakkujen lopulliseen katoamiseen monesta joesta ovat johtaneet muut syyt, on helmenkalastuksella kuitenkin ollut huomattava kantoja heikentävä vaikutus.

5.1.2 Jokien perkaukset

Helmenkalastuksen ohella toinen - raakkukantoja todennäköisesti vielä enemmän tuhonnut - historiallinen uhkatekijä oli jokien perkaus ja oikominen tukinuittoa varten (Kuva 17). Jokia ja virtoja on muutettu puutavaran uittoon paremmin soveltuviksi lähes koko Suomessa 1800-luvulta lähtien ja erityisesti 1900-luvun ensimmäisellä puoliskolla (Korhonen 2007). Edes raakun rauhoitus 1955 ei estänyt perkaustöitä, koska rauhoitus ei ulottunut simpukoiden elinympäristöön.

Historiallisista uhkatekijöistä helmenkalastus on käytännössä poistunut. Todennäköisesti laitonta salahelmestystä tapahtuu edelleen satunnaisesti, mutta käytännössä se ei ole lajia uhkaava tekijä. Perattuja joenuomia sen sijaan on raakkualueillakin edelleen runsaasti. Paikoitellen raakut ovat

melko hyvin sopeutuneet muuttuneeseen elinympäristöön, mutta voimistuneet virtausnopeudet ja suurten kivien aiheuttama suojapaikkojen puute haittaavat monilla joilla edelleen raakkukantoja ja vaikuttavat haitallisesti etenkin niiden lisääntymiseen.



Kuva 17. Livojoen perkaustöitä 1950-luvulla. Kuva Uittoteho ry

5.2 Viimeaikaiset ja nykyajan uhkatekijät

Huolimatta raakun korkeasta suojelustatuksesta, sitä uhkaavat edelleen monet tekijät. Uhkatekijät voidaan vaikutusmekanisminsa perusteella jakaa joko **suoraan raakkuihin** (erityisesti niiden nuoruusvaiheisiin) vaikuttaviin tekijöihin sekä **välillisesti, isäntäkalojen kautta** vaikuttaviin tekijöihin. Ensin mainittuja ovat kaikki **veden** ja **pohjan laatuun** sekä **virtauksiin** vaikuttavat tekijät kuten:

- Maa- ja metsätalous: ojitukset, auraukset, metsätiet, ajourat, ravinnekulkeumat
- Turvetuotanto
- Ympäristömyrkyt: valumat maaperästä ja vesistöistä, kaukokulkeuma ilmateitse
- Tie-, raide- ja muut rakennushankkeet
- Patorakenteet (vaikuttaessaan virtauksiin)
- Veden otto
- Porotalous (kaipaa selvittämistä!)
- Raakkujen tallautuminen/ häiriintyminen kalastuksen, veneliikenteen tai muun vesialueen käytön seurauksena
- Ilmaston muutos

Välillisesti, raakun isäntäkalojen kautta vaikuttavia tekijöitä ovat lisäksi mm.

- Vesivoiman rakentaminen ja muut kalojen vaellusesteet
- Kalastus: liikkakalastus,

Seuraavassa näitä uhkatekijöitä on tarkasteltu tarkemmin:

5.2.1 Suoraan raakuihin vaikuttavat uhkatekijät

Maa- ja metsätalous

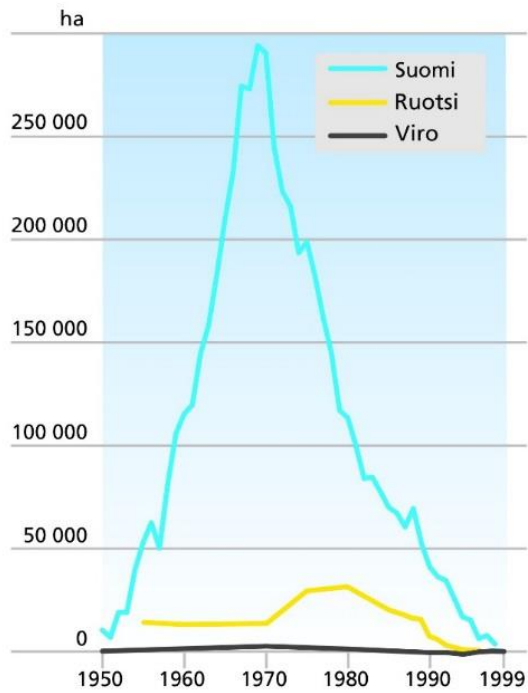
Yksittäisistä tekijöistä raakkukantoihin kenties eniten ja laaja-alaisimmin ovat vaikuttaneet maa- ja metsätaloustoimet. Maatalouden vesistöjä rehevöittävä vaikutus on merkittävää etenkin Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa, missä yli 90 % maamme raakkupopulaatiosta nykyisin sijaitsee, metsätaloustoimet ovat sen sijaan todennäköisesti eniten raakkukantoja vahingoittanut tekijä. Metsätaloustoimiin liittyvät ojitukset, auraukset ja muu maanmuokkaus sekä metsäautoteiden rakentaminen ovat olleet erityisen mittavia Suomessa. Joidenkin arvioiden mukaan yli kolmasosa maailman metsä- ja suoalueiden ojituksista on tehty Suomessa (Joosten & Clarce 2002). Ojitusmäärät olivat erityisen suuria 1960–80 luvulla (Kuva 18). Vaikka uudisojitukset ovat sen jälkeen vähentyneet huomattavasti, on kunnostusojitusten määrä vastaavasti kasvanut. Näin ollen ojitusten aiheuttamat vesistöhaitat eivät ole poistuneet, vaikka suurin vahinko tapahtuikin jo vuosikymmeniä aiemmin. Maastossa tapahtuneen muutoksen suuruudesta kertoo esimerkiksi karttapari lijoen vesistöalueelta kuvassa 19.

Ojien mukana vesistöihin on kulkeutunut ravinteita, humusta ja hienojakoisia kiintoaineita, jotka ovat johtaneet vesistöjen liettymiseen ja happamoitumiseen (Kuva 20). Jokien liettyminen on edelleen johtanut happipitoisuuden alenemiseen pohjasedimentin huokosvedessä, mikä on tehnyt joen pohjasta elinkelvottoman raakun nuoruusvaiheille. Geistin & Auerswaldin (2007) tutkimusten mukaan tämä on luultavasti tärkein yksittäinen syy raakun lisääntymiskierron loppumiseen ja raakkukantojen romahtamiseen Euroopassa. Metsä- ja suo-ojien lisäksi kiintoaineita kulkeutuu jokiin teiden varsille tehtyjen ojaravien kautta sekä huuhtoutumalla avohakkuista ja auratuilta hakkuualueilta.

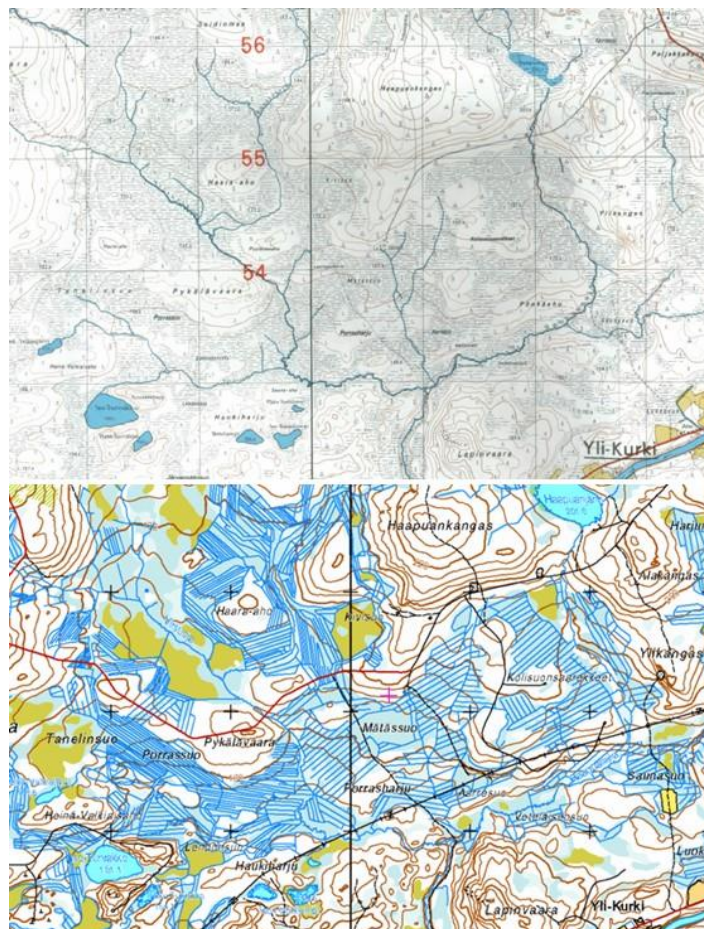
Paitsi lisääntyneen ravinne- ja kiintoainekuormituksen vuoksi, ojitukset vaikuttavat myös jokien vesitaseseen viipymän lyhenemisen kautta. Valuma-alueen veden pidätyskyvyn pienentyessä virtaamat joessa äärevöityvät aiheuttaen hetkellisiä voimakkaita virtauspiikkejä sekä toisaalta kuivuutta alivirtaamien aikana. Raakkujen kannalta tällä on haitallisia vaikutuksia, etenkin alivirtaamien pienentymisellä.

Myös metsäautoteiden siltarummut saattavat vaikuttaa virtausoloihin ja toimia vaellusesteinä raakun isäntäkaloilta. On myös lukuisia esimerkkejä, joissa suoraan raakkujen yli on ajettu metsätyökoneilla (vrt. Kuva 14).

Suoranaisia yliajoja lukuun ottamatta pääosa metsätaloustoimien haitoista kohdistuu nimenomaa raakkujen lisääntymiseen, joka on monin paikoin loppunut tai vähentynyt voimaikkaimpien ojitusten seurauksena. Useassa Pohjois-Suomen raakkupopulaatiossa lisääntymistä tapahtuu enää joen latvalla, missä ihmisperäinen vaikutus on vähäisempää (Oulasvirta ym. 2015a).



Kuva 18. Suo- ja kosteikkoalueiden ojitusmäärät Suomessa, Ruotsissa ja Virossa 1950–1999 (Hallanaro ym. 2002).



Kuva 19. Haapuanjoen raakkupurovesistö 1960-luvulla ja nyt.

Turvetuotanto

Turvetuotanto saattaa metsäojitusten tavoin aiheuttaa happamien humusaineiden valumia vesistöihin ja sitä kautta veden ja pohjasedimentin laadun heikkenemistä. Varsinkin tulvatilanteissa turvetuotanto aiheuttaa myös kiintoainekuorman kasvua. Raakkuvesien äärellä turvetuotantohankkeita on ollut ja on suunnitteilla etenkin Iijoen ja Simojoen vesistöalueilla (Kuva 21).

Tie-, raide- ym. rakennushankkeet

Tie- raide- ja muut rakennushankkeet saattavat muodostaa uhan raakkuesiintymille lähinnä vesistöylitysten (silta ym. rakennelmat) sekä töihin liittyvien mahdollisten kiintoainehuuhtoumien muodossa. Teiden ojaravit on edelleen usein kaivettu puroon saakka ja niistä aiheutuva kiintoainekuormitus erityisesti sateiden jälkeen voi olla huomattava. Vesistöylitysten tierummuista arviolta noin puolet aiheuttaa täydellisen tai osittaisen vaellusesteen kaloille ja muille vesieliöille. Tällöin isäntäkalat eivät pääse raakkualueelle ehkä ollenkaan. Iijoen vesistöalueen vesistöylitysten inventoinneissa todettiin tutkituista 30 raakkupurosta joka kolmannessa eli 11 raakkupurossa yhteensä 16 vaellusestettä (Moilanen & Luhta 2018).

Tieliikenteen seurauksena vesistöihin kulkeutuu myös haitta-aineita. Teiden suolaus muodostaa potentiaalisen riskin raakuille veden kloridipitoisuuden noustessa (AOPK CR 2013).



Kuva 20. Ojan tuoma lietettä rankkasateen jälkeen Livojoen raakkualueella. Jokeen virtaavissa ojissa on myös mitattu erittäin alhaisia pH pitoisuuksia.



Kuva 21. Raakunsuon turvetuotantoalue Simojoella. Kuva Pirkko-Liisa Luhta

Ympäristömyrkyt

Ympäristömyrkyjä voi kulkeutua vesistöihin teollisuuden päästöistä sekä maaperästä huuhtoutumalla ja ilmakulkeutumana. Pohjois-Suomessa varsinkin kaivosteollisuus on keskeisessä asemassa. Uusia kaivoshankkeita on Pohjois-Suomeen syntynyt ja vireillä runsaasti ja vesistöihin vaikuttaessaan ne saattavat muodostaa potentiaalisen uhan myös raakuille.

Ilmateitse tapahtuva kaukokulkeuma voi happamoittaa vesistöjä tai aiheuttaa kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. Raakkuvesien happamoituminen on ollut ongelma etenkin Norjan ja Ruotsin eteläisimmillä raakkujoilla (Dolmen & Kleinen 2004). Suomessa kaukokulkeuman aiheuttama ongelma ei ole ollut yhtä suuri. Kaivosteollisuudesta peräisin olevaa kaukokulkeumaa ja sen mukanaan tuomia raskasmetalleja ja happamoitumista on sen sijaan tullut Suomen pohjoisimmille raakkualueille Venäjän Kuolan alueen kaivoskombinaateista. Vaikka päästöt ovat nykyisin alhaisemmalla tasolla kuin vielä muutama vuosikymmen sitten, ovat aiemmat korkeammat päästöt ilmeisesti yksi syy, yhdessä maaperän heikon puskurikyvyn kanssa, raakkukannan huonoon tilaan esimerkiksi Näätämöjoessa (Aspholm ym. 2015).

Porotalous

Porotalouden vaikutuksia vesistöihin ei ole juurikaan tutkittu. Ajoittain mitatut korkeahkot fosforin ja typen (etenkin ammoniumtypen) pitoisuudet metsätalousalueiden ulkopuolella olevissa Lapin raakkujoissa viittaavat kuitenkin siihen, että porotaloudella voisi olla vesiä rehevöittävä vaikutus. Esimerkiksi UKK-puiston sisällä sijaitsevalla Kiertämäojalla sekä Kaldoavin erämaa-alueella sijaitsevalla Näätämöjoella on ajoittain mitattu suhteellisen korkeita fosforin, kokonaistypen ja ammoniakitypen pitoisuuksia, vaikka näiden jokien valuma-alueella ei harjoiteta metsätaloutta tai muuta vesistöjä kuormittavaa toimintaa (Aspholm ym. 2015). Poroja

ruokitaan talvella usein jään päällä tai muuten vesistöjen läheisyydessä, joka aiheuttaa ravinnekulkeumia vesistöihin (Kuva 22). Porot myös kuopivat maaperää, mikä lisää huuhtoumia vesistöihin. Nykytiedon valossa on kuitenkin mahdotonta arvioida kuinka suuren uhan porontalous aiheuttaa raakkuvesille.



Kuva 22. Porojen talviruokintaa Luton vesistöalueella huhtikuussa 2013. Pintavalumat johtivat kuvanotto paikalta läheiseen raakkupuroon.

Ilmastonmuutos

Ilmastonmuutos uhkaa jokihelmisimpukoiden ja muiden makean veden simpukoiden kantoja kohonneiden lämpötilojen sekä entistä rajumpien tulvien ja kuivuusjaksojen muodossa (Ferreira-Rodrigues ym. 2019). Kaiken kaikkiaan ilmastonmuutoksen vaikutuksia raakkupopulaatioihin on tutkittu kuitenkin suhteellisen vähän eivätkä tulokset ole yksiselitteisiä. On kuitenkin selvää, että ilmastonmuutos voi olla merkittävä uhka myös raakulle. Bolotov ym. (2018) esittivät, että ilmastonmuutoksen aiheuttama ilmaston lämpeneminen on saattanut olla yksi raakkukantoja laajalti verottanut tekijä Euroopassa jo viimeisen sadan vuoden aikana. Hastie ym. (2003) arvioivat ilmastonmuutoksen seurauksena lisääntyvän sadannan sekä lievän lämpötilan nousun voivan olevan jopa hyödyksi Skotlannin raakkupopulaatioille. Toisaalta ilmastonmuutokseen liittyvien huipputulvien yleistymisen saattaa heidän mukaansa kuitenkin olla jopa katastrofaalisen tuhoisaa alueen raakkukannoille. Erityisen haavoittuvaiseksi tässä suhteessa arvioitiin pienten jokien raakkupopulaatiot.

Suomessa tai muissa Pohjoismaissa ilmastonmuutoksen seurauksia raakkukannoille ei ole tutkittu. Oletettavasti vaikutukset ovat samankaltaisia kuin Skotlannissa. Kuten Hastie ym. (2003) arvioivat, nimenomaa sään äärimmäisilmiöt kuten huipputulvat voivat olla tuhoisia. Jokihelmisimpukan pitkäikäisyys on merkki siitä, että aikuisiän saavuttaneet simpukat kestävät voimakastakin vuosien

välistä vaihtelua sääilmiöissä. Mikäli äärimmäiset sääilmiöt ilmastonmuutoksen yleistyessä kuitenkin yleistyvät niin, että simpukoiden elinkaaren aikana koetaan entistä useammin ja entistä rajumpia ”vuosisadan” tulvia, on tällä luultavasti tuhoisat vaikutukset populaatioihin. Sademäärän kasvu aiheuttaa myös kiintoainekuorman lisääntymistä, millä on haitallinen vaikutus ennen kaikkea simpukoiden nuoruusvaiheisiin.

Tulvatilanteiden ohella vähintään yhtä haitallisia tai jopa haitallisempia ovat ennätysellisen kuumat ja kuivat kesät. Lapissa esimerkiksi vuoden 2006 kesä oli erityisen kuiva. Tällöin mm. Hanhiojalla, joka on Luton vesistöön kuuluva pieni raakkupuro, tavattiin satoja kuolleita simpukoita (Metsähallitus, julkaisematon aineisto). Myös kesä 2018 oli hyvin kuiva, jolloin esimerkiksi Kuusamon Merenojassa huomattava osa purosta oli kuivana (Kuva 23). Matalissa joissa raakut myös altistuvat talvella pohjaan jäätymiselle, mikäli virtaamat ovat talvella hyvin pieniä.



Kuva 23. Kesä 2018 oli erittäin kuiva. Kuva on otettu Kuusamon Merenojalta elokuussa 2018. Normaaliveidellä kuvan kivet ovat veden alla. Ilmastonmuutoksen on arveltu äärevöittävän sekä tulvia että kuivia kausia.

Muut häiriötekijät

Veneliikenteen, kalastuksen tai muun vesistöjen käytön raakuille aiheuttamaa häiriötä ei ole juurikaan tutkittu. Raakkujen sukelluslaskennoissa on kuitenkin havaittu, että raakut saattavat reagoida varsinkin loppukesällä sukeltajan läheisyyteen puhaltamalla glockidionsa veteen. Hyväksi osoittautunut tapa kerätä glockidioita esim. kalojen infektoimista varten onkin pitää simpukoita jonkin aikaa vesisangossa, jolloin ne stressattuina ennen pitkää puhaltavat glockidionsa veteen.

Näiden havaintojen perusteella voidaan olettaa, että raakkupohjilla tapahtuva kahlaaminen (esim. perhokalastuksen vuoksi) tai ajaminen moottoriveneellä voi häiritä raakkuja ja mahdollisesti glokidioiden kypsyäaikaana aiheuttaa glokidioiden ennen aikaista abortoitumista naarassimpukoista. Kahlaaminen saattaa johtaa myös raakkujen talleantamiseen.

5.2.2 Välilliset tekijät

Vesivoiman rakentaminen ja muut kalojen vaellusesteet

Jokien valjastus energian tuottoon on vaikuttanut raakkupopulaatioiden tilaan Suomessa hyvin laajalti. Ilmeisesti haittavaikutus on ollut jopa suurempi kuin aikaisemmin on oletettu. Viimeaikaisten tutkimusten valossa näyttää nimittäin siltä, että entisissä lohijoissa raakkujen isäntäkala on ensisijaisesti lohi taimenen ollessa joko täysin sopimaton isäntäkala tai enintään toissijainen isäntä (Taskinen ym. 2015a). Isojen jokien valjastaminen vesivoiman tuotantoon on siten saattanut olla kuolinisku entisille pääuomissa esiintyneille lohiriippuvaisille raakkupopulaatioille. Näin on käynyt myös Suomen parhaalla raakkualueella Luton vesistöissä, jossa Ylä-Tuuloman voimalaitoksen rakentaminen Venäjän puolella 1960-luvun alkupuolella lopetti lohien nousun Luttoon. Seuraus näkyy raakun lisääntymisen loppumisena tai hyvin heikkona lisääntymisenä Luton pääuomassa ja sen suurimmassa sivujoessa Suomujoessa (Oulasvirta ym. 2015a).

Todennäköisesti voimalaitosrakentaminen on ollut keskeinen raakkukannan taantumiseen tai häviämiseen vaikuttava tekijä myös monessa muussa entisessä lohijoessa. Etelä-Suomen nykyisistä raakkujoista Mustionjoki, Karvianjoki, Isojoki ja Ähtävänjoki ovat kaikki entisiä lohijokia (Hurme 1962, Böhling & Juntunen 1999). Oulujoella lohi nousi ennen joen patoamista Hyrynsalmen reitillä Hyrynjärveen saakka. Iijoen vesistöissä lohi nousi Taivalkosken Jokijärveen sekä Livojokeen ja Pärjänjokeen. Kemijoen vesistöissä lohi nousi pitkälle sisämaahan Ounasjoen, Kitisen ja Luiron vesistöissä (Hurme 1962). Joen veden ja pohjan laatuun vaikuttavien suojelutoimien lisäksi raakkukantojen elvyttäminen näissä joissa edellyttäisi siten todennäköisesti myös lohikannan palauttamista.

Raakun häviäminen tai kantojen romahtaminen entisissä lohijoissa on erityisen hälyttävää, koska laji on todennäköisesti aikoinaan levinnyt lohien mukana näitä vesireittejä pitkin maahamme. Entiset pääuomien - mahdollisesti miljoonia raakkuja sisältäneet - raakkupopulaatiot olivat niitä emopopulaatioita, joista raakku on myöhemmin levinnyt ylävirtaan latvavesiin, missä sen paikallispopulaatiot ovat sopeutuneet elämään purotaimenen varassa. Tutkimusten mukaan geneettinen monimuotoisuus on edelleen hyvin korkea jäljellä olevissa pääuomien raakkupopulaatioissa (Välilä ym. 2015).

Pääuomien patoamisen lisäksi ovat sivu-uomien pienemmät voimalaitokset ja patorakennelmat vaikeuttaneet paikallisten taimenkantojen leviämistä vesistöissä. Patojen lisäksi leviämisesteitä voivat olla väärin rakennetut siltarummut ym. Esimerkiksi Ruotsin Norrbottenissa on kartoitusten perusteella arvioitu olevan yli 3 000 rakennelmaa, jotka haittaavat kalojen vaelluksia (Oulasvirta ym. 2015a). Suomessa on arviolta noin 90 000 tierumpua, joista kolmasosa aiheuttaa täydellisen vaellusesteen ja viidesosa osittaisen tai ajoittaisen vaellusesteen kaloille (Moilanen & Luhta 2018).

Kalastus

Kalastus voi olla uhka raakkukannoille silloin kun se verottaa voimakkaasti raakun isäntäkalakantoja. Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa on todettu, että taimenen poikasten tiheyden tulisi olla vähintään 10 yksilöä aarilla, jotta raakun lisääntyminen olisi menestyksestä (Arvidson ym. 2006). Toisaalta Geist ym. (2006) totesivat, että harvalukuinenkin isäntäkalakanta pystyy ylläpitämään raakun luontaista lisääntymistä, mikäli olosuhteet joessa muuten ovat suotuisat. Esimerkiksi Pohjois-Suomen oligotrofisissa raakkujoissa tiheä taimenkanta ja raakun lisääntymismenestys saattoivat korreloida jopa negatiivisesti. Selityksenä tähän on se, että ravinnelisäykset joessa saattavat tiettyyn rajaan saakka hyödyntää taimenta, mutta olla haitallista raakulle.

On kuitenkin selvää, että raakun isäntäkaloihin kohdistuva suoranainen ryöstöpyynti voi välillisesti uhata myös raakkukantoja. Raakkujoissa raakun isäntäkaloihin kohdistuvan kalastuksen tulisi joka tapauksessa säänneltyä ja valvottua niin, että kalakantoja ei vaaranneta. Huonommin tunnettu seikka on kalastuksen aiheuttama mahdollinen häiriö raakuille (ks. edellä kohta ”Muut häiriötekijät”).

5.2.3 Vieraslajit ja luonnolliset viholliset

Luonnollisia vihollisia raakulla on melko vähän ja niiden merkitys raakkupopulaatioita uhkaavana tekijänä on marginaalinen. Raakusta ei esimerkiksi tunneta lainkaan loisia, mikä on poikkeuksellista verrattuna muihin makean veden simpukoihin (Jouni Taskinen, Jyväskylän yliopisto, suullinen tiedonanto). Eläimistä ilmeisesti ainakin saukot, ja vieraslajeista minkit ja piisamit kykenevät aukomaan raakun kuoria ja käyttämään niitä ravintonaan. Branderin (1955b) mukaan piisami onkin verottanut raakkukantoja monin paikoin. Matalilla paikoilla myös korppien ja lorkkien on todettu voivan poimia simpukoita ylös (Berrow 1991, Larsen & Bjerland 2012).

Majavat saattavat patorakennelmillaan vaikuttaa veden virtauksiin ja siten epäsuorasti tappaa raakkuja. Majavia pidetään varsinkin Virossa ja Latviassa merkittävänä raakkukantoja uhkaavana tekijänä, mutta Suomessa niistä ei ole ainakaan toistaiseksi todettu olevan haittaa.

Vieraslajeista myös täpläräpu saattaa muodostaa paikallisesti uhan jokihelmisimpukalle (Schmidt & Vandrén 2012). Täpläräpun on todettu voivan nakertaa raakkujen kuoren reunoja, minkä seurauksena simpukan kuori ei sulkeudu enää kokonaan. Pakkalan (2010) mukaan täpläräpu saattaa muodostaa uhan jokihelmisimpukalle esimerkiksi Ähtävänjoessa.

Vieraslajeista potentiaalisen välillisen uhan jokihelmisimpukalle muodostaa myös puronieriä (*Salvelinus fontinalis*), joka on levinnyt tehokkaasti monissa vesistöissämme (Salonen ym. 2016). Puronieriän on arveltu kilpailevan purotaimenen kanssa ja sitä kautta, uhatessaan purotaimenkantoja se saattaa muodostaa välillisesti uhan myös raakulle. Salosen ym. (2016) tekemät kokeet osoittivat, että puronieriä ei meidän oloissamme toimi isäntäkalana raakulle.

6 Tutkimustiedon puutteet suojelun kannalta

Ollakseen tehokkaita, raakun suojelutoimien tulee perustua tieteelliseen tutkimustietoon. Vaikka jokihelmisimpukkaa on tutkittu suhteellisen paljon, on tutkimustiedossa suojelun kannalta edelleen merkittäviä aukkoja. Seuraavassa on käsitelty keskeisiä tutkimustiedon puutteita.

6.1 Raakun esiintymisalueet

Suojelun ensimmäinen edellytys on tietää, missä maamme raakupopulaatiot sijaitsevat. Suomessa tunnetaan tällä hetkellä laskentatavasta riippuen 114–129 raakupopulaatiota (Liite 2). Inventointien edetessä uusia populaatioita löydetään kuitenkin jatkuvasti lisää. Vielä tuntemattomien populaatioiden löytämiseksi tulisi suorittaa systemaattista uusien populaatioiden etsintää. Inventoinnit tulisi priorisoida siten, että ensin tarkistetaan alueet/joet, mistä on varmistamatonta tietoa raakuista sekä joet, joissa havaintotiedot ovat yli 30 vuotta vanhoja. Vihjetieto voi olla paikallisväestön tekemiä havaintoja simpukoista tai esimerkiksi helmenkalastuksen historiaan liittyviä kirjallisia ja suullisia mainintoja. Vihjetiedon lisäksi kartoitettavia alueita voidaan rajata karttatarkastelualueille, joista simpukoiden löytyminen on todennäköisintä. Etenkin Pohjois-Suomessa on laajoja kartoittamattomia alueita, joista voidaan olettaa löytyvän vielä tuntemattomia populaatioita. Kartoituksia tulisi tehdä esimerkiksi Koutajoen vesistön Sallan puoleisissa osissa, Kemijoen vesistöalueella (Kemijoen pääuoma sekä varsinkin Kitisen, Luiron ja Ounasjoen sivuvesistöissä) sekä Tenojoen vesistössä. Paatsjoen vesistöä tutkittiin melko laajasti Interreg Kolarctic -hankkeen yhteydessä 2003–2005 (Oulasvirta ym. 2006), mutta esimerkiksi Inarijärveen laskevia jokia ei tuolloin juurikaan inventoitu. Suuria tai suurehkoja vielä kartoittamattomia yksittäisiä jokia ovat Kemijoen lisäksi mm. Tornionjoen pääuoma, Muonionjoki (Karlsson 1994: paikallisen asukkaan havaintotieto Ruotsin puolella), Teno, Inarijoki (vanhoja kuoritietoja, ei kattavaa kartoitusta tehty), Utsjoki (raakkuja havaittu, mutta kattavaa kartoitusta ei ole tehty), Värriöjoki (kuorihavainto), Tenniöjoki (varmistamaton havaintotieto) ja Oulankajoki (vanha havainto biologisen aseman alapuolella, ei kattavaa kartoitusta).

Uusien populaatioiden kartoituksessa voidaan maastotyössä rajallisesti hyödyntää pohjoismaisessa Raakku! -hankkeessa testattua menetelmää, jossa populaatioiden etsiminen perustuu raakun isäntäkalojen pyyntiin keväällä/alku kesällä (Taskinen ym. 2015b). Tällöin isäntäkalojen kiduksessa mahdollisesti näkyvät glokidiotoukat kertovat joessa olevasta raakkuesiintymästä, jolloin tarkemmat maastotutkimukset voidaan kohdentaa näihin jokiin. Isäntäkalojen glokidioinfektioon perustuva menetelmässä on kuitenkin rajoituksensa, koska negatiivista havaintoa (so. ei glokidioita isäntäkalossa), ei voida pitää ehdottoman luotettavana tietona siitä, että joessa ei olisi raakkuja. Siksi sähkökalastusmenetelmällä ei voida kokonaan korvata perinteisin menetelmin kuten sukeltamalla ja vesikiikarilla tehtyjä kartoituksia.

Edellinen pätee myös uusimpiin nk. eDNA (environmental DNA) -menetelmiin, joita on kehitetty mm. Saksassa ja Ranskassa (Stoeckle ym. 2016, Prié ym. 2017). Menetelmässä tieto raakujen esiintymisestä perustuu joesta otettuun vesinäytteeseen, josta on eristetty raakun DNA:ta. Menetelmää on testattu myös Suomessa Jyväskylän yliopiston ja Alleco Oy:n yhteistyönä vuonna 2016, jolloin menetelmällä testattiin raakun DNA:n löytämistä muutaman Kuusamossa sijaitsevasta tunnetuista raakkujoista otetuista vesinäytteistä. Alustavien tulosten mukaan menetelmällä toimii, mutta lisätutkimusta tarvitaan vielä esimerkiksi sen suhteen miten raakkuesiintymän etäisyys näytteenotto paikasta, raakkuesiintymän koko ja joen koko vaikuttavat tuloksen luotettavuuteen. Menetelmä vaatii myös äärimmäisen steriilejä laboratoriotiloja ja näytteenottovälineitä, jotta välttyttäisiin kontaminaatioilta ja niiden aiheuttamilta vääriä positiivilta havainnoilta. Tulevaisuudessa eDNA menetelmä saattaa kuitenkin osoittautua erinomaiseksi keinoksi tehostaa uusien raakujokien löytämistä. Sekään ei korvaa perinteisiä

inventointimenetelmiä, mutta auttaa kohdentamaan niitä niihin jokiin, joista raakun DNA:ta on havaittu.

6.2 Populaatioiden tila

Sen lisäksi, että maassamme on vielä paljon löytymättömiä raakkupopulaatioita, niin tunnetuistakin populaatioista vain 29 populaatiosta on tutkittua tietoa populaation tilasta. Näiden lisäksi 63 joesta on kenttähavaintoihin perustuvaa alustavaa arviota populaation koosta ja tilasta (Liite 2). Jäljelle jää 37 jokea, joissa tieto rajoittuu siihen, että raakkuja on havaittu, mutta muuta tietoa populaation tilasta ei ole. Oikeiden suojelutoimien kohdentamiseksi oikein on tärkeää, että myös vielä tutkimattomista populaatioista selvitetään raakkukannan tila.

Raakku! -hankkeen yhteydessä tehtiin kohtuullisen kattava selvitys populaation tilasta 21 joella Lapissa ja lijoen vesistöalueella (Oulasvirta ym. 2015a). Kenttähavaintoihin perustuvaa alustaa arviota populaatioiden koosta ja esim. nuorten simpukoiden löytymisestä on etenkin lijoen vesistöalueelta (Metsähallitus, julkaisematon aineisto). Kainuun helmenkalastajat -hankkeessa 2012–2014 kerättiin tietoajaneljästä Kainuun alueella olevasta populaatiosta (Outi Isokääntä, tiedonanto sähköpostilla 21.1.2015). Tietoja täydennettiin vielä kahden joen osalta vuonna 2015 (Oulasvirta ym. 2015e). Kuusamon alueella tehdyissä tutkimuksissa populaation tilaa on tutkittu kattavasti neljällä joella (Oulasvirta ym. 2015a, Oulasvirta & Syväranta 2016). Myös Etelä-Suomessa populaation tilaa on tutkittu neljällä joella (Oulasvirta 2010, Oulasvirta & Syväranta 2012, Oulasvirta ym. 2012 ja 2013, Oulasvirta 2018). Aikaisempien inventointien perusteella voidaan lisäksi arvioida populaatioiden elinvoimaisuus melko luotettavasti muutamalla, lähinnä Etelä-Suomen joella, joista tiedetään, että raakkuja on jäljellä enää muutamia yksilöitä, ja populaatio voidaan niin muodoin ilman enempiä tutkimuksia luokitella pian sukupuuttoon kuolevaksi. Jotkin Etelä-Suomen populaatioista ovat viime vuosikymmeninä luultavasti jo hävinneet. Raakut ovat luultavasti hävinneet esimerkiksi Kiskonjoesta, Pohjajoesta ja Pyhäjoesta viimeisen 30 vuoden aikana.

Vähimmäisvaatimuksena populaation tilan tutkimukseen tulee sisältyä arvio raakkupopulaation esiintymisen ylä- ja alarajasta sekä simpukoiden määrästä, ikärakenteesta ja elinvoimaisuudesta. Populaation elinvoimaisuus perustuu nuorten, alle 10 ja 20 vuotiaiden yksilöiden osuuteen populaatiosta (elinvoimaisuuden määrittäminen ja luokittelu, ks. tarkemmin luku 3.2). Suoraan simpukoihin liittyvien parametrien lisäksi populaation tilan tutkimukseen tulisi sisällyttää tiedon keruuta elinympäristöstä (veden ja pohjasedimentin laatu, habitaattianalyysit) sekä isäntäkaloista (lohi/taimen, isäntäkalojen tiheys ja niiden infektoituminen raakun glokidioilla). Soveltuvien osien tutkimukset tulisi toteuttaa Euroopan standardisoimiskomitean (CEN) alaisen jokihelmisimpukoiden yhtenäisiä suojelu- ja seurantamenetelmiä kehitelleen työryhmän suosituksia noudattaen (CEN 2017, Liite 3).

Keskeinen tekijä raakkupopulaation tilan arvioinnissa on populaation ikärakenteen määrittäminen. Suuri nuorten simpukoiden osuus kertoo populaation uusiutumisen ja suotuisasta tilasta ja niiden puuttuminen päinvastoin. Siksi populaation tilan tutkimukseen tulee myös sisällytyä simpukoiden ikärakenteen ja kasvunopeuden määrittäminen. Tavallisesti tämä on tehty karkealla menetelmällä mittaamalla simpukoiden kokojakauma ja olettamalla, että tietyn kokoiset simpukat ovat keskimäärin tietyn ikäisiä. Kuten luvussa 2.3 tuotiin esille, jokihelmisimpukoiden kasvunopeus kuitenkin vaihtelee huomattavasti jokien ja maantieteellisten alueiden välillä, ja jopa

saman joen sisällä. Siksi populaation ikärakenteen määrittäminen ei saisi perustua vain simpukoiden kokojakaumaan vaan CEN-työryhmän suositusten mukaisesti todellisiin simpukoiden ikämäärytyksiin. Vähimmäisvaatimus on, että simpukoiden kasvunopeus määritetään ensimmäisen 20 vuoden aikana aina kun se on mahdollista eli silloin kun populaatiossa esiintyy näin nuoria simpukoita. Nuorten simpukoiden iänmäärittäminen voidaan suhteellisen helposti tehdä kentällä tehtävin mittauksin simpukoita tappamatta. Populaatiokohtaisen kasvunopeuden määrittämiseen simpukoiden ensimmäisen 20 elinvuoden aikana riittää kun mittaukset tehdään 10–20 simpukasta (Björn Mejdell Larsen, suullinen tiedonanto).

Mahdollisuuksien mukaan simpukoiden ikä tulee selvittää myös aikuisista simpukoista. Niiden kohdalla iänmäärittäminen voidaan tehdä tyhjästä kuorista (luku 2.3). Määrittäminen on mahdollista tehdä kuitenkin vain suhteellisen vähän aikaa sitten kuolleista, hyvin säilyneistä kuorista. Silloin kun populaatio on riittävän runsaslukuinen (>1000 simpukkaa) tutkimuksessa voidaan käyttää tarvittaessa myös elävistä simpukoista kerättyä näytettä. Kasvunopeuden määrittämiseen riittää kun tutkimus tehdään kolmesta simpukasta/populaatio. Sellaisissa populaatioissa, joissa simpukat eivät lisäänty, tieto populaation ikärakenteesta ja tyhjästä kuorista määritetystä simpukoiden kuoliniästä antaa arvokasta tietoa siitä, kuinka kauan populaation suojelutoimiin on käytettävissä vielä aikaa.

6.3 Optimipopulaatio

Ikäjakauman käyttö populaation tilan kuvaajana ei ole täysin yksiselitteistä. CEN (2017) standardissa lähdetään siitä, että elinvoimaisessa populaatiossa on vähintään 20 % 20 vuoden ikäisiä tai sitä nuorempia simpukoita, silloin kun simpukoiden keskimääräinen odotettavissa oleva elinikä on noin 100 vuotta, mikä on tyypillinen raakkujen elinikä Keski-Euroopan ja Brittein saarten populaatioissa (Bauer 1992, Skinner ym. 2003). Vastaavasti pohjoisempaan, missä raakkujen elinikä saattaa olla jopa 200 vuotta, tulisi populaatiossa olla vähintään 10 % alle 20 vuotiaita yksilöitä. Laskentamalli perustuu siis oletukseen tasaisesta kuolleisuudesta ja tasaisesta uusien sukupolvien syntymisestä populaatioon. Varsinkin pohjoisen raakkupopulaatioissa on kuitenkin viitteitä siitä, että lisääntymistä ei luonnontilaisissaakaan joissa tapahdu joka vuosi. Tähän viittaavat simpukoiden kokojakaumassa havaitut kohortit sekä pitkä, jopa 11 kk tai yli kestävä glockidoiden loisisaika (Oulasvirta ym. 2015a, Taskinen ym. 2015a). Pohjoisen ankarammissa ilmasto-oloissa raakut kenties siis luontaisestikin lisääntyvät vain suotuisimpina vuosina, kun olosuhteet uuden vuosiluokan syntymiselle ovat kohdallaan. Lisääntymisen harvinaisuutta raakut kompensoivat pohjoisessa pidemmällä elinkaarellaan, mikä mahdollistaa populaation uusiutumisen silloinkin kun lisääntymistä tapahtuu todella harvoin.

Jos edellä kuvattu vain aika-ajoin tapahtuva populaation uusiutuminen pitää paikkansa, voisi sellainenkin populaatio, mistä tiettyä ajankohtana kokonaan puuttuisivat nuorimmat ikäluokat, silti olla elinvoimainen. Tällöin populaation tilan arvioiminen pelkän ikäjakauman perusteella on luonnollisesti huomattavasti monimutkaisempaa kuin tasaisen kuolevuuden ja syntyvyyden mallissa. Asiaa mutkistaa lisää se, että nuoria simpukoita saattaa löytyä vain tietystä joen osasta (joskus samalla joenosalla olevat simpukat ovat myös suhteellisen samankokoisia, mikä viittaisi siihen, että ne ovat kutakuinkin samaa ikäkohorttia). Nämä havainnot viittaavat siihen, että paitsi lisääntyminen kenties onnistuu vain suotuisina vuosina, myös alueellisesti joen sisällä voi olla eroja siten, että uusi simpukkasukupolvi lähtee kasvamaan vain rajatulla joen osalla, missä olosuhteet kulloinkin ovat olleet suotuisat.

Edellä mainitut seikat vaikeuttavat populaation ikäjakaumaan perustuvaa populaation tilan arviointia, koska ”optimipopulaation” ikärakenne voi eri populaatioissa olla hyvin erilainen. Optimipopulaation määrittäminen edellyttäisi tarkempaa tietämystä raakkujen lisääntymiskierrosta eri maantieteellisillä alueilla, so. säännöllistä ja riittävän tiheää seuranta glokidiotuotannosta, isäntäkalojen infektoitumisesta ja raakun nuoruusvaiheiden esiintymisestä.

6.4 Elinympäristövaatimukset

Jokihelmisimpukan elinympäristövaatimuksista on tietoa yleispiirteisesti, mutta tarkkoja raja-arvoja veden ja pohjasedimentin laadun tai haitta-ainepitoisuuksien suhteen ei yleensä tunneta. Asiaa monimutkaistaa aikuisten raakkujen ja raakun toukka- ja nuoruusvaiheiden hyvin erilaiset elinympäristövaatimukset, jälkimmäisten ollessa selvästi herkempiä ympäristöolojen suhteen kuin aikuiset simpukat. Oletettavasti myös eri maantieteellisillä alueilla ja ilmastovyöhykkeillä raakun toleranssirajat ovat erilaisia. Suomessa ja varsinkin Pohjois-Suomessa, missä laji elää levinneisyytensä pohjoisilla äärialueilla, raakut ovat todennäköisesti keskimääräistä herkempiä ympäristötekijöiden suhteen kuin lämpimämmillä ilmastovyöhykkeillä.

Taulukkoon 5 on koottu muutamia kirjallisuudessa olevia raja-arvoja eri ympäristötekijöiden suhteen. On huomattava, että taulukossa esitetyt raja-arvot eivät yleensä perustu mihinkään kokeellisiin tutkimuksiin vaan pikemmin havaintoihin siitä, minkälaisissa olosuhteissa raakun on havaittu vielä lisääntyvän luonnonoloissa. Aikuiset raakut voivat kestää taulukossa esitettyjä arvoja selvästi huonompia olosuhteita, mistä ovat osoituksena esimerkiksi useimmat Etelä-Suomessa vielä jäljellä olevat ikääntyneet raakupopulaatiot. Nuorten raakkujen huomattavasti tiukemmat veden laadun vaatimukset ilmenevät myös Ruotsissa kerätyssä aineistossa, jossa on tutkittu raakkujen esiintymistä suhteessa veden pH:n ja väriarvon suhteen (Kuva 24).

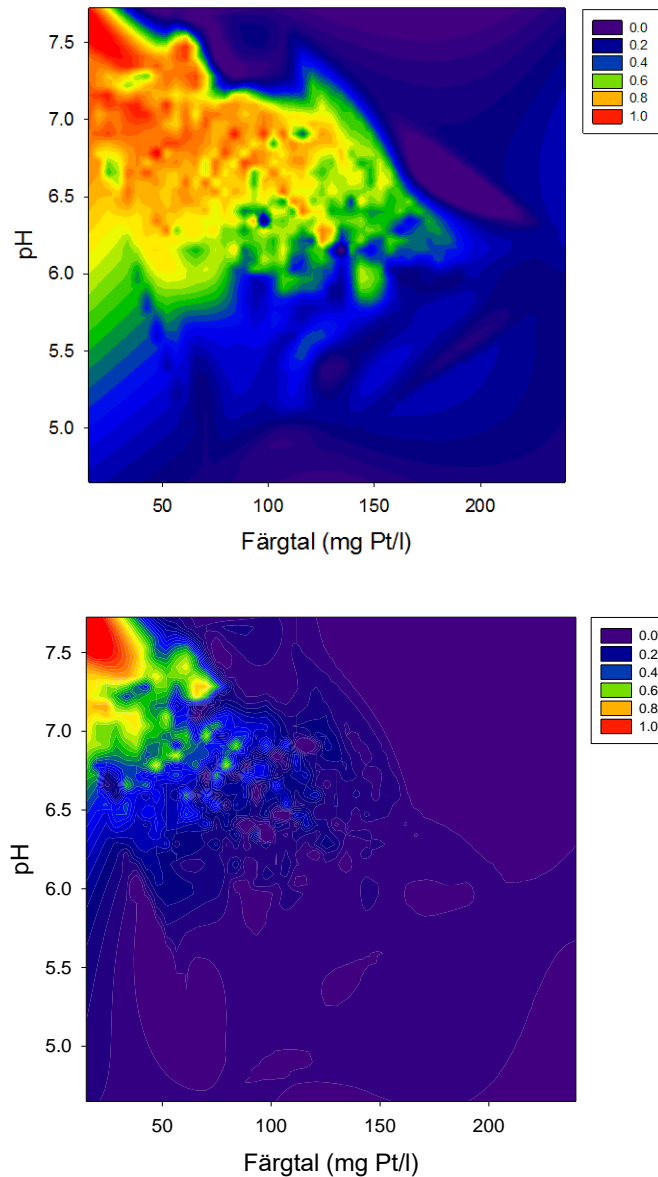
Taulukko 5. Kirjallisuudessa esitettyjä elinympäristön raja-arvoja *lisääntyvissä* raakupopulaatioissa (Geist & Auerswald 2007, Degerman ym. 2009, Ireland Government Publications 2009, Geist ym. 2006, Ziuganov ym.1994, Bauer ym. 1991, Österling ym. 2010).

Sameus	<1 (hetkellisesti max 10) FNU
Kiintoaine	<3 mg/l
pH	>6,2 (min)
Epäorgaaninen alumiini	< 0,03 mg/l (max)
Kokonaisfosfori	<0,005-0,015 mg/l (keskim.)
Nitraatti	<0,125 mg/l (mediaani)
Veden lämpötila	< 25 °C (max)
Hienojakoinen (< 1mm) pohja-aines	< 25 % (max)
Redox potentiaali sedimentissä	>300 mV (lämpötilakorjattu)
Rihmalevien peittävyys	max 5 %
Isäntäkalojen määrä	>5/100m ² (minimi kesällä)

Maastossa tehtyjen mittausten lisäksi Taskinen ym. (2011) ovat laboratoriokokein selvitelleet lyhytaikaisten alhaisen pH:n sekä kohonneiden alumiini- ja rautapitoisuuksien vaikutuksia raakun vapaana uiviin glokidioihin, kaloihin kiinnittyneisiin glokidioihin ja kalasta vasta irronneisiin simpukan nuoruusvaiheisiin. Tulosten mukaan glokidiot ovat erityisesti ennen kiinnittymistään isäntäkalaan herkkiä lyhytaikaisillekin altistuksille. Kaikki glokidiot kuolivat alle 24 tunnissa, kun veden pH oli 4,5 tai raudan pitoisuus 2 mg/l. Ziuganovin ym. (1994) mukaan glokidiot säilyvät

luonnonoloissa elävinä ja kykenevinä infektoimaan isäntäkalansa vielä kuuden vuorokauden jälkeenkin.

Jokihelmisimpukan elinympäristövaatimusten raja-arvojen parempi tuntemus olisi tarpeen arvioitaessa erilaisten vesistöihin kohdistuvien hankkeiden aiheuttamaa riskiä raakkupopulaatioihin. Tutkimustiedon puuttuessa suojelua tulee toteuttaa varovaisuusperiaatteen mukaisesti.



Kuva 24. Jokihelmisimpukoiden esiintymisen todennäköisyys veden pH:n (pystyakseli) ja veden väriarvon (vaaka-akseli) mukaan. Alakuvassa vastaava todennäköisyys *elinvoimaisten* tai *ehkä-elinvoimaisten* populaatioiden esiintymiseen eli esiintymiin missä on nuoria raakkuja. Kuvat perustuvat Ruotsista kerättyyn aineistoon (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

6.5 Populaatioiden geneettinen rakenne

Raakkupopulaatioiden geneettisen rakenteen tunteminen on suojelun kannalta tärkeää taustatietoa. Vähäinen geneettinen monimuotoisuus on riskitekijä, koska sellaiset populaatiot sopeutuvat heikommin ympäristön tilan muutoksiin. Geneettisen monimuotoisuuden suojeleminen onkin yksi luonnonsuojelutyön peruselementeistä.

Jokihelmisimpukoiden geneettistä monimuotoisuutta tutkittiin Raaku! -hankkeen yhteydessä 21 raakkupopulaatiosta, joista 16 sijaitsi Suomessa (Välilä ym. 2015). Suurin geneettinen diversiteetti löydettiin lohijokien suurista raakkupopulaatioista. Myös harvinaisten alleelien esiintyminen oli lohijokien raakuissa yleisempää. Tulokset alleviivaavat nykyisten ja entisten lohijokien raakkupopulaatioiden merkitystä. Suojelun kannalta on tärkeää, että geneettisen rakenteen tutkimusta jatketaan myös muissa Suomen raakkupopulaatioissa. Kansainvälisesti pohjoisten raakkupopulaatioiden arvoa lajin suojelun kannalta korostavat myös Geistin & Kuehnin (2008) tutkimukset. Heidän Lapissa tutkimansa kolme raakkupopulaatiota olivat geneettisesti huomattavasti monimuotoisempia kuin samassa tutkimuksessa vertailukohtana olleet keski-eurooppalaiset populaatiot.

6.6 Isäntäkalariippuvuus

Raakkupopulaatioiden mahdollinen eriytyminen lohiriippuvaisiin ja taimenriippuvaisiin kantoihin on oleellinen tekijä suojelutoimien suunnittelussa. Taskinen ym. (2015a) selvittivät sumputus- ja laboratoriokokein raakkujen isäntäkalariippuvuutta 10 joella Pohjois-Suomessa. Tulokset osoittivat eriytymistä lohi- ja taimenriippuvaisiin raakkuihin sen mukaan oliko kyseessä nykyinen tai entinen lohijoki vai latvavesien tammukkapuro. Kaikissa tapauksissa tulokset eivät kuitenkaan olleet yksiselitteisiä vaan joissakin tapauksissa sekä lohi että taimen saattoivat toimia yhtä hyvinä isäntäkaloina.

Suojelutyön kannalta on välttämätöntä tietää, mikä on kyseisen raakkupopulaation ensisijainen isäntäkala. Tämän vuoksi isäntäkalakokeita tulee tehdä myös muissa Suomen raakkupopulaatioissa. Oikea isäntäkala voidaan useimmiten selvittää ilman kokeellisia tutkimuksia keväällä tai alkukesällä tehdyillä taimenen/lohen poikasten sähkökoekalastuksilla, ja tutkimalla kantavatko kalat raakun glokidioita.

6.7 Ilmaston muutoksen ja porotalouden vaikutukset

Ilmaston muutosta ja porotaloutta mahdollisina raakun uhkatekijöinä käsiteltiin luvussa 5. Olisi tärkeää, että näitä molempia selvitettäisiin tieteellisin tutkimuksin. Esimerkiksi porotalouden merkitystä korostaa se, että Suomen raakkupopulaatioista yli 90 %, ja käytännössä kaikki vielä elinvoimaiset populaatiot, sijaitsevat poronhoitoalueella. Asian tutkimista vaikeuttaa kunnollisten vertailualueiden puute. Parhaat vertailualueet löytynevät naapurimaistamme, etenkin Venäjältä, missä poronhoitoa ei juurikaan harjoiteta.

7 Ehdotus raakun suojeleohjelmaan sisällytettävistä toimenpiteistä Suomessa

7.1 Tavoite

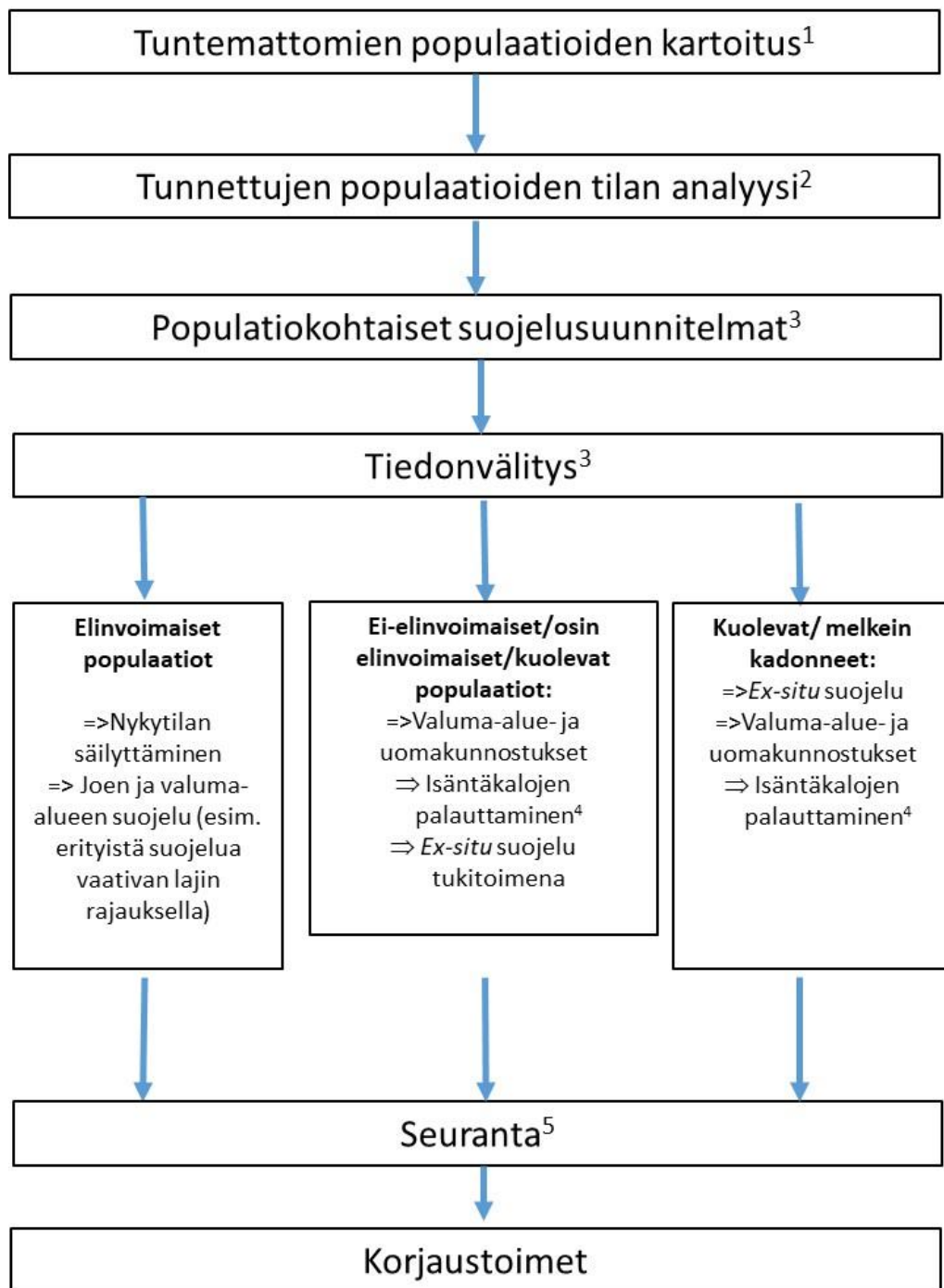
Suojeleohjelman tavoitteena on, että jokihelmisimpukan elinvoimaisia populaatioita säilyisi Suomessa koko lajin luontaisella esiintymisalueella. Kaikki nykyiset populaatiot tulisi säilyttää ja taantuneet populaatiot elvyttää. Tavoitteen täyttäminen on haasteellisinta Etelä-Suomessa, missä raakkupopulaatiot ovat erittäin kriittisessä tilassa.

7.2 Suojelun keinot

Tässä raportissa ei oteta kantaa siihen, millä lainsäädännöllisillä keinoilla Suomen raakkupopulaatiot tulisi suojella. Selvitystä laadittaessa suojelun toteuttamiskeinoista käytiin keskusteluja usean asiantuntija- ja viranomaistahon kanssa. Esille tulleita suojelekeinoja olivat mm. Natura 2000 -verkoston täydentäminen raakkupuroilla, luonnonsuojelulain 47 § mukainen erityistä suojeleua vaativan lajin esiintymispaikan turvaaminen luonnonsuojeluviranomaisen rajauspäättöksellä, vesiluonnon parempi huomioon ottaminen luonnonsuojelulaissa, raakkujokien lainsäädännöllinen huomioiminen erityissuojeleukohteina, raakkuvesien suojeleuäkökulumien huomioiminen maataloustuissa, raakun määrittely tärkeäksi osaksi vesistöä vesiensuojeleuohjelmissa, kansallisen virtavesien/raakunsuojeleuohjelman laatiminen jne. EU:n tasolla pidettiin myös tärkeänä sitä, että jokihelmisimpukka sisällytettäisiin habitaattidirektiivin liitteen IV lajiksi, jolloin sen suojeleustatus vahvistuisi huomattavasti. Mikään näistä suojeleukeinoista ei saanut varauksetonta kannatusta ja monen toteuttamisessa (kuten Natura 2000 verkoston täydentämisessä) nähtiin suuria ongelmia.

7.3 Toimenpiteet

Tässä selvityksessä esitetyt suojeleutoimet käsittävät toimia eri tasoilla ja niihin sisältyy sekä lainsäädännöllisiä toimia että tutkimusta ja varsinaisia konkreettisia suojeleutoimenpiteitä kuten (1) entuudestaan tuntemattomien populaatioiden kartoitus, (2) tunnettujen populaatioiden tilan selvittäminen, (3) raakkuesiintymien erityishuomioiminen metsätaloudessa ja muissa vesistöihin vaikuttavissa toimissa, (4) elinympäristöjen suojeleminen (luonnontilan säilyttäminen) ja kunnostaminen, (5) lohikalakantojen suojeleu ja elvyttäminen, (6) *ex-situ* -suojeleu, (7) populaatioiden tilan seuranta sekä (8) tiedon välittäminen raakkupopulaatioista ja niiden suojeleusta. Lainsäädännöllisistä toimista esimerkkejä ovat raakkujoen suojeleu luonnonsuojeleualueena tai erityistä suojeleua vaativan lajin rajauspäättöksellä. Tarvittavat toimet vaihtelevat vesistöstä ja populaation elinvoimaisuudesta riippuen (populaatioiden elinvoimaisuus, ks. luku 3.2). Kuvan 25 kaaviossa on esitetty yleispiirteisesti, miten jokihelmisimpukan suojeleussa Suomessa tulisi edetä. Kaaviossa esitetyt toimet eivät ole vaihtoehtoisia toisilleen, vaan useimmiten pikemmin rinnakkaisia ja toisiaan tukevia, ts. saman populaation kohdalla on usein tarpeen toteuttaa monia suojeleutoimia.



¹Kartoittamattomilla alueilla

²Niissä populaatioissa, missä ei vielä tehty

³Koskee kaikkia populaatioita

⁴Niissä populaatioissa, joissa ongelmana isäntäkalojen puute/vähyys/huono infektoitumisaste

⁵Laajan tai suppean seurantaohjelman mukaisesti (ks. luku 9)

Kuva 25. Kaavamainen esitys raakun suojelun toteuttamisesta Suomessa.

Kaikkia populaatioita koskevat toimet ovat **Tiedotus ja esiintymän huomioiminen kaikessa toiminnassa** sekä **Populaatiokohtaisen suojelusuunnitelman** laatiminen. Suurta osaa populaatioista koskee myös **Populaation tilan analyysi**. Ensivaiheen, kaikkia populaatioita koskevana toimena tulisi myös toteuttaa **paikkatietoanalyysi** Suomen raakkujoista. Analyysissä tulisi huomioida mm. maanomistussuhteet, valuma-alueen sisältyminen suojeluohjelmiin, valuma-alueen asutus, maankäyttömuodot ja muu ihmistoiminta, vedenlaatuolosuhteet ym. suojelun toteuttamisen kannalta oleellinen tieto.

Seuraavassa ehdotettuja toimia on käsitelty tarkemmin.

7.3.1 Tiedotus

Raakkupopulaatioiden suojelun edellytyksenä on, että lajin elinympäristövaatimukset huomioidaan kaikissa vesistöihin vaikuttavissa toimissa. Vuonna 2014 päättyneessä Raakku! -hankkeessa laadittiin pääasiassa metsätalouseläimille suunnattu opasvihkonen toimintamenetelmistä raakkuvesien äärellä (Metsähallitus 2014). Oppaassa annetaan esimerkkien valossa ohjeita oikeista ja toisaalta vahingollisista toimintatavoista. Yleisperiaatteena raakkujokien valuma-alueilla toimittaessa on varmistua siitä, että jokeen ei kulkeudu mitään ravinteita, haitta-aineita, humusta tai kiintoaineita. Sen lisäksi tulisi huolehtia siitä, että toimet eivät vaikuta virtaamiin tai vaaranna raakun isäntäkalakantoja.

Luonnollinen vaatimus raakkupopulaatioiden suojelemiseksi on se, että populaatioiden sijainti on tiedossa. Potentiaalisen salahelmestyksen riskin vuoksi Suomessa on tähän saakka käytäntönä ollut, että raakkujen esiintymispaikat ovat julkisuuslain mukaista salattavaa tietoa (laki 621/1999 pykälä 24 kohta 14). Tästä käytännöstä kannattaisi luopua. Esimerkiksi Ruotsissa ja Norjassa raakkujen esiintymispaikat ovat julkisia ja kokemukset siellä ovat olleet suojelun näkökulmasta enemmän positiivisia kuin negatiivisia. Raakkujen esiintymispaikkojen salaaminen on vaikeuttanut myös alan tutkimusta ja osaltaan ollut syynä siihen, että tieto raakkujen esiintymispaikoista on hyvin hajallaan ja tulkinnanvaraista. Tämä seikka tuli esille myös tätä raporttia laadittaessa.

Lain mukaan lajitiedon antaminen on kiellettyä silloin kun se vaarantaa ko. lajin suojelun. Ympäristöministeriön asettamassa raakun suojelun strategiaa laatineessa työryhmässä päädyttiin siihen, että raakkujokien nimien julkistaminen ei vaaranna lajin suojelua Suomessa. Tiedon salaaminen sitä vastoin tekee niin. Sen vuoksi mm. tässä raportissa nimetään Suomen raakkujoet. Esiintymien tarkempia sijaintitietoja ei kuitenkaan kerrota.

Raakkuesiintymien sijainnin tarkempi julkistaminen potentiaalisesti altistaisi ne laittomalle helmenpyynnille. Merkittävää uhkaa raakkukannoille tästä tuskin seuraisi, koska vähänkin suurimittakaavaisempi ja järjestelmällisempi helmenpyynti paljastuisi melko pian. On sitä vastoin lukuisia esimerkkejä, joissa tietämättömyys raakkupopulaatioiden olemassaolosta on mm. johtanut yliajoihin metsätyökoneilla jne. Tietämys populaatioiden olemassaolosta lisää myös valvontaa ja motivoi paremmin paikallisväestön tukemaan suojelua. Voidaan myös odottaa, että kansalaisilta saatujen vihjetietojen määrä uusista raakkuesiintymistä lisääntyy, kun tietoisuus lajista ja sen merkityksestä ekosysteemissä kasvaa.

7.3.2 Uusien populaatioiden etsiminen

Tunnettujen raakkupopulaatioiden suojelun ohella lajin suojelun kannalta välttämätön toimi on uusien populaatioiden etsiminen vielä kartoittamattomilta alueilta. Tätä suojelutointa on esitetty tarkemmin luvussa 6.1.

7.3.3 Tunnettujen populaatioiden tilan arviointi

Populaation elinvoimaisuudesta on tällä hetkellä tutkittua tietoa 29 Suomen raakkupopulaatiosta. Myös loppujen populaatioiden tila tulisi selvittää. Tutkimus sisältää populaation koon ja elinvoimaisuuden arvioinnin satunnaisaloilta sekä lisäksi nuorten simpukoiden määrän tutkimisen joen parhaalta osalta (ks. Oulasvirta ym. 2015a). Tutkimuksien yhteydessä tulee tehdä myös kartoitus populaatioita uhkaavista tekijöistä joessa ja sen valuma-alueella. Lisäksi tietoja elinympäristöstä, veden laadusta sekä isäntäkalojen määrästä ja infektoitumisesta glokidiotoukilla pitäisi kerätä monipuolisesti. Soveltuvien osin tiedon keruun tulisi noudattaa CEN-työryhmän laatimaa standardia (CEN 2017 ja Liite 3).

Muutamassa Etelä-Suomen joessa tulee tarkistaa, onko niissä enää raakkuja. Tällaisia jokia ovat Kiskonjoki, Pohjajoki ja Pyhäjoki, joista raakku suurella todennäköisyydellä on kuollut sukupuuttoon viimeisen 30 vuoden aikana.

7.3.4 Elinympäristöjen suojelu/ nykytilan säilyttäminen

Kuten luvussa 3.2 todettiin, Suomen tunnetuista raakkujoista 36 sisältyy kokonaan tai osittain, sellaisiin Natura-alueisiin, joissa raakku on mainittu alueen suojeluperusteena (Taulukko 3). Näihin sisältyvät myös Suomen kansallispuistoissa sijaitsevat 12–14 raakkujokea (Taulukko 4). LSL 47 § erityistä suojelua vaativan lajin rajauksella Suomessa on toistaiseksi suojeltu yksi raakujoki. Muut raakujukomme ovat elinympäristönsä puolesta pitkälti ilman suojaa.

Vaikka raakujukien suojelu luonnonsuojelualueena olisi paikallaan kaikkien populaatioiden kohdalla, tulisi se olla tavoitteena ennen kaikkea sellaisten nykyisten suojelualueiden ulkopuolella olevien *elinvoimaisten* tai *ehkä-elinvoimaisten* populaatioiden kohdalla, joilla muita aktiivisia suojelutoimia ei ole tarpeen toteuttaa. Tällöin kyseeseen tulevat lähinnä kyseisen joen rauhoittaminen luonnonsuojelualueena tai luonnonsuojelulain 47 § erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikan rajauksella. Viime mainitusta on esimerkkinä Pirkanmaan ELY-keskuksen vuonna 2018 säätämä suojelurajaus Hämeenkyrössä sijaitsevan Turkimusojan raakkupopulaatiolle (PIRELY/9135/2017). Vastaava rajuuspäätös tulisi tehdä muissakin ei Naturaan kuuluvilla raakkujoilla ja ensisijaisena ja ainoana suojelutoimena *elinvoimaisissa* ja *ehkä-elinvoimaisissa* raakkupopulaatioissa, joita ei muulla tavoin ole suojeltu. Laskennallisesti Suomessa on tällaisia elinvoimaisia populaatioita jäljellä enää kymmenkunta (Taulukko 2), jotka kaikki sijaitsevat Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin alueella (Oulasvirta ym. 2017).

7.3.5 Elinympäristöjen kunnostus

Valtaosa maamme raakkupopulaatioista sijaitsee vesistöissä, joissa simpukoiden elinympäristö on tavalla tai toisella heikentynyt. Raakkupopulaatioiden elvyttäminen näillä alueilla edellyttää jokiympäristön palauttamista sellaiseen tilaan, mikä mahdollistaa raakun luontaisen elinkierron. Useimmiten tämä tarkoittaa kunnostustoimia jokiuomissa ja valuma-alueilla. Ongelmat ja syyt jokiekosysteemin huonoon tilaan ovat tapauskohtaisia, joten kunnostustoimien toteuttaminen vaatii ensivaiheessa valuma-aluekohtaista ongelmien kartoitusta ja siihen perustuvan populaatiokohtaisen kunnostussuunnitelman laatimista. Kunnostustarvetta voidaan selvittää

selvittää virtavesitutkimuksella esimerkiksi Metsähallituksessa Iijoen vesistöalueella käytössä olleen menetelmän mukaisesti. menetelmää on kuvattu mm. raportissa Hyvönen ym. (2005).

Raakkuvesien valuma-alueiden kunnostusmenetelmistä ja suojavyöhykkeiden perustamisesta on melko runsaasti kirjallisuustietoa Keski-Euroopasta ja Ruotsista (mm. Degerman ym. 2009, Hastie 2005, Orr 2005, Altmüller 2005). Valuma-alueilla toteuttavista kunnostustoimista esimerkkejä ovat mm. metsäojien tukkiminen, tieravien ohjaaminen niin, että ne eivät johda jokeen, pintavalumien estäminen, sedimenttitrapit ym. Itse jokiuoman kunnostuksessa keinoina ovat kivetykset, soraistukset ja jokiin kulkeutuneen lietteen ja irtohiekan poistaminen. Lietteiden ja hiekan poistoa jokiuomasta voidaan erilaisia puisia veden virtausta ohjaavia rakenteita kuten veden virtausta ohjaavia suisteita ja altakaivajia hyväksikäyttää (Marttila 2010).

Esimerkkejä toimista, joilla lisääntymiskyvyn, lähes sukupuuttoon kuollut raakkukanta on saatu elpymään ja luontaisesti lisääntymään on toistaiseksi hyvin vähän. Parhaiten dokumentoitu esimerkki on Saksasta, jossa Reinin vesistöön kuuluvan Lutterjoen raakkukanta on saatu elpymään ja luontaisesti lisääntymään (Altmüller 2005 ja 2013). Lutterjoella kunnostustoimia tehtiin paitsi itse jokiuomassa myös suojavyöhykkeillä sekä koko valuma-alueella. Samankaltaisia kunnostushankkeita on kuitenkin käynnissä pitkin Eurooppaa, joten toivon mukaan vastaavanlaisia menestystarinoita kuin Lutterjoen hanke saadaan tulevaisuudessa lisää.

7.3.6 Lohikalakantojen suojelu ja elvyttäminen

Vaikka useimmissa tapauksissa raakkupopulaatioiden huonon tilan tärkein tekijä on huonontunut elinympäristön laatu, on myös esimerkkejä joissa isäntäkalojen puute tai vähäisyys joko yksin tai yhdessä huonontuneen elinympäristön kanssa on syynä raakkupopulaation heikkoon tilaan. Taskisen ym. (2015a) tutkimukset osoittivat, että raakut voivat lisääntymiskierrossaan olla populaatiosta riippuen riippuvaisia ensisijaisesti joko taimenesta tai lohesta. Tällöin oikean isäntäkalon puuttuminen saattaa olla yhtenä tekijänä raakkujen lisääntymisen epäonnistumiseen. Esimerkkinä tästä on Luton vesistö Koillis-Lapissa, missä pääuoman ja sen suurimman sivujoen Suomen raakkujen lisääntyminen on ollut lähes olematonta sen jälkeen kun Ylä-Tuuloman voimalaitospadon rakentaminen Venäjälle 1960-luvun alkupuolella esti lohen nousun Luttoon. Koska Lutto ja Suomu ovat vedenlaadultaan ja muun ympäristönsä puolesta suhteellisen luonnontilaisia, olisi lohen palauttaminen vesistöön luultavasti yksin riittävä toimenpide raakkukannan luontaisen lisääntymisen käynnistämiseksi näissä joissa. Lohikalakannan palauttaminen onkin ensisijainen suojelutoimi Luton vesistössä.

Taskisen ym. (2015a) tulosten perusteella myös Livojoen kohdalla lohen palauttaminen vesistöön on välttämätöntä raakun kannalta. Livojoella tosin lohen palauttaminen ei yksinomaisten toimenpiteiden avulla riitä vaan tarvitaan myös toimia valuma-alueella, jotta joen veden ja pohjasedimentin laatu saadaan palautettua raakun nuoruusvaiheille soveltuvaksi. Livojoella etuna moneen muuhun entiseen lohijokeen verrattuna on, että sen alkuperäiset lohi- ja meritaimenkannat on säilytetty kalanviljelylaitoksilla. Luton ohella Livojoella lohen palauttaminen on siten ensisijainen suojelutoimi yhdessä elinympäristökunnosten kanssa.

Muita entisiä lohijokia, joissa vielä esiintyy vähäisiä raakkupopulaatioita, ovat mm. Mustionjoki, Karvianjoki ja Ähtävänjoki. Näiden populaatioiden kohdalla isäntäkalariippuvuutta ei ole tutkittu,

joten lohikannan palauttamisen vaikutusta raakkupopulaation tilaan on mahdoton arvioida. Kaikki nämä Etelä-Suomen joet ovat kuitenkin vedenlaadun ja pohjasedimentin puolesta niin heikossa tilassa, että lohien palauttaminen jokeen ei yksinään ole riittävä elvytystoimi niiden raakkukannan pelastamiseksi.

Keinoja lohikalakannan palauttamiseksi ovat kalateiden rakentaminen, istutukset, emokalojen ylisirrot sekä vaellusesteiden kartoitus ja poistaminen.

7.3.7 Ex-situ suojele

Monet maamme raakkupopulaatiot ovat niin kriittisessä tilassa ja välittömän häviämisen alla, että edellä lueteltuihin elinympäristön kunnostustoimiin ei ole aikaa. Vaihtoehtona paikanpäällä tapahtuville suojeletoimille on monissa maissa aloitettu hankkeita, joissa raakkupopulaatiolle ”ostetaan” lisää aikaa *ex-situ* -suojeletoimilla. Tällöin puhutaan raakun kasvatuksesta, jolla tarkoitetaan kaikkia sellaisia ihmisen toimesta toteutettuja toimia, joilla aktiivisesti pyritään lisäämään joen raakkukantaa tai säilyttämään joen viimeisiä raakkuja geenipankkina mahdollista myöhempää suojeleu ajatellen.

Kasvatusprosessin eri vaiheita ovat aikajärjestyksessä:

1. Glokidiodien eristäminen emosimpukoista.
2. Isäntäkalojen infektoiminen glokidiodilla.
3. Kalojen viljely glokidiodien loisintavaiheessa
4. Kalojen kiduksista irronneiden piensimpukoiden korjuu.
5. Simpukoiden kasvatus.
6. Kasvatettujen simpukoiden istutus kotijokeensa.

Raakun kasvatusta voidaan toteuttaa monella eri menetelmällä ja eri tasoilla eikä kaikkiin menetelmiin aina sisälly välttämättä varsinaista simpukoiden kasvattamista millään kasvatusasemalla. Parhaan kasvatusmenetelmän valintaan vaikuttavat monet tekijät kuten toiminnan tavoite (geenipankki vai joen populaation kasvattaminen), suojeleuvan joen ja sen raakkupopulaation tila, populaation tilaa heikentävät tekijät (esim. isäntäkalojen puute, habitaattien huono tila tms.), joen tavoitettavuus (etäisyys kasvatusasemalta, saavutettavuus autolla/muilla kulkuneuvoilla jne.) sekä käytettävissä olevat resurssit. Siten jotkin menetelmistä saattavat sisältää vain edellä esitetyn prosessin vaiheet 1–2 tai vaiheet 1–4 ja 6. Eri puolilla Eurooppaa toteutettuja raakun kasvatustoimia ovat ”kevyestä raskaampaan” esimerkiksi (suluissa mitä em. prosessin eri vaiheita menetelmä sisältää):

- A. Raakun glokidiodilla infektoituneiden kalojen vapautus jokeen (vaiheet 1–2).
- B. Raakun isäntäkalosta vastapudonneiden simpukanalkujen istutus jokeen (vaiheet 1–4 ja 6).
- C. Raakun isäntäkalosta vastapudonneiden simpukanalkujen kasvattaminen joessa erityyppisillä kasvatusalustoilla (vaiheet 1–6).
- D. Raakun isäntäkalosta pudonneiden simpukanalkujen kasvattaminen ja ruokkiminen kontrolloiduissa laitosoloissa (vaiheet 1–6).

Näistä raakkujen keinotekoisien lisäämisen keinoista on kaavamainen esitys kuvassa 26. Taulukossa 6 on lisäksi yhteenveto eri kasvatusmenetelmien hyvistä ja huonoista puolista. Perusteellisempi selvitys raakun kasvatuksen menetelmistä on luettevissa raportista Oulasvirta (2018c).

Suomessa raakun kasvatustoiminnasta on toistaiseksi melko vähän kokemuksia. Raakku! -hankkeen yhteydessä kehitettiin yhteistyötä kalanviljelylaitosten kanssa istutettavien taimenkantojen infektoimisella raakun toukilla (Taskinen ym. 2015a, toimi A em. luettelossa). Tällöin jokeen voidaan vapauttaa suuria määriä raakun toukkia kiduksissaan kantavia isäntäkaloja. Tämänkaltaisesta toimenpiteestä on apua raakkukannan elvyttämisessä kuitenkin vain harvoin. Kuten aiemmin todettiin, syy raakkukannan heikkoon tilaan on yleensä heikkolaatuisessa, vähähappisessa sedimentin sisäisessä ympäristössä, jossa isäntäkaloista pudonneet raakun nuoruusvaiheet tukehtuvat. Glokidioilla infektoitujen kalojen vapauttamisesta jokeen onkin apua vain silloin, kun joki on muuten luonnontilainen, mutta siitä puuttuu raakulle sopivia isäntäkaloja. Suomessa tällaisia jokia ovat aiemmin mainitut Lutto- ja Suomujoki, joissa glokidioilla infektoitujen lohenoikasten istuttaminen jokeen saattaisi auttaa raakkukantaa elpymään.

Laboratoriossa pidetyistä isäntäkaloista pudonneiden pikkusimpukoiden istuttamista jokeen (toimi B) kokeiltiin lijoen vesistön Ala-Haapuanojalla, jonne vuonna 2007 istutettiin 20 000 kaloista vastairronnutta pikkuraakkua (Taskinen ym. 2015a). Vuonna 2013 istutuspaikka ja jokiuomaa siitä alaspäin tutkittiin nuorten raakkujen löytämiseksi. Etsintöjen tuloksena löydettiin yksi 9 mm mittainen simpukka. Kyseinen yksilö oli todennäköisesti peräisin vuoden 2007 istutuserästä, koska Ala-Haapuanojassa ei ole todettu raakun luontaista lisääntymistä. Vaikuttaa siis siltä, että suurin osa 20 000 istukkaasta olisi kuollut, mutta eivät kaikki.

Edellä kuvatusta Ala-Haapuanojan esimerkistä, missä kaloista irronneet simpukanalut lähes välittömästi tai hyvien lyhyen ajan sisällä istutetaan kotijokeensa, voidaan käyttää nimitystä lyhytaikainen kasvatus (*short term breeding*). Oidemmälle kehitettyä versiota menetelmästä on kokeiltu Irlannissa (Moorkens 2017). Siinä istutettavat simpukat siirretään jokeen tarkalleen valittuihin, olosuhteiltaan hyviksi katsottuihin pisteisiin. Menetelmässä kaloista irtautuneiden piensimpukoiden annetaan vajota altaisiin, joiden pohja on peitetty noin 4 mm raekooltaan olevalla soralla. Kun simpukat ovat irronneet kalan kiduksista ja vajonneet altaan pohjalle soran sekaan, siirretään simpukoita sisältävä sora jokeen kaivettuihin 0,5 x 0,5 m kokosiin ja noin 5 cm syviin ruutuihin. Istuttamisen aikana ruudut suojataan virtaukselta, jotta simpukat ja sora eivät ajautuisi virran mukana. Lopuksi istutusruutua vielä tukevoitetaan suuremmilla kivillä. Menetelmässä toisin sanoen luodaan piensimpukoille sopivia mikrohabitaatteja joen pohjalle. Alustavat tulokset menetelmästä ovat lupaavia, mutta pidemmän ajan tulos jää nähtäväksi kun ruudut seuraavan kerran tutkitaan.

Verrattuna pidempiaikaisiin kasvatusmenetelmiin, on lyhytkestoinen kasvatus huomattavasti edullisempaa. Lyhytaikaisen kasvatuksen rajoituksena on kuitenkin se, että kohdejoesta pitää löytyä vielä simpukoiden nuoruusvaiheille sopivia habitaatteja. Edes Irlannissa kokeiltavana oleva menetelmä, jossa istutuspaikkaa muokataan piensimpukoille sopivaksi, ei istutusruutujen liettymisen vuoksi toimi, mikäli kiintoainepitoisuus joessa on koholla (Moorkens 2017). Evelyn Moorkensilta 21.5.2018 saadun sähköpostin mukaan menetelmää kuitenkin nykyisin toteutetaan Irlannissa velvoitteena kaikissa sellaisissa hankkeissa, joissa aikuisia simpukoita pitää siirtää rakennustyömaan tms. alta pois. Tällöin simpukat siirretään ennen uudelleen sijoittamista kasvatusasemalle kalojen infektointia varten ja vasta tämän jälkeen sijoitetaan uuteen paikkaan kotijoessaan.

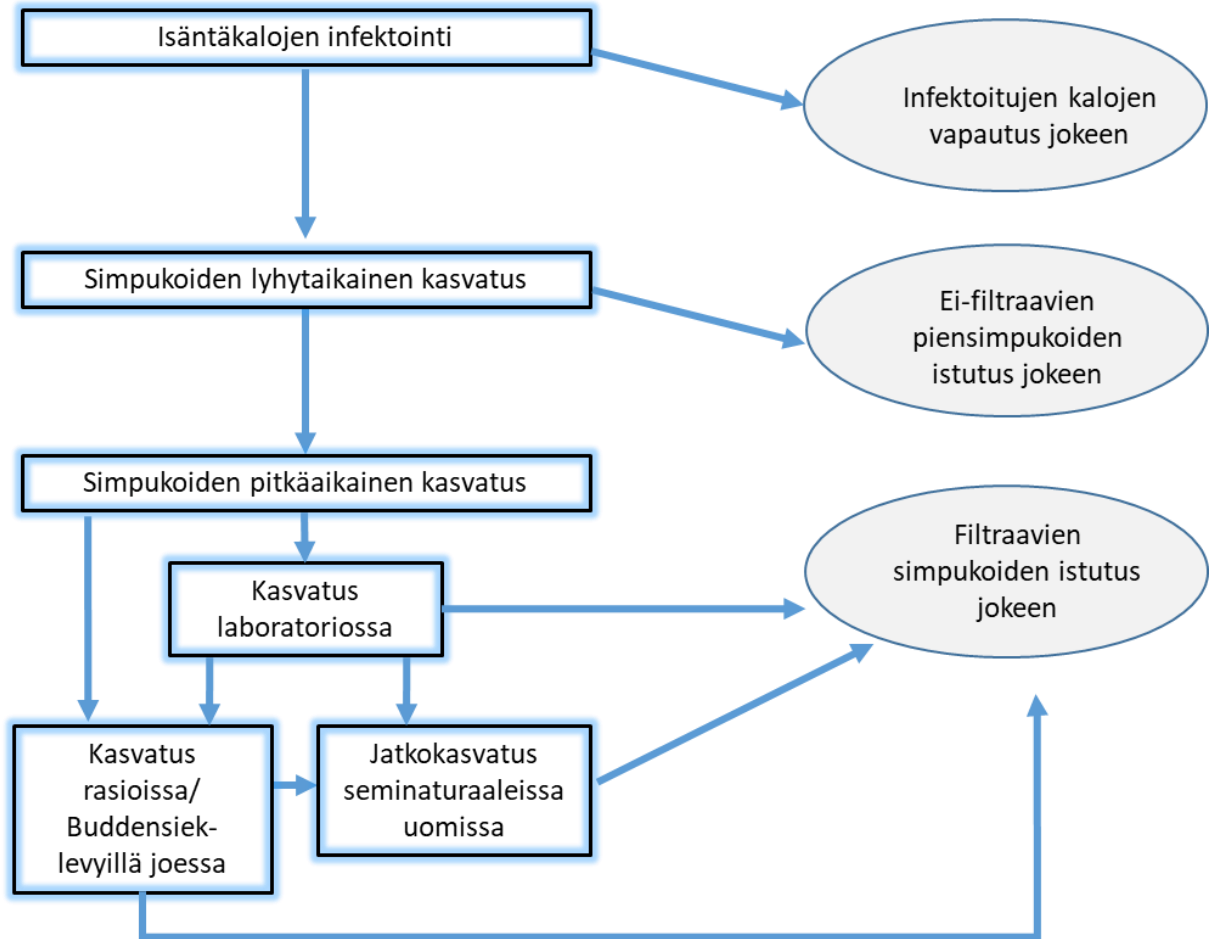
Mikään edellä mainituista menetelmistä ei ole osoittautunut erityisen tehokkaaksi silloin kun joen tila ei mahdollista raakun nuoruusvaiheiden selviytymistä pohjasedimentin sisällä, kuten

asianlaita useimmissa joissa nykyään on. Tämän vuoksi monin paikoin Keski-Eurooppaa on perustettu viljelylaitoksia, joissa raakun alkioita kasvatetaan kontrolloiduissa olosuhteissa useamman vuoden ajan (*captive breeding*). Tällöin tavoitteena on kasvattaa raakkuja yli ympäristöolosuhteille kriittisen piensimpukkavaiheen (toimi D). Vaihtoehtona laboratorioskasvatukselle kasvatusta voidaan toteuttaa itse joessa erityyppisillä kasvatusalustoilla (toimi C) kuten nk. Buddensiek levyissä, betonilieriöissä tai sedimenttilaatioissa (Buddensiek 1995, Denic 2017, Oulasvirta 2018) tai muissa kasvatusastioissa, joissa on varmistettu riittävän hapekas ja puhdas kasvuympäristö (esim. Hastie 2005). Käytännössä tällöin, tapahtui kasvatus sitten kasvatusalustoilla joessa tai altaissa laboratorio-oloissa, puhutaan vähintään 2-3 vuoden kasvatukselta tai jopa pidemmästä ajasta. Tsekeissä on myös kehitelty menetelmiä raakun nuoruusvaiheiden kasvattamiseksi ihmisen luomissa luonnonmukaisissa kanavissa (Hruska 2001, Oulasvirta 2018c). Yksi, toistaiseksi tutkimatta jäänyt, mahdollisuus voisi olla kasvattaa raakun nuoruusvaiheita luonnonmukaisissa kalateissä tai niiden yhteyteen rakennettavissa kanavissa (ks. Oulasvirta & Syväranta 2012).

On huomattava, että raakkujen kasvatus ei saisi koskaan olla ainoa suojelutoimi vaan suojelussa tulisi aina tähdätä kestävään ratkaisuun, so. elinympäristön palauttamiseen sellaiseen tilaan, että raakkujen luontainen elinkierto on mahdollista. Parhaassa tapauksessa raakun kasvatuksella voidaan kuitenkin saada lisääntymään kestävämpien suojelutoimien toteuttamiseen sellaisissa populaatioissa, missä raakut ovat välittömän häviämisen alla. Suomessa tunnetuista raakkupopulaatioista noin puolessa tiedetään populaation tila siinä määrin, että voidaan arvioida, minkälaisia suojelutoimia populaation säilyttäminen edellyttää. Näistä populaatioista edelleen runsas puolet on sellaisia, joissa *ensisijaisena* suojelutoimena tulee kyseeseen *ex-situ* suojelu eli raakkujen kasvatus. Nämä ovat populaatioita, joissa populaation häviämisen riski on niin välitön, että muihin suojelutoimiin kuten valuma-alueen kunnostamiseen ei ole aikaa. Yleisperiaatteena voidaan pitää sitä, että lähes kaikki ainoastaan aikuisista yksilöistä koostuvat populaatiot (elinvoimaisuusluokka: *melkein hävinnyt* tai *kuoleva*), ovat sellaisia, joissa laboratorioskasvatus tulee kyseeseen ensivaiheen suojelutoimena. Näiden runsaan 30 nopean häviämisen alla olevan populaation lisäksi vähintään 20 muussa populaatiossa (elinvoimaisuusluokka *ei-elinvoimainen/osin elinvoimainen*) kasvatuksesta olisi hyötyä populaation elvyttämiseksi tukitoimena valuma-alueen ja jokiuoman kunnostustoimien rinnalla. Osassa näistä populaatioista voitaisiin joen kunnosta riippuen soveltaa myös lyhyemmän kasvatusajan menetelmiä, jolloin kasvatuksella saadaan myös paras hyöty suhteessa käytettyihin resursseihin. Ollaakseen meneksellistä, tulisi kasvatustoimintaa ryhtyä ajoissa – ennen kuin populaatio on supistunut liian pieneksi (Oulasvirta 2018c).

Raakun kasvatusta harjoitetaan monessa Keski-Euroopan maassa, missä jokihelmisimpukoiden tila on vielä huonompi kuin Suomessa. Kasvatusasemia on perustettu mm. Norjaan, Saksaan, Tsekkisiin, Itävaltaan, Ranskaan, Luxemburgiin, Belgiaan, Espanjaan, Irlantiin ja Iso-Britanniaan (Kuva 27). Suomessa on tutkimusmielessä testattu raakkujen kasvatusta Prof. Jouni Taskisen johdolla Jyväskylän yliopiston Konneveden tutkimusasemalla. Suomea lähin laitos sijaitsee Norjan Austevollissa. Norjalaisella laitoksella on periaatteessa valmius ottaa kasvatukseen myös Suomesta tuotuja glockidioita tai piensimpukoita (laitoksen johtaja Per Jakobsen, suullinen tiedonanto). Käynnissä olevassa Metsähallituksen vetämässä Freshabit Life-hankkeessa on jo vietykin Austevolliin kasvatettavaksi Ähtäväjoen ja Mustionjoen raakkuja (Jouni Taskinen, Jyväskylän yliopisto, suullinen tiedonanto). Toiminnan jatkuvuuden kannalta olisi kuitenkin

ensiarvoisen tärkeää, että myös Suomeen perustettaisiin raakkujen kasvatukseen soveltuva laitos tai laitoksia. Sellainen voisi toimia esimerkiksi nykyisen tai entisen kalanviljelylaitoksen yhteydessä tai Konneveden tutkimusasemalla, mikäli siellä tehtävää tutkimusmielessä toteutettua kasvatusta voidaan laajentaa niin, että toiminta palvelisi myös suoraan suojelun päämääriä.

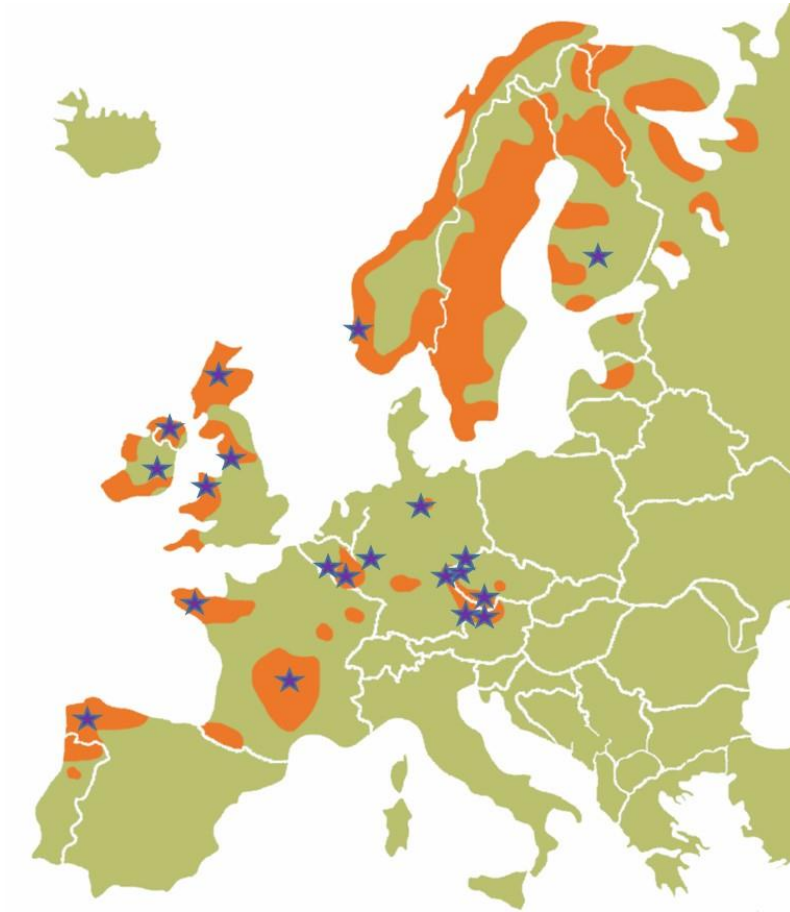


Kuva 26. *Ex-situ* suojelun menetelmiä (mukaillen Thomas ym. 2010).

Taulukko 6. Yhteenveto eri raakunkasvatusmenetelmien eduista ja heikkouksista.

Menetelmä	Tarvittavan nuorille simpukoille kelpaavan habitaatin pinta-ala joessa	Simpukoiden kasvatusaika laitoksella	Riski kasvatettujen simpukoiden sopeutumisesta luontoon	Kustannukset suhteessa istutettavien simpukoiden lukumäärään
Infektoitujen kalojen vapautus jokeen	Erittäin suuri*	Ei tarpeen	Ei riskiä	Alhaiset
Infektoitujen kalojen sumputus	Suuri	Ei tarpeen	Ei riskiä	Kohtalaiset
Lyhytaikainen kasvatus: vastairronneiden simpukoiden istutus jokeen	Kohtalainen	< 9 viikkoa (simpukoiden korjuuaika)	Pieni	Kohtalaiset
Lyhytaikainen kasvatus: vastairronneiden simpukoiden istutus jokeen kasvatussorran kanssa	Pieni	< 9 viikkoa (simpukoiden korjuuaika)	Pieni	Kohtalaiset
Pitkäaikainen kasvatus: kasvatus joessa rasioissa	Olematon	< 9 viikkoa (simpukoiden korjuuaika)	Kohtalainen	Kohtalaiset
Pitkäaikainen kasvatus: kasvatus joessa Buddensiek levyillä	Olematon	< 9 viikkoa (simpukoiden korjuuaika)	Kohtalainen	Erittäin suuret
Varhaiskasvatus laitoksella ja jatkokasvatus joessa rasioissa	Olematon	2-6 kk	Kohtalainen	Suuret
Pitkäaikainen kasvatus laitoksella	Olematon	1-7 vuotta (tai pidempään jos laitos toimii arkkina)	Suuri	Erittäin suuret

* Joen tulee olla kutakuinkin luonnontilainen



Kuva 27. Raakun kasvatuslaitoksia Euroopassa (tähdet). Raakun nykylevinneisyys vesistöalueetasolla on merkitty karttaan oranssilla.

7.3.8 Simpukkasiirrot

Edellä kuvatut keinotekoiset kalojen infektointi ja jokihelmisimpukan kasvatusmenetelmät ovat mahdollisia vain, mikäli simpukat tuottavat glokidioita. Joissakin tapauksissa simpukkapopulaatio saattaa olla niin harvalukuinen ja simpukat niin kaukana toisistaan, että hedelmöitymistä ei tapahdu eivätkä simpukat sen vuoksi kykene tuottamaan glokidioita. Tällöin populaation pelastamiseksi on enää hyvin vähän tehtävissä. Vaihtoehtoja ovat joko simpukoiden kerääminen laboratorioon ja yrittää saada ne lisääntymään siellä tai kerätä simpukat joessa samalle alueelle tihentymiin siten, että naarassimpukoiden hedelmöittyminen olisi edes teoriassa mahdollista. Simpukoiden kerääminen yhteen voi tulla kyseeseen myös silloin kun joessa on yksi tai pari pääesiintymää ja sen lisäksi yksittäisiä raakkuja etäällä näistä pääesiintymistä. Esimerkiksi Mustionjoessa muutamat yläjuoksun yksittäiset simpukat kannattaisi siirtää Åminneforssin osapopulaatioon. Tilanne on luultavasti sama monella muullakin Etelä-Suomen joella sekä muutamalla Pohjois-Suomen joella.

Simpukoita voidaan myös suojelutarkoituksessa siirtää toiseen paikkaan joko saman joen sisällä tai toiseen jokeen. Perusteluna voi olla esimerkiksi populaatiota uhkaava toimi joessa tai siirrolla voidaan hakea esimerkiksi puhtaampaa ympäristöä, missä simpukoiden luontainen elinkierto voisi toimia. Esimerkiksi Ähtävänjoella siirrettiin 1980-luvulla raakkuja joen parkaustöiden alta saman joen sisällä ylävirtaan päin (Valovirta 1990). Seurannan mukaan siirretyt simpukat menestyivät hyvin uudessa elinympäristössään. Sen sijaan kun Ähtävänjoesta siirrettiin kokeilumielessä raakkuja Lestijokeen 1970-luvulla, eivät simpukat menestyneet uudessa joessaan (Ilmari Valovirta, suullinen tiedonanto). Killeenin & Moorkensin (2016) tekemän selvityksen mukaan eri puolella Eurooppaa tehdyissä jokihelmisimpukan siirtohankkeissa, simpukoiden hävikki on kuitenkin ollut keskimäärin 60 % luokkaa riippumatta siitä tehdäänkö siirto saman joen sisällä vai joesta toiseen. Ruotsissa on kokeiltu simpukoiden palauttamista simpukkasiirtoin 10 eri jokeen, mistä laji on hävinnyt. Vain yhdessä tapauksessa kokeilu on onnistunut (Degerman ym. 2009). Viimeisin kokeilu tehtiin Life-luontoprojektin yhteydessä 2000-luvulla, jolloin 1 000 simpukkaa siirrettiin Sällevadsån -joesta saman vesistöalueen sisällä olevaan Silveråhon. Siirron onnistumisesta ei ole tietoa.

Vaikka jätettäisiin huomiotta se, että simpukoiden siirrot pääsääntöisesti eivät johda toivottua lopputulokseen, ovat simpukkasiirrot lajin suojelun näkökulmasta arveluttavia silloin, kun siirto tehdään joesta toiseen. Suojelun tavoitteena tulisi aina olla kunkin joen oman geneettisesti ainutlaatuisen jokihelmisimpukkakannan säilyttäminen. Lajin luontaisen levinneisyysalueen säilyttämisen kannalta simpukoiden siirrot sellaisiin jokiin, josta ne ovat kuolleet sukupuuttoon voivat joissakin tapauksissa kuitenkin olla perusteltuja. Riippumatta siitä siirretäänkö simpukoita saman joen sisällä tai joesta toiseen, tulisi siirtoistutuksiin aina liittää seuranta siirrettyjen simpukoiden menestymisestä uudella alueella. Mahdollisuuksien mukaan siirroissa tulisi noudattaa IUCN antamia suosituksia lajien siirroista ja uudelleenistuttamisesta luontoon (IUCN/SSC 2013). Jokihelmisimpukoiden siirtämistä sellaisiin jokiin, missä lajia ei ole luontaisesti koskaan ollut, tulee välttää. Periaatteessa tällaisia toimia voi verrata uuden lajin istuttamiseen vesistöön.

7.3.9 Emosimpukoiden kuntoutus

Huonosta veden laadusta, ravinnon puutteesta tms. johtuen simpukat voivat olla myös niin heikkokuntoisia, ettei niillä riitä energiaa tuottaa glokidioita. Tällöin normaalit, luvussa 7.3.7 kuvatut kasvatusmenetelmät tai edellisessä luvussa kuvatut simpukoiden siirrot joen sisällä eivät enää riitä. Näissä tapauksissa lähestulkoon ainoa jäljellä oleva vaihtoehto, on kerätä simpukat joesta kontrolloituihin laboratorio-olosuhteisiin ”kuntoutukseen”. Tätä on kokeiltu Konneveden tutkimusasemalla, jonne vuonna 2016 siirrettiin Mustionjoelta 100 ja Ähtävänjoelta 200 raakua (Taskinen ym. 2018). Siirrettäessä simpukat olivat niin huonokuntoisia, että ne vaivoin reagoivat mihinkään ärsykkeisiin eivätkä tuottaneet glokidioita. Kahtena ensimmäisenä syksynä raakut eivät Konnevedelläkään tuottaneet glokidioita. Tilanne muuttui vuonna 2018, kun simpukoiden ravintoa muutettiin. Paremman ravinnon turvin glokidiotuotanto käynnistyi syksyllä 2018. Kokeilu osoittaa, että jopa huonokuntoisimpien populaatioiden elvyttäminen on ainakin teoriassa mahdollista kasvatuksen kautta. Sittenkin Konneveden asemalle on siirretty kuntoutukseen myös 100 raakua Karvianjoelta ja 48 raakua Isojoelta (käytännössä koko jäljellä oleva populaatio) (Jouni Taskinen, Jyväskylän yliopisto, suullinen tiedonanto).

7.4 Populaatioiden tilan seuranta

Raakkupopulaatioiden suojeleminen vaatii paitsi populaatioiden sijainnin ja nykytilan tuntemista myös populaation tilan säännöllistä seuranta. Säännöllisesti tehty seuranta myös kertoo suojelun onnistumisesta tai vastaavasti sen epäonnistumisesta, mikäli populaatioiden tila huononee. Nykytietoon perustuva ehdotus seurantaohjelmasta on esitetty luvussa 9. Ehdotus noudattelee soveltuvin osin CEN (2017) standardia. Seurantaohjelmaa tulee täydentää tai sen sisältöä muuttaa kun tietoa uusista populaatioista ja tunnettujen populaatioiden tilasta kertyy lisää.

8 Suojelutoimien priorisointi

Suojelutoimia voidaan priorisoida jokihelmisimpukkapopulaatioiden (1) uhanalaisuuden/elinvoimaisuuden perusteella ja/tai (2) populaatioiden suojeleuarvon perusteella. Luokittelukriteereitä elinvoimaisuuden arvioimiseen on käsitelty luvussa 3.2 ja suojeleuarvon määrittämistä jäljempänä luvussa 8.2. Suojelutoimien priorisointi pelkästään populaatioiden elinvoimaisuuden perusteella saattaisi antaa perusteita keskittää suojeletoimet yhtä hyvin kaikista uhanalaisimpiin, välittömän häviämisen alla oleviin populaatioihin kuin toisaalta suurimpiin ja elinkykyisimpiin populaatioihin. Uhanalaisimpien populaatioiden suojeletoa voi perustella sillä, että tällöin pyritään estämään näiden populaatioiden sukupuuttoon kuoleminen. Suurten ja elinvoimaisimpien populaatioiden suojeletoa voidaan vastaavasti perustella sillä, että tällöin voidaan samalla panostuksella säilyttää enemmän populaatioita ja simpukoita.

Resursseja kohdennettaessa on tunnustettava, että joidenkin elinvoimaisuusluokkaan *lähes hävinnyt* kuuluvien populaatioiden kohdalla jopa raakkujen kasvatus saattaa olla myöhäinen toimi ja niin ollen resurssien haaskausta. Siksi suojeletoimia ei pidä priorisoida vain elinvoimaisuuden perusteella vaan sen sijaan populaatiolle laskettavan **suojeleuarvon** sekä suojelun **onnistumisedellytysten** perusteella, mihin vaikuttavat muutkin tekijät kuin populaation uhanalaisuus tai elinvoimaisuus. Tällöin suojeleuksessa tulisi priorisoida aina **korkeimman suojeleuarvon** omaavat populaatiot ja jättää toissijaisiksi sellaiset populaatiot, joissa suurellakaan panostuksella todennäköisesti ei päädytä positiiviseen lopputulokseen. Nämä realiteetit huomioiden on kuitenkin tärkeää muistaa, että jokihelmisimpukka on luonnonsuojelelailla rauhoitettu ja Euroopan Unionin habitaattidirektiivin laji, jolloin kaikki sen populaatiot tulee pyrkiä suojelemaan. Näin ollen populaatioiden priorisointi toisiinsa nähden ei oikeuta sitä, että suojeleuarvoltaan vähäisemmiksi katsottujen populaatioiden suojelesta luovuttaisiin kokonaan. Priorisoinnin perusteella voidaan kuitenkin päättää, mihin kohteisiin suojeleuresurit kiireellisimmin pitää kohdistaa. On myös huomioitava se, että monen populaation kohdalla tietoa on edelleen liian vähän tarvittavien suojeletoimien arvioimiseen. Näiden populaatioiden kohdalla ensisijainen suojeletoimi on populaation tilan ja uhkien selvittäminen.

8.1 Populaation elinvoimaisuuden arviointi

Suomessa raakkupopulaatioiden elinvoimaisuutta on arvioitu lähinnä ruotsalaisen luokittelun perusteella (ks. luku 3.2, Taulukko 1). Toistaiseksi systemaattinen, satunnaisotantaan perustuva arviointi on tehty 29 raakkupopulaation kohdalla (Liite 2). Näiden lisäksi muutamasta muusta joesta on aikaisempaa tutkimustietoa, jonka perusteella voidaan määrittellä populaation elinvoimaisuus. Nämä populaatiot ovat pääsääntöisesti sellaisia, joissa havaintojen perusteella

tiedetään populaation varmuudella koostuvan vain aikuisista simpukoista, jolloin populaatio automaattisesti kuuluu luokkaan *kuoleva* tai *melkein hävinnyt*.

Suomessa tähän mennessä tutkituista populaatiosta vain kaksi on voitu selkeästi luokitella *elinvoimaiseksi*. Neljä muuta populaatiota on luokiteltu *ehkä elinvoimaiseksi*, valtaosan populaatioista jäädessä luokkaan *ei-elinvoimainen* tai *kuoleva* (Liite 2). Monessa varsinkin Pohjois-Suomen *ei-elinvoimaiseksi* -luokitellussa populaatiossa saattaa nuorten simpukoiden määrä kuitenkin olla suhteellisen korkea osassa jokea - usein joen latvoilla raakkuesiintymän ylärajalla, missä ihmistoiminnan vaikutukset tyypillisesti ovat vähäisemmät. Siksi osaa *ei-elinvoimaiseksi* luokitelluista populaatioista voidaan pitää *osittain elinvoimaisina*, mikä tarkoittaa sitä, että lisääntymisen taso voi osassa populaatiota olla riittävällä tasolla vaikka populaatio kokonaisuudessaan onkin taantuva ja siten *ei-elinvoimainen* (Oulasvirta ym. 2015c, Oulasvirta ym. 2017).

8.2 Populaation suojeleuarvon arviointi

Populaation elinvoimaisuuden lisäksi Ruotsissa on luokiteltu populaatioita niiden suojeleuarvon mukaan. Luokittelu perustuu kuuteen tekijään, joiden perusteella populaatiot pisteytetään ja luokitellaan kolmeen luokkaan: (I) Normaali suojeleuarvo, (II) Korkea suojeleuarvo ja (III) Erittäin korkea suojeleuarvo. Samaa luokittelua sovellettiin myös Suomessa syksyllä 2014 päättyneessä Raaku! -hankkeessa (Oulasvirta ym. 2015a). Ruotsalaista luokittelua kuitenkin kehitettiin hankkeessa hieman pidemmälle siten, että siihen sisällytettiin populaation geneettisiä ominaisuuksia sekä isäntäkalasidonnaisuus (Taulukko 7).

Taulukossa esitettyjen parametrien ja pisteytyksen lisäksi suojeleuarvoltaan **erittäin korkeiksi (III)** luetaan myös kaikki sellaiset populaatiot, joissa raakut ovat **lohisidonnaisia** sekä kaikki sellaisilla päävesistöalueilla esiintyvät populaatiot, joissa koko **päävesistöalueella tunnetaan enintään kolme raakupopulaatiota** (Oulasvirta ym. 2015a). Nämä lisäykset ruotsalaiseen luokitteluun ovat tarpeellisia nimenomaa Suomessa, sillä tällä hetkellä Suomessa ei tunneta yhtään lohisidonnaista raakupopulaatiota, jossa raakun lisääntymiskierto toimisi. Tämä on hälyttävää, sillä entisillä tai nykyisillä lohijoilla olevat raakupopulaatiot ovat jäljellä olevia rippeitä entisistä todennäköisesti hyvinkin suurista pääuomien emopopulaatioista, joiden varassa raaku on levinnyt myöhemmin vesistöjen latvaosiin. Myös geneettinen monimuotoisuus on näissä emopopulaatioissa keskimäärin korkeampaa kuin pienemmissä taimenen varassa lisääntyvissä latvapopulaatioissa (Väliä ym. 2015). Näistä syistä johtuen pääuomissa jäljellä olevien lohisidonnaisten raakupopulaatioiden suojeleuarvo on korkein mahdollinen vaikka ko. populaatiot eivät sisällä pieniä simpukoita ja jäävät niiltä osin vähäisemmille pisteille kuin lisääntyvät latvapopulaatiot.

Oletetun lohisidonnaisuuden ja/tai edustavuutensa päävesistöalueella mukaan voidaan esimerkiksi kaikki Etelä-Suomen jäljellä olevat raakupopulaatiot ilman tarkempia tutkimuksiakin luokitella suojeleuarvoltaan korkeimpaan luokkaan (III). Paitsi että useimmat Etelä-Suomen jäljellä olevat populaatiot ovat vesistöalueensa ainoita edustajia ne myös edustavat maantieteellisesti puolta lajin luontaisesta levinneisyysalueesta Suomessa.

Taulukko 7. Populaation suojeluarvon arvioinnissa käytetyt parametrit. Kuusi ensimmäistä kriteeriä ovat olleet käytössä Ruotsissa (Bergengren et al. 2010). Haplotyyppien lukumäärä sekä harvinaisten alleelien esiintyminen ovat geneettisiä parametrejä, jotka lisättiin luokitteluun Raakku! -hankkeessa (Oulasvirta ym. 2015a, Väilä ym. 2015).

	Pisteet					
Parametri	1	2	3	4	5	6
Populaatiokoko 1000x	<5	5–10	11–50	51–100	101–200	>200
Keskiteheys m ⁻²	<2	2.1–4	4.1–6	6.1–8	8.1–10	>10
Esiintymän pituus km	<2	2.1–4	4.1–6	6.1–8	8.1–10	>10
Pienin simpukka mm	>50	41–50	31–40	21–30	11–20	<11
% < 20 mm	1–2	3–4	5–6	7–8	9–10	>10
% < 50 mm	1–5	6–10	11–15	16–20	21–25	>25
Haplotyyppien lkm.	3	4	5	6	7	8
Harvinaiset alleelit	jos on					

Suojeluarvo	Pisteet (pisteet silloin kun ei tietoa geneettisistä arvoista)
I Normaali	1–8 (1–7)
II Korkea	9–19 (8–17)
III Erittäin korkea	20–43 (18–36)

Tutkimusaineistoa suojeluarvon arvioimiseen em. kriteerien pohjalta on Suomesta toistaiseksi vain 36 populaatiosta, jotka on esitetty taulukossa 8.

Edelläolevien suomalais-ruotsalaisten kriteerien lisäksi raakkupopulaatioiden arvoa voidaan laskea raakun konfiskaatio- eli luontoarvon 589 €/yksilö perusteella. Tällöin populaation arvo korreloi puhtaasti populaation koon kanssa. Taulukossa 9 on esitetty Suomen 10 arvokkainta raakkupopulaatiota konfiskaatioarvon perusteella niiden populaatioiden osalta, joissa simpukoiden lukumäärä on ollut tiedossa. Huomattakoon, että osa taulukossa esitetyistä simpukoiden lukumääristä perustuu melko vanhoihin inventointitietoihin, jonka jälkeen populaatioiden koossa on voinut tapahtua muutoksia. Taulukossa sekä liitteessä 2 esitetyt populaatioiden suuruusarviot perustuvat linjalaskentoihin tai jollain muulla tavalla tehtyyn arvioon simpukoiden määrästä. Koska osa simpukoista lähes aina on kaivautuneena tai muuten vaikeasti havaittavissa kivien ja lohkareiden alla ja väleissä, päädytään tällaisissa simpukkalaskennoissa pääsääntöisesti ennemmin aliarvioon kuin yliarvioon simpukoiden todellisesta lukumäärästä.

Taulukko 8. Populaation suojeluarvo niissä populaatioissa, missä se voidaan käytettävissä olevan tiedon perusteella arvioida (ks. arviointikriteerit Taulukko 7). Populaatiot, joiden kohdalla myös geneettistä dataa oli käytettävissä, on merkitty taulukossa paksummalla. Niiden kohdalla myös maksimipisteet ovat korkeammat. I = normaali suojeluarvo, II = korkea suojeluarvo, III = erittäin korkea suojeluarvo. Kysymysmerkki: ei riittävästi tietoa pisteiden laskemiseen, mutta suojeluarvo on voitu määritellä muilla perusteilla.

Joki	Pisteet/maksimipisteet	Suojeluarvo	Perustelut
Mustionjoki	4/36	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Pinsiön-Matalusjoki	11/36	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Ruonanjoki	15/36	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Turkimusoja	11/36	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Karvianjoki	?	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Isojoki	?	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Ähtävänjoki	?	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Livojoki	16/43	III	Harvinaisia haplotyyppijä+ lohisidonnainen kanta
Haukioja	15/36	II	Pisteet
Norssipuro	17/36	II	Pisteet
Simojoki	?	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä, lohisidonnainen kanta
Toramojoki	19/36	III	Pisteet
Onnasjoki	12/43	II	Pisteet + harvinaisia haplotyyppijä
Saukko-oja	18/43	II	Pisteet
Siikajoki	19/43	II	Pisteet
Haukijoki	11/36	II	Pisteet
Kopsusjoki	16/36	II	Pisteet
Lutto	20/43	III	Pisteet+ korkea diversiteetti + harvinaisia haplotyyppijä + lohisidonnainen kanta
Vuoksioja	19/36	III	Pisteet
Nohkimaaja	14/36	II	Pisteet
Hanhioja	21/43	III	Pisteet
Hirvasjoki	11/43	II	Pisteet
Kiertämäoja	17/36	II	Pisteet
Torkojoki	13/43	II	Pisteet
Ruohojärvenoja	13/36	II	Pisteet
Kuutusojaja	9/36	II	Pisteet
Suomujoki	18/43	III	Lohisidonnainen kanta (oletettavasti)
Koutusjoki	24/43	III	Pisteet+harvinaisia haplotyyppijä+ ≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Luomalanjoki	?	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Juumajoki	9/36	II	Pisteet
Salmipuro	10/36	II	Pisteet
Merenoja	8/36	II	Pisteet
Kiutaoja	6/36	I	Pisteet
Juomajoki-Meskusjoki	?	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Näätäjä	9/36	III	≤3 tunnettua populaatiota vesistöissä
Lovttajohka	14/43	II	Pisteet

Taulukko 9. Konfiskaatio eli luontoarvon (589 €/yksilö) perusteella laskettuna Suomen 10 arvokkainta raakkupopulaatiota. Taulukko on ohjeellinen, sillä arvio on voitu tehdä vain niiden populaatioiden osalta, missä populaatiokoko on ollut tiedossa. Osassa taulukon joista tieto populaatiokoosta on myös melko vanhaa tietoa. Lähteet: Geist & Kuehn (2008), Oulasvirta ym. (2015a), Oulasvirta & Saarman 2019 sekä Metsähallitus, julkaisematon aineisto.

Joki	Populaatiokoko (yksilöä)	Konfiskaatioarvo, €
Suomujoki	200 000	117 800 000
Koutusjoki	132 000	77 748 000
Kiertämäjoki	111 000	65 379 000
Toramojoki	108 000	63 612 000
Kopsusjoki	61 000	35 929 000
Lutto	50 000	29 450 000
Lohijoki	50 000	29 450 000
Pikku-Luiri	50 000	29 450 000
Ruonanjoki	45 000	26 505 000
Siikajoki	43 000	25 327 000

8.3 Suojelutoimien arviointia päävesistöalueittain

8.3.1 Karjaanjoen vesistö

Mustionjoen raakkupopulaatio on elinvoimaisuudeltaan luokkaan *kuoleva* kuuluva. Suojeluarvoltaan se on kuitenkin muiden Etelä-Suomen raakkupopulaatioiden tapaan **erittäin korkea (III)**. Viimeisimpien tutkimustietojen mukaan joessa on jäljellä alle 1000 raakkua (Oulasvirta 2019a). Tärkein syy populaation huonoon tilaan on se, että Mustionjoen veden ja pohjasedimentin laatu ei täytä raakun nuoruusvaiheiden (pikkusimpukkavaihe) elinympäristövaatimuksia (Oulasvirta & Syväranta 2012). Koska Mustionjoki on entinen lohijoki, saattaa lohien puuttuminen voimalaitosrakentamisen vuoksi olla toinen syy siihen etteivät simpukat ole aikoihin lisääntyneet. Edellä olevan perusteella ensisijainen suojelutoimi Mustionjoella on raakkujen kasvatusta. Jo tällä hetkellä 100 Mustionjoen raakkua on sijoitettu Konneveden tutkimusasemalle, missä ne ovat alkaneet tuottaa glockioita. Konneveden ohella toisena Mustionjoen simpukoiden mahdollisena kasvatuspaikkana on tuotu esiin Lohjalla sijaitseva Porlan vanha kalanviljelylaitos (Oulasvirta 2019).

Freshabit hankkeen yhteydessä simpukoiden huonosta kunnosta saatujen hälyttävien tietojen vuoksi tulisi esiintymien tila Åminneforsissa ja Björkkullassa lisäksi kiireellisesti tarkistaa. Tulosten perusteella tulee tehdä päätös siitä, siirretäänkö lisää simpukoita, aiempien 100 yksilön lisäksi, kuntoutukseen Konneveden tutkimusasemalle.

Toissijaisia, mutta pidemmällä aikajänteellä yhtä lailla välttämättömiä suojelutoimia Mustionjoella ovat vaelluskalakantojen elvyttäminen kalateitä rakentamalla tai istutuksin sekä joen palauttaminen luonnontilaiseksi valuma-alueella ja joessa tehtävin kunnostustoimin. Huomioiden valuma-alueen suuren pinta-alan on urakka suuri.

Edellä lueteltujen toimien lisäksi Mustionjoella tulevat kyseeseen raakkujen siirrot Junkarsborgista ja muilta vain yksittäisiä simpukoita sisältäviltä alueilta Åminneforsin osapopulaatioon.

8.3.2 Kiskonjoen vesistö

Viimeisimpien Laaksosen (2013) tekemien havaintojen mukaan Kiskonjoen raakkupopulaatio on hävinnyt eli se kuuluisi luokkaan *sukupuuttoon kuollut*. Suojeluarvoltaan, jos populaatio olisi vielä olemassa se kuuluisi vesistönsä ainoana edustajana luokkaan **erittäin korkea (III)**. Tämän vuoksi Kiskonjoella tulisi vielä täydentävin selvityksin varmistaa löytyykö joesta enää raakkuja ja tehdä lopulliset johtopäätökset mahdollisista jatkotoimista tämän jälkeen.

8.3.3 Kokemäenjoen vesistö

Ruonanjoen raakkupopulaatio kuuluu elinvoimaisuudeltaan luokkaan *ei-elinvoimainen/osittain elinvoimainen*. Vastaavasti Pinsiön-Matalusjoen populaatio kuuluu elinvoimaisuudeltaan luokkaan *ei-elinvoimainen*. Turkimusojan populaatiosta vuoden 2018 inventoinneista saatujen tietojen perusteella populaation elinvoimaisuudeksi saatiin *ei-elinvoimainen/osin-elinvoimainen*. Koska koko Kokemäenjoen vesistöstä tunnetaan vain nämä kolme populaatiota, asettuu niiden kaikkien suojeluarvo luokkaan **erittäin korkea (III)**.

Ensisijaisena suojelutoimena Ruonanjoella ja Turkimusojoella on valuma-alueiden kunnostus siten, että jokiin ei kulkeudu ravinteita ja kiintoaineita ympäristöstä. Jokien valuma-alueita ja uomaa koskevat kunnostussuunnitelmat on laadittu Kolmen Helmen joet -hankkeen yhteydessä 2017 (KVVY 2017a, FCG 2017a KVVY 2017b, FCG 2017b). Pinsiön-Matalusjoella yhtä tärkeää on varmistaa riittävät alivirtaamat, mikä käytännössä saattaa tarkoittaa sitä, että Tampereen kaupungin tulisi lopettaa käyttövetsensä ottaminen Pinsiön harjun lähteestä.

Ruonanjoen valuma-alueen ja jokiuoman kunnostamisesta tehtiin suunnitelmat Kolmen Helmen joet hankkeessa vuonna 2017 (KVVY 2017a, FCG 2017a). Valuma-alueen ja jokiuoman kunnostustaminen onkin Ruonanjoen kohdalla ensisijainen suojelutoimi. Koska raakkukanta on taantunut voimakkaasti esiintymän alaosissa, on raakkujen kasvatus tarpeellinen tukitoimi. Ruonanjoesta on löydettävissä vielä suhteellisen luonnontilaisia alueita, mikä saattaisi mahdollistaa ”kevyempien” menetelmien käytön eli ts. lyhytaikaisen kasvatuksen ja piensimpukoiden istuttamisen etukäteen valituille, nuorille simpukoille soveltuvilla paikoilla. Istutuskohtia voidaan muokata Moorkensin (2017) kuvailemalla tavalla. Allecon keväällä 2018 valmistuneessa selvityksessä tällaiselle joen varteen perustettavalle kasvattamolle osoitettiin paikka raakkuesiintymän keskivaiheilla (Oulasvirta 2018c).

Myös Pinsiön-Matalusjoen valuma-alueen ja jokiuoman kunnostamiseksi tehtiin suunnitelmat vuonna 2017 (KVVY 2017b, FCG 2017b). Valuma-alueen kunnostustoimet ovat Pinsiön-Matalusjoella ennen pitkää välttämättömiä, mutta huomioiden populaation ikääntymisen ja nopean taantumisen välillä 1999-2012, on Pinsiön-Matalusjoen populaation kohdalla ensisijainen suojelutoimi kuitenkin simpukoiden kasvatus. Vuoden 2013 sähkökalastustutkimuksissa todettiin, että joen tammukat kantoivat raakun glockioita, mikä osoittaa että populaatio siltä osin on edelleen lisääntymiskykyinen (Oulasvirta ym. 2013). Populaatio on myös edelleen riittävän suuri, jotta kasvatuksella voidaan saavuttaa riittävää geneettistä muuntelua. Näistä syistä johtuen Pinsiön-Matalusjoen raakkupopulaatio on kärkeäkohteita Etelä-Suomessa kohdistettaessa kasvatustoimintaan varattavia resursseja. Keväällä 2018 valmistuneessa selvityksessä (Oulasvirta 2018c) mahdolliselle kasvattamolle osoitettiin myös paikka Pinsiön-Matalusjoen latvoilla.

Turkimusojan kohdalla ensisijaisena suojelutoimena on jokeen tulevan kuormituksen vähentäminen. Keskeiset kuormitustekijät ovat tiedossa, ja niiden poistaminen on mahdollista. Riittävä virtaama alivirtaamakausilla tulee varmistaa juoksuamalla vettä riittävästi joen luusuassa olevasta säännöstelypadosta. Muiden Pirkanmaan raakkujokien ohella myös Turkimusojalle laadittiin valuma-alueen ja uoman kunnostussuunnitelma vuonna 2017 (FCG 2017c, KVVY 2017).

Raakkujen kasvatus ei Turkimusojalla ole ainakaan vielä välttämätöntä, mutta sillä voidaan tehostaa populaation elpymistä. Ruonanjoen tapaan Turkimusojalla voidaan mahdollisuuksien mukaan soveltaa lyhytaikaisen kasvatuksen menetelmiä (ks. luku 7.3.7).

Tarvittavia lisätutkimuksia alueella ovat isäntäkalakannan runsauden seuranta (erityisesti Ruonanjoella) sekä populaatioiden ikärakenteen selvittäminen simpukoiden todelliseen ikään ja kasvunopeuteen perustuvilla menetelmillä. Turkimusojalla on raakuissa todettu kasvuhäiriöitä, joiden syy tulee selvittää.

8.3.4 Karvianjoen vesistö

Viimeisimpien tietojen mukaan Karvianjoessa viimeisimpien tutkimustietojen mukaan joessa on jäljellä noin 2000 raakkua. Nuoria yksilöitä ei ole löytynyt. Tällä perusteella populaatio kuuluisi elinvoimaisuudeltaan luokkaan *kuoleva*. Koska kyseessä on jälleen vesistöalueensa ainoa tunnettu populaatio, kuuluu Karvianjoen raakkupopulaatio suojeluarvoltaan luokkaan **erittäin korkea (III)**.

Karvianjoen Rakennuskoskelta kerättiin syksyllä 100 raakkua Konneveden tutkimusasemalle. Raakkujen oli aiemmin todettu vapauttaneen glokidioita keräyssaavin veteen (Rami Laaksonen, suullinen tiedonanto). Tämän perusteella populaatiota voitaisiin yrittää elvyttää kasvatuksella. Pinsiön-Matalusjoen ohella Karvianjoen populaatio on kasvatustoimintaa ajatellen Etelä-Suomen kärkikohteita. Toisijaisia, pidemmän ajan suojelutoimia ovat jokiuoman ja valuma-alueen kunnostus.

Karvianjoen vesistöön kuuluvalla Pohjajoella tulee tarkistaa esiintyykö joessa enää raakkuja.

8.3.5 Lapväärtinjoen/ Isojoen vesistö

Lapväärtinjoen vesistöön kuuluvan Isojoen raakkupopulaatio kuuluu elinvoimaisuudeltaan luokkaan *melkein hävinnyt/hävinnyt* ja suojeluarvoltaan luokkaan **erittäin korkea (III)**. Isojoen Rottakoskelta siirrettiin vuonna 2017 Freshabit -hankkeen toimesta 48 raakkua Konneveden tutkimusasemalle. Kyseessä lienee kutakuinkin kaikki mitä Isojoen raakkukannasta on jäljellä. Kannan pelastamiseksi on tehtävissä enää hyvin vähän. Vaikka simpukoista saataisiin glokidioitakin, on kyseenalaista, kannattaako populaatiota yrittää enää pelastaa, sillä työhön osoitetut resurssit suurella todennäköisyydellä eivät tuota tulosta. Tällä hetkellä parasta, mitä Isojoen raakkujen suhteen voi tehdä, on toistaiseksi pitää Konnevedelle siirretyt yksilöt siellä ja pyrkiä saamaan ne lisääntymään.

Möhemmässä vaiheessa Lapväärtinjoen vesistössäkin välttämätöntä on valuma-alueella tehtävät kunnostustoimet sekä vaelluskalakantojen elvyttäminen.

8.3.6 Ähtävänjoen vesistö

Ähtäväjoen raakkupopulaatio kuuluu elinvoimaisuudeltaan luokkaan *kuoleva tai lähes hävinnyt* ja suojeluarvoltaan luokkaan **erittäin korkea (III)**. Mustionjoen tapaan myös Ähtävänjoen raakut ovat niin heikossa kunnossa, että ne eivät luonnonoloissa enää tuota glokidioita. Raakkujen heikosta tilasta johtuen Ähtävänjoesta on siirretty 200 simpukkaa Konneveden tutkimusasemalle. Kuten Mustionjoen raakut, myös Ähtävänjoen raakut alkoivat paremman ravinnon myötä kahden vuoden jälkeen tuottamaan glokidioita 2018 syksyllä. Siten Ähtävänjoella ensisijainen suojelutoimi on raakkujen kasvatus. Koska kanta on nopeasti häviämässä, on suojelutoimilla kiire.

Seuraavina toimina on joessa jäljellä olevien simpukoiden kerääminen yhteen tihentymään ja pitemmällä aikavälillä valuma-alueen kunnostus sekä vaelluskalakantojen elvyttämien kalateitä rakentamalla. Ähtävänjoki on valjastettu yhteensä seitsemällä voimalaitospadolla. Näistä kaksi alinta estävät vaelluskalojen nousun joen entisille parhaille raakkualueille, missä myös sijaitsevat joen viimeiset ja osin kunnostetut kosket. Kalateiden rakentaminen näihin alimpiin voimalaitoksiin olisi tarpeellinen suojelutoimi yhdessä *ex-situ* -suojelun ja elinympäristöjen kunnostustoimien kanssa.

8.3.7 Pyhäjoen vesistö

Kiskonjoen tapaan myös Pyhäjoen raakkupopulaatio on todennäköisesti kadonnut ja kuuluisi siten luokkaan *sukupuuttoon kuollut*. Mikäli joesta vielä löytyisi raakkupopulaatio kuuluisi se suojeluarvoltaan luokkaan **erittäin korkea (III)**. Pyhäjoella tarvittavat toimet ovat samat kuin Kiskonjoella ja Pohjajoella eli raakkukannan olemassa olon tarkistaminen ja mahdollisten jatkotoimien suunnittelu inventoinnista saatujen tulosten perusteella.

8.3.8 Oulujoen vesistö

Käytettävissä olevan tiedon perusteella Oulujoen vesistön raakkupopulaatioiden tila vaihtelee *melkein hävinneestä-ehkä elinvoimaiseen*. Ainakin vähäistä lisääntymistä (< 50 mm simpukoita) on parinkymmenen viime vuoden aikana tapahtunut neljässä populaatiossa. Suojelutoimien toteuttaminen Oulujoen vesistössä edellyttää lisätutkimuksia raakkupopulaatioiden tilasta ja uhkatekijöistä. On myös mahdollista, että vesistöstä löytyy vielä lisää uusia raakkupopulaatioita. Siksi niiden etsintää tulee jatkaa.

Nykyisen tiedon valossa ainakin Oravijoen, Löytöjoen, Siltapuron ja Alasenjoen populaatiot ovat niin heikossa tilassa, että niiden kohdalla ainoa varteenotettava suojelutoimi on nuorten simpukoiden laboratorioskasvatus ja istutus jokeen. Heini-Tuomijoella kohdalla ainoa kyseeseen tuleva toimi on kerätä joessa vielä olevat raakut kasvatuslaitokselle geenipankiksi. Nuottijoki, jossa populaation elinvoimaisuus on käytettävissä olevan tiedon perusteella *ehkä-elinvoimainen*, tulisi saattaa suojelun piiriin esimerkiksi erityistä suojelua vaativan lajin rajauspäätöksellä.

Pidemmällä tähtäimellä kaikkien populaatioiden kohdalla tarvitaan valuma-alueiden kunnostusta ja jokien luonnontilan palauttamista.

8.3.9 Vienan Kemmin vesistö

Vienan Kemmin vesistön jokia on inventoitu hyvin vähän, joten on mahdollista, että alueella on vielä tuntemattomia raakkupopulaatioita. Ensi vaiheessa alueella tulisikin suorittaa kattava uusien populaatioiden etsiminen. Tällä hetkellä alueelta tiedetään varmuudella vain kolme raakkuesiintymää, jotka nekin ovat samalla jokireitillä Meskusjoessa ja sen latvaosilla Välijoessa ja Juomajoessa. Populaatiolin tarkemmasta tilasta ei ole tietoa, mutta alustavien havaintojen mukaan ainakaan Juomajoessa nuoria simpukoita ei ole jolloin populaatio olisi elinvoimaisuudeltaan *kuoleva*. Mikäli vesistöstä ei Suomen puolelta (Vienan Kemmin vesistöstä tunnetaan raakkuesiintymiä Venäjän alueella) löydy muita raakkujokia olisi Meskusjoen-Välijoen-Juomajoen populaation suojeluarvo **erittäin korkea (III)**. Ensisijaisena suojelutoimina on täälläkin raakkujen laitoskasvatus ja lisäksi valuma-alueen ongelmien selvittäminen.

8.3.10 Iijoen vesistö

Käytettävissä olevan tiedon perusteella Iijoen vesistön raakkupopulaatioiden tila vaihtelee *melkein hävinneestä-ehkä elinvoimaiseen*. Välittömän häviämisen alla ovat mm. Kostonlammenojan, Majovanojan ja Latva-Kouvanojan populaatiot. Haukiojan populaatio on luokiteltu *ehkä elinvoimaiseksi* ja suojeluarvoltaan **korkeaksi (II)**. Livojoen populaatio kuuluu elinvoimaisuudeltaan nykykunnossaan luokkaan *kuoleva*. Lohisidonnaisuutensa ja geneettisten arvojen vuoksi sen suojeluarvo on kuitenkin **erittäin korkea (III)**.

Tarvittavat suojelu- ja tutkimustoimet Iijoen alueella vaihtelevat joesta riippuen. Tutkimusten puolesta tulee populaation tilan tutkimus tehdä myös niillä 26 joella, jossa sitä ei ole vielä tehty. Myös uusien populaatioiden etsintää tulee jatkaa.

Varsinaisina suojelutoimina tulevat kyseeseen ensisijaisesti valuma-alueiden ja jokiuomien kunnostustyöt sekä kalateiden rakentaminen Iijoen voimalaitospatoihin lohikannan palauttamiseksi. Kumpikin toimi on välttämätön Livojoen raakkukannan elvyttämiseksi. Iijoen kohdalla lohi- ja meritaimenkannan palauttamiselle on erityisen hyvät edellytykset, koska alkuperäiset kalakannat on säilytetty kalanviljelylaitoksilla. Lohenpoikasia on istutettu Livojokeen jo usean vuoden ajan.

Valuma-aluekunnostusten lisäksi välittömän häviämisen alla olevilla ja elinvoimaisuusluokkiin *ei-elinvoimainen* ja *kuoleva* kuuluvilla populaatioilla ensisijainen suojelutoimi on nuorten simpukoiden kasvatus laboratorioissa ja istutus jokeen. Laitoskasvatus on myös tarpeellinen tukitoimi monessa *osin-elinvoimaisessa* populaatiossa.

8.3.11 Koutajoen vesistö

Koutajoen vesistöstä tunnetaan tällä hetkellä varmuudella viisi raakkujokea Porontimajoki, Juumajoki, Merenoja, Kiutaaja ja Salmipuro. Varmistettua, mutta jo 30 vuoden takaista tietoa raakuista on lisäksi Oulankajoesta sekä lisäksi varmentamattomia tietoja Kitkajoesta, Savinajoesta, Onkamojoesta ja Koutalatvalta. Populaation tila on tutkittu Juumajoessa, Merenojassa, Salmipurossa ja Kiutaajassa. Salmipuron populaatio on luokiteltu *ehkä-elinvoimaiseksi* ja Juumajoen ja Merenojan populaatiot *ei-elinvoimaiseksi/osittain elinvoimaiseksi* ja Kiutaajan populaatio *melkein hävinneeksi*. Kiutaajan kohdalla tosin on kyseenalaista, voidaanko populaation elinvoimaisuutta mitata samalla asteikolla koska kyseessä on ihmisen toimesta suoristettu joen

osa, jonne raakut ovat levinneet vasta hiljattain. Suojeluarvoltaan Juumajoen, Merenojan ja Salmipuron populaatiot kuuluvat luokkaan **korkea (II)** ja Kiutaajan populaatio luokkaan **normaali (I)**.

Tutkituista populaatioista Merenoja sisältyy Oulangan kansallispuistoon, mutta sen latvavesillä sijaitseva Kiutaaja ei. Ensisijaisena suojelutoimena Merenojalla ja Kiutaajalla on valuma-alueen tutkimus ja mahdollisten ongelmakohtien korjaaminen siellä.

Juumajoki ja Salmipuro kuuluvat latvaosiltaan ”Paljakan metsät ja suot” Natura-alueeseen (FI1101631). Myös jokien keski- ja alaosat tulisi saattaa suojelun piiriin, joko liittämällä ne Natura-alueen osaksi tai erityistä suojelua vaativan lajin rajauspäättöksellä. Erityisesti Salmipuron kohdalla tämä olisi tärkeää, sillä pääosa raakkupopulaatiosta sijaitsee siellä Salmijärven alapuolisella joenosalla Natura-alueen ulkopuolella. Porontimajoella tulisi ensivaiheessa suorittaa populaation tilan tutkimus ja päättää mahdollisista suojelutoimista sen jälkeen. Juumajoella ensisijainen suojelutoimi on valuma-alueen kunnostus metsänhakkuiden jäljiltä.

Uusien raakkupopulaatioiden etsinnässä Koutajoen vesistö yksi kartoitusten painopistealueita. Erityisesti kartoitukset tulisi kohdistaa vielä kartoittamattomille alueille Oulankajoen latvaosiin Sallan alueella. Tältä alueelta on myös runsaasti varmistamattomia havaintoja raakuista tai niiden kuorista. Oulankajoen pääuoman vanhat havaintotiedot tulee niin ikään tarkistaa kuten myös Kitkajoesta oleva varmistamaton raakkuhavainto.

8.3.12 Simojoen vesistö

Simojoen pääuoman raakkupopulaatio kuuluu nykytiedon valossa elinvoimaisuudeltaan luokkaan *kuoleva* ja suojeluarvoltaan luokkaan **erittäin korkea (III)**. Simojoen pääuoman jokihelmisimpukat ovat harvinainen esimerkki olemassa olevassa lohijoessa elävistä raakuista. Taskisen ym. (2015a) tutkimuksissa Simojoen raakkujen todettiin tuottavan glokidioita ja kykenevät infektoimaan lohien poikasia, joten populaatio on lisääntymiskykyinen. Syyt raakkukannan heikkoon tilaan Simojoessa eivät siten johdu siitä että simpukat eivät tuottaisi glokidioita vaan elinkierron seuraavasta vaiheesta eli piensimpukkavaiheesta. Simojoen valuma-alueen intensiivinen maankäyttö ja koskien perkaaminen ovat johtaneet siihen, että piensimpukoille ei joesta löydy enää soveliasta elinympäristöä. Tämän vuoksi ainoa kestävä ratkaisu kannan pelastamiseksi ovat valuma-alueella tehtävät mittavat kunnostustyöt ja luopuminen vesistöä vahingoittavista turvetuotanto ym. hankkeista.

Koska Simojoen raakkupopulaatio on jo hyvin ikääntynyt, tulee alkuvaiheen suojelutoimena kyseeseen myös raakkujen kasvatusta ja istutus jokeen piensimpukkavaiheen jälkeen.

Simojoen vesistöalueella on tarpeellista tehdä uusien populaatioiden etsintää. Kartoitukset kannattaa kohdistaa pääuomassa vielä tutkimattomaan tunnetun esiintymisalueen yläpuoliseen jokiuomaan ja sivujoissa Simojärveen laskeviin vesistöihin sekä Portimojärven yläpuolella Simojoen pääuomaan laskeviin sivujoihin.

8.3.13 Tornionjoen vesistö

Koutusjoen raakkupopulaatio on elinvoimaisuudeltaan *ei-elinvoimainen/osittain elinvoimainen*. Luomalanjoen populaation elinvoimaisuudesta ei ole tietoa. Molempia populaatiota uhkaavat

lähinnä metsätaloustoimet. Suojelutoimena tulisi eliminoida hakkuiden vaikutukset ja tukkia alueen metsäojat. Luomalanjoen ylittävän autotien ojaravit tulisi ohjata pois joesta.

Koutusjoki ja Luomalanjoki ovat Ruotsin Juojoen ohella Tornionjoen ainoat tunnetut raakkujoet, millä perusteella ne kuuluvat suojeluarvoltaan luokkaan **erittäin korkea** (III).

Tornionjoen raakkujoet eivät kuulu minkään suojeluohjelman piiriin, sillä ne on rajattu myös Tornionjoen-Muoniojoen vesistö -nimisen Natura-alueen (FI1301912) ulkopuolelle. Esiintymien arvokkuuden vuoksi niiden suojelu tavalla tai toisella olisi välttämätöntä.

Uusien populaatioiden kartoitukset Tornionjoen vesistössä tulee ensisijaisesti keskittää joen pääuomaan ja Muonionjokeen, joita ei inventoitu Interreg -hankkeen yhteydessä 2007 (Oulasvirta ym. 2008).

8.3.14 Kemijoen vesistö

Kemijoen tunnettuihin raakkukantoihin kuuluu elinvoimaisuudeltaan hyvin erilaisia populaatioita. Raakku! -hankkeessa tutkittujen kahdeksan populaatiota luokiteltiin suojeluarvoltaan joko **korkeiksi** (II) tai **erittäin korkeiksi** (III). Viime mainittuun luokkaan kuuluu esimerkiksi Toramojoen yli 100000 simpukan populaatio (Oulasvirta ym. 2015a).

Kemijoen vesistöalueella tarvittavat suojelutoimet vaihtelevat populaatiosta toiseen. Kansallispuistojen ulkopuolella olevien jokien kohdalla lähes kaikilla tärkeimpänä uhkatekijänä ovat hakkuut ja niihin liittyvät maanmuokkaustoimet sekä metsäautoteiden rakentaminen. Suurimmassa osassa populaatioista ensisijaisena suojelutoimena on siksi valuma-alueiden palauttaminen luonnontilaan. Monella joella myös itse jokiuoma tarvitsee puhdistamista hiekasta ja muusta lietteestä. Käsiteltyjen koskialueiden kohdalla tulee harkita tapauskohtaisesti koskikunnostustöitä menetelmillä, jotka eivät vahingoita joessa elävää raakku populaatiota.

Heikoimmassa tilassa olevien populaatioiden kohdalla suojelutoimena tulee kyseeseen simpukoiden kasvatusta ja istutustoimet. Pidemmän ajan tavoitteena Kemijoen vesistössä tulee olla lohien palauttaminen vesistöön kalateitä rakentamalla.

Uusien populaatioiden kartoitus tulee Kemijoen vesistöalueella kohdentaa ensisijaisesti Ounasjoen vesistön latvaosiin sekä Kitisen, Luiron ja Tenniöjoen vesistöihin. Vuoden 2017 syksyllä ja 2019 kesällä joen pääuomasta löytyneiden kolmen raakkuyksilön perusteella myös joen pääuomassa tulisi tehdä laajempia kartoituksia.

8.3.15 Luton (Tuuloman) vesistö

Myös Luton raakkukantoihin kuuluu elinvoimaisuudeltaan hyvin erilaisia populaatioita. Suomessa tähän mennessä tutkituista populaatioista elinvoimaisuudeltaan ainoana selkeästi luokkaan *elinvoimainen* kuuluva populaatio on Kivijoen kautta Venäjälle laskevassa Hanhiojassa sekä Luton sivujoessa Vuoksiojassa. Niiden molempien suojeluarvo on **erittäin korkea** (III). Suojeluarvoltaan korkeimpaan luokkaan kuuluvat myös pääjokien Luton ja Suomun populaatiot. Luton pääuomassa populaation elinvoimaisuusaste on *kuoleva* ja Suomussa *ei-elinvoimainen*. Populaatiokooltaan Suomujoen populaatio lienee Suomen suurin. Luton pääuomassakin populaatio on ollut hyvin suuri – mahdollisesti jopa suurempi kuin Suomujoessa – mutta se on romahtanut simpukoiden ikääntymisen vuoksi.

Luton alueella ensisijaisena ja kiireellisenä suojelutoimena on lohen palauttaminen vesistöön jatkamalla 2014 aloitettuja lohen ylisiirtoja Ylä-Tuuloman voimalaitoksen yli (Jaukkuri ym. 2015). Vaihtoehtoisena tai rinnakkaisena toimena on lohenpoikasten istutukset Luttoon ja Suomuun. Näiden toimien toteuttaminen on tähän mennessä osoittautunut poliittisesti vaikeaksi ja uutena esteenä on viime aikoina kantautunut uutinen *Gyrodactylus salaris* -lohiloisen löytymisestä Tuuloman vesistön alaosista Venäjällä. Lohiloisen vuoksi myöskään pidemmän tähtäimen suunnitelma rakentaa lohen nousun salliva kalatie Ylä-Tuuloman voimalaitokseen ei tule kyseeseen. Luton ja Suomun raakkupopulaatioiden pelastustoimien kannalta nämä uudet tiedot ovat huolestuttavia. Todennäköisesti ainoaksi vaihtoehdoksi kantojen pelastamiseksi jää raakkujen *ex-situ* -kasvatus. Sinänsä Lutto ja Suomu suhteellisen luonnontilaisina jokina tarjoavat hyvät edellytykset kasvatuksen onnistumiselle ja mahdollisuuden käyttää resursseja säästäviä lyhyen kasvatuksen menetelmiä (ks. luku 7.3.7).

Luton sivujoissa raakkupopulaatioiden ensisijaisena elvytystoimena on metsänhakkuiden vaikutusten eliminointi. UKK-puiston pohjoispuolella olevat raakkujoet tulisi lisäksi saattaa suojelun piiriin esimerkiksi erityistä suojelua vaativan lajin rajauspäätöksillä.

8.3.16 Näätämön vesistö

Näätämöjoen raakkupopulaation elinvoimaisuusaste on *melkein hävinnyt*. Suojeluarvoltaan populaatio kuuluu luokkaan **erittäin korkea** (III). Kanta on niin vähälukuinen, että ainoita käytettävissä olevia toimia on kerätä joen simpukat yhteen tihentymään ja tutkia sen jälkeen voiko simpukoista saada glokidioita kalojen infektoimista ja simpukoiden laboratorioskasvatusta varten. Mikäli kalojen infektointi onnistuu, tulee Näätämöön istuttaa muutaman tuhannen laboratoriossa kasvatetun simpukan sukupolvi.

8.3.17 Tenon vesistö

Tenon vesistössä tunnetuista raakkupopulaatioista Lovttajohkan elinvoimaisuusaste on nykytiedon valossa *ei-elinvoimainen*. Populaation suojeluarvo on **erittäin korkea** (III). Utsjoen populaatioista ei ole riittäviä tietoja arvion tekemiseen. Niin kauan kun Tenon vesistöä ei löydetä enempää populaatioita, senkin suojeluarvo on kuitenkin **erittäin korkea** (III).

Tenon vesistöalueella ensisijaisena toimena on uusien raakkupopulaatioiden kartoittaminen Tenon sivujoista. Yksittäisistä joista tärkeää on selvittää Utsjoen raakkupopulaation koko ja elinvoimaisuus. Utsjoki on suuri verrattuna useimpiin muihin raakkujokiimme. Sen ja joen luonnontilaisuuden huomioiden on mahdollista, että siinä elää suuri, vielä tuntematon, raakkupopulaatio.

9 Seurantaohjelma

Jokihelmisimpukan suojeluohjelmaan tulisi liittää seurantaohjelma, jonka kautta saadaan tietoa suojelutoimien onnistumisesta. Seurantaohjelma vaatii taustatiedoikseen seurattavista populaatioista populaation tilan tutkimuksen ja siihen liittyvät elinympäristöä koskevat perustiedot (ks. luku 7.3.3).

Koska uhat ja ongelmat ovat hyvin valuma-aluekohtaisia, tulisi populaatioiden tilan seuranta tehdä kaikissa maamme raakkupopulaatioissa. Seurattavien parametrin määrä ja seurantaväli kuitenkin vaihtelee niin, että osassa populaatioista tulisi tehdä nk. ”laaja” tutkimus joka **6 vuosi** ja

muissa populaatioissa ”suppea” tutkimus joka **12 vuosi**. Alueittain seuranta jaettaisiin siten, että seuranta tehtäisiin noin 10 joella/vuosi. Tällainen seurantaritmi on riittävä antamaan tietoa uusista simpukkasukupolvista, ja kun seuranta tehdään vuosittain myös vuosien välinen sää- ym. olojen vaikutus tulee rekisteröityä.

Poikkeuksen seurantavälissä tekee veden laadun seuranta, jota tulisi tehdä kaikissa joissa vuosittain. Tämä on tärkeää sen vuoksi, että mahdollisiin muutoksiin veden laadussa ja sen vaikutuksista raakkukantaan voitaisiin reagoida nopeasti. Raakkuvesien veden laadun seuranta tulisikin liittää ympäristöhallinnon rutiiniseurantaan. Jatkuvatomisia loggereita tulee hyödyntää resurssien niin salliessa.

Seuraavassa on tarkemmin kuvattu mitä asioita seurantaan tulisi sisällyttää:

9.1 Laaja seuranta

Laajaan seurantaan valittavien populaatioiden tilaa tulisi seurata soveltuvin osin ja käytettävissä olevien resurssien rajoissa CEN (2017) yleiseurooppalaista standardia noudattaen (ks. liite 3). Tällöin keskeisiä seurattavia parametrejä ovat:

- simpukkaesiintymän pituus (jokikilometriä)
- populaatiokoko
- simpukoiden keskimääräinen ja maksimitiheys m^{-2}
- kuolleiden simpukoiden osuus
- < 10 vuotiaiden ja < 20 vuotiaiden simpukoiden osuus
- veden laatu
- pohjasedimentin redox potentiaali
- hydromorfologiset muuttujat: virtaus, pohjanlaatu, hienojakeisen sedimentin määrä ym.
- bioindikaattorit: pohjakasvillisuuden ja rihmalevien määrä ja lajisto, pohjaeläimistö
- isäntäkalojen (0+ ja 1+ vuotiaat lohi ja/tai taimen) määrä $100 m^{-2}$
- isäntäkalojen infektoitumisaste
- valuma-alueen ja jokiuoman tilan tutkimus (virtavesianalyysi)

Populaation koon tutkimus tulisi tehdä satunnaislinjoja käyttäen samaan tapaan kuin Raakku! - projektissa 2011-2013 (Oulasvirta ym. 2015a). Menetelmä vastaa pääpiirteissään Ruotsissa raakkujen seurantaohjelmassa käytettyä menetelmää (Bergengren ym. 2010). Kuolleiden simpukoiden osuus lasketaan tyhjästä kuorista. Kuoret kerätään eri seurantakerroilla pois, jotta niiden määrä vastaisi seurantajaksolla kuolleita simpukoita. Nuorten simpukoiden osuus arvioidaan satunnaisesti kerättyjen simpukoiden kokojakauman perusteella. Tämä vaatii taustatiedoksi ko. joesta tutkitun simpukoiden kasvunopeuden ensimmäisen 20 elinvuoden aikana (luku 6.2). Redox-potentiaali mitataan vapaasti virtaavasta vedestä sekä huokosvedestä 5 cm pohjasedimentin sisällä. Isäntäkalojen runsaus tutkitaan syksyllä tehtävin sähkökoekalastuksin ja niiden infektoitumisaste keväällä/alkukesällä tehtävin sähkökoekalastuksin. Valuma-alueen ja jokiuoman tilan tutkimukseen kuuluu mm. rantakasvillisuuden (varjostus) sekä ojien, hakkuiden, noususteiden ym. ihmisen aiheuttamien uhkien kartoitus. Tutkimuksissa tulee hyödyntää paikkatietoaineistoja ja uoman osalta tutkimukset tulee suorittaa yhteneväisin menetelmin Metsähallituksessa lijojen vesitöalueella käytettyä virtavesianalyysin protokollaa seuraten (Hyvönen ym. 2005).

Edellä olevat tutkimukset tulisi tehdä siis valituista joista kuuden vuoden välein (paitsi veden laadun osalta kerran tai useammin vuodessa osana ympäristöhallinnon vedenlaadun seuranta). Seurantaan valittujen jokien tulisi edustaa maantieteellisesti koko raakun nykyistä levinneisyysaluetta, niihin tulisi mahdollisuuksien mukaan kuulua sekä lisääntyviä että ei lisääntyviä populaatioita ja mahdollisuuksien mukaan niihin sisällytettäisiin jokaiselta päävesistöalueelta ainakin yksi populaatio. Alustava laajaan seurantaan ehdotettavien jokien lista on esitetty taulukossa 10. Taulukossa esitetty lista sisältää muutamia poikkeuksin vain sellaisia jokia, joista tällä hetkellä on riittävät perustiedot seurannan aloittamiseen. Aiempaan tutkimustietoon vertaaminen antaa näiden jokien kohdalla siten seurantatietoa populaation tilan kehityksestä jo ensimmäisellä seurantajaksolla. Seurantaan liitettäviä jokia voidaan kuitenkin vaihtaa tai lisätä uuden tutkimustiedon karttumisen myötä. Kerran aloitettua seuranta ei tulisi kuitenkaan lopettaa muuta kuin siinä tapauksessa, että joken raakkukanta kuolee sukupuuttoon.

Taulukko 10. Laajaan seurantaohjelmaan ehdotettavat joet. Tähdellä merkityistä joista on tarpeen tehdä ensivaiheen populaation tilan tutkimus ennen seurannan aloittamista.

Päävesistöalue	Joki
Karjaanjoki	Mustionjoki
Kokemäenjoki	Ruonanjoki
Karvianjoki	Karvianjoki*
Ähtävänjoki	Ähtävänjoki
Oulujoki	Nuottijoki*
Iijoki	Livojoki
	Norssipuro
Simojoki	Simojoki*
	Korvajoki*
Koutajoki	Juumajoki
	Merenoja
Vienan Kemi	Juomajoki-Väljoki-Meskusjoki*
Kemijoki	Siikajoki
	Pikku-Luiro*
	Onnasjoki
	Saukko-oja
	Toramojoki
	Kopsusjoki
Tornionjoki	Koutusjoki
Lutto (Tuuloma)	Lutto
	Suomujoki
	Hanhioja
	Kiertämäjoki
Teno	Lovttajohka

9.2 Suppea seuranta

Suppea populaation tilan seuranta tehdään 12 vuoden välein muilla kuin taulukossa 10 esitetyillä joilla. Suppeassa seurannassa kerätään tietoa veden laadusta (vuosittainen seuranta ympäristöhallinnon muuhun seurantaan liittyen), nuorten simpukoiden (< 10 v. ja < 20 v.)

määrästä sekä simpukoiden tiheydestä 1-2 satunnaisalalla **populaation elinvoimaisimmalla alueella** (Taulukko 11). Populaation kokoa tai esiintymän pituutta ei siis suppeassa seurannassa tutkittaisi koko populaation kohdalla. Näin tulisi kuitenkin menetellä, mikäli veden laadussa tai simpukoiden määrässä / nuorten simpukoiden määrässä havaitaan merkittävä poikkeama aikaisemmasta. Tällaisenaan suppea seuranta vastaa pääpiirteissään Ruotsin raakkuvesien seurantaohjelmassa kuvattua menetelmää ”enkelt metod”, jossa seurataan 240 raakkujokea 12 vuoden välein (Bergengren ym. 2010).

Taulukko 11. Ehdotus jokihelmisimpukkapopulaatioiden seurantaohjelmassa toteutettavista tutkimuksista. Yksityiskohtaisempi listaus tutkittavista parametreista on esitetty liitteessä 2.

Seurantakohte	Menetelmä	Seurantaväli
Laaja seuranta:		
Esiintymän pituus	Vesikiikari/snorkkelointi/sukellus	Joka 6 vuosi
Populaation koko ja simpukoiden tiheys	Simpukkalaskennat satunnaislinjoilta	Joka 6 vuosi
Kuolleiden simpukoiden määrä	Simpukkalaskennat satunnaislinjoilta	Joka 6 vuosi
<10 v. ja <20 v. simpukoiden osuus	Simpukkamittaukset satunnaisaloilta*	Joka 6 vuosi
Veden laatu (ravinteet, haitta-aineet, pH, lämpötila, puskurikyky ym.)	Vesinäytteenotto	Joka vuosi
Pohjasedimentin redox-potentiaali	Redoxmittaukset 5 cm sedimentin sisältä	Joka 6 vuosi
Hydromorfologiset muuttujat (virtaus, pohjanlaatu, irtonaisen sedimentin määrä ym.)	Visuaalinen havainnointi	Joka 6 vuosi
Bioindikaattorit: pohjakasvillisuuden ja rihmalevien määrä ja lajisto, pohjaeläimistö	Visuaalinen havainnointi, pohjaeläinnäytteet	Joka 6 vuosi
Isäntäkalojen (0+ ja 1+ ikäluokka) määrä 100 m ⁻²	Sähkökalastus syksyllä	Joka 6 vuosi
Isäntäkalojen infektoitumisaste	Sähkökalastus keväällä	Joka 6 vuosi
Valuma-alueen tilan tutkimus	Visuaalinen havainnointi	Joka 6 vuosi
Suppea seuranta:		
Simpukoiden määrä ja tiheys	Simpukoiden laskenta 1-2 vakioalalta parhaalla simpukka-alueella	Joka 12 vuosi
<10 v. ja <20 v. simpukoiden osuus	Simpukkamittaukset satunnaisnäytteistä parhaalla simpukka-alueella (nuorten esiintymisen kannalta optimaalinen alue)*	Joka 12 vuosi
Veden laatu (ravinteet, haitta-aineet, pH, lämpötila, puskurikyky ym.)	Vesinäytteenotto	Joka vuosi

*Nuorten simpukoiden iän määrittäminen pituusmittauksien perusteella vaatii taustatiedokseen populaatiokohtaisen simpukoiden keskimääräisen kasvunopeuden tutkimuksen.

Kirjallisuus

- Altmüller, R. 2005. Experiences from the major conservation project "Lutter" (Lower Saxony Germany). Proceedings of the Workshop Pearl Mussel Conservation and Stream Restoration 15–16 November, Bad Elster, Germany.
- Altmüller, R. 2013. Reduction of unnaturally high loading of silt and sand in running waters. A successful species protection measure for the freshwater pearl mussel in lower Saxony, Northwest Germany. In: The Abstract Book of the International meeting on the Improving of the environment of freshwater pearl mussel. Kefermarkt, Austria 13–15.11.2013.
- AOPK CR 2013. Záchranný program perlorodky říční *Margaritifera margaritifera* České republice. Agentura Ochrany Přírody a Krajiny České Republiky. 151 s.
- Araujo & Ramos 2015 Action plan Europe. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Council of Europe.
- Arendt 2009. Plan d'action Moule perlière d'eau douce *Margaritifera margaritifera*. Plan national pour la protection de la nature (PNPN) Plans d'actions espèces. Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg. Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Département de l'environnement. 8 s.
- Arvidson, B., Hultman, J. & Österling, M. 2006. Rekrytering hos flodpärlmussla i relation till populationsstorlek hos musslan och öringtäthet. In: Arvidsson, B. & Söderberg, H. 2006. Flodpärlmussla – vad kan vi göra att rädda arten? En workshop på Karlstad universitet. Karlstad University Studies 2006:15.
- Aspholm, P. 2012: Comparing two measurement methods for inter- and intravariations of year-class cohorts of young Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera*) in three rivers in the Pasvik watershed catchment in Northern Norway. – Presentation in an International meeting of biology and conservation of freshwater bivalves. 4–7 September 2012, Braganca, Portugal.
- Aspholm, P.E., Veersalu, A., Nilsson, L.O., Larsen, B.M., Christensen, G., Olofsson, P. 2015. Water quality and heavy metals in freshwater pearl mussels and their habitat. Annex C in: Oulasvirta, P. (ed.) ym. 2015. Raakku! - Freshwater pearl mussel in northern Fennoscandia. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 214. 237 s.
- Bauer G. 1986. The Status of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in the South of Its European Range. *Biological Conservation* 38 (1986): 1–9.
- Bauer, G. 1987. Reproductive strategy of the fresh water pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. – *Journal of Animal Ecology*, 56: 691–704.
- Bauer, G. 1988. Threats to the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. – *Biological Conservation* 45: 239–253.
- Bauer, G. 1992. Variation in the life span and size distribution of the freshwater pearl mussel. *J. Animal Ecology* 61: 425–436.
- Bauer G., Hochwald, S. & Silkenat, W. 1991. Spatial distribution of freshwater mussels: the role of host fish and metabolic rate. *Freshwater Biology* 26: 377–386.

- Bergengren, J. & Lundberg, S. 2009. Nationell musselövervakning. Förslag till val av nationella musselvatten. Länsstyrelsen i Jönköpings län. PM 2009:1. 51 s.
- Bergengren J., Lundberg S., Norrgrann O., Söderberg H. & von Proschwitz T. 2010. Undersökningstyp Stormusslor – Version 1:2:2010-03-30. Naturvårdsverket 2010
<https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb280004867/1348912814764/Stormusslor.pdf>
- Berrow, S.D. 1991. Predation by the hooded crow *Corvus corone cornix* on freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera*. - Ir. Nat. J. 23: 492–493.
- Bolotov, I, Makhrov, A., Gofarov, M., Aksenova, O., Aspholm, P-E., Bespalaya, Y., Kabakov, M., Kolosova, Y., Kondakov, A., Ofenböck, T., Ostrovsky, A., Popov, I., Proschwitz, T., Rudzite, M., Rudzitis, M., Sokolova, S., Valovirta, I., Vikhrev, I., Vinarski, M. & Zotin, A. 2018. Climate Warming as a Possible Trigger of Keystone Mussel Population Decline in Oligotrophic Rivers at the Continental Scale. *Scientific Reports (2018) 8:35* | DOI:10.1038/s41598-017-18873-y.
- Brander 1955a. Helmisimpukan kohtalosta Suomessa. *Luonnon tutkija* 59: 11-15.
- Brander, T. 1955b. Käsityksiä helmisimpukan elinehdoista Suomessa. *Luonnon tutkija* 3/ 59.
- Brander, T. 1956. Helmenpyynnistä ja helmien taloudellisesta merkityksestä Suomessa, *Luonnon Tutkija* 1/60.
- Buddensiek, V. 1995. The culture of juvenile freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* L. in cages: A contribution to conservation programmes and the knowledge of habitat requirements. *Biological Conservation* 74: 33-40.
- Böhling, P. & Juntunen, K. 1999. Vastavirtaan. lohen, meritaimenen ja vaellussiian luonnonkannat ja niiden tulevaisuus. Riistan- ja kalantutkimus.
- CEN 2017. Water quality – Guidance standard on monitoring freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations and their environment. European committee for standardization. prEN 16859.
- Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B-E., Larsen, B.M. & Söderberg, H. 2009. Restoration of freshwater pearl mussel streams. WWF Sweden, Solna. 62 s.
- Denic, M. 2017. Comparison of two semi-natural breeding methods for Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera*). Esielmä: Euromal 8th European Congress of Malocological Societies 10–14 September, Kraków, Poland.
- Direktoratet for Naturforvaltning 2006. Handlingsplan for elevemusling *Margaritifera margaritifera*. – DN-Rapport 3/2006. 24 s.
- Dolmen, D. & Kleiven, E. 2004. The impact of acidic precipitation and eutrophication on freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* (L.) in southern Norway. *Fauna norv.* 24: 7-18.
- Dunca, E. & Mutvei, H. 2006. WWF-projekt: Ålderbestämning av unga flodpärlmusslor i Sverige. In: Arvidsson, B. & Söderberg, H. 2006. Flodpärlmussla – vad kan vi

- göra att rädda arten? En workshop på Karlstad universitet. Karlstad University Studies 2006:15.
- Dunca, E. & Mutvei, H. 2009: Åldersbestämning av unga flodpärlmusslor i Sverige. WWF Sweden. December 2009. 24 s.
- Dunca, E., Söderberg, H. & Norrgran, O. 2011. Shell growth and age determination in the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Sweden: Natural versus limed streams. *Ferrentia* 64/ 2011.
- Esplund, A. 2015. Metodtest för kartläggning av flodpärlmussla, *Margaritifera margaritifera*, I in sjöar. Bachelorgradsoppgave I Utmarksförvaltning. Högskolen i Nord-Trøndelag. 2015. 41 s.
- FCG 2017a. Pinsiön-Matalusjoen virtavesi-inventointi ja kunnostussuunnitelma. Hämeenkyrönkunta, Ylöjärven kaupunki, Nokian kaupunki, Kolmen Helmen Joet hanke. 47 s.
- FCG 2017b. Ruonanjoen virtavesi-inventointi ja kunnostussuunnitelma. Hämeenkyrönkunta, Ylöjärven kaupunki, Nokian kaupunki, Kolmen Helmen Joet hanke. 38 s.
- FCG 2017c. Turkimusojan virtavesi-inventointi ja kunnostussuunnitelma. Hämeenkyrönkunta, Ylöjärven kaupunki, Nokian kaupunki, Kolmen Helmen Joet hanke. 38 s.
- Ferreira-Rodriguez, N, Akiyama, Y., Aksenova, O., Araujo, R., Barnhart, C., Bepalaya, Y., Bogan, A., Bolotov, I., Budha, P., Clavijo, C., Clearwater, S. Darrigran, G., Do, V., Douda, K., Froufe, E., Gumpinger, C., Henrikson, L., Humphrey, C., Johnson, N., Klishko, O., Klunzinger, M., Kovitvadhi, S., Kovitvadhi, U., Lajtner, J., Lopes-Lima, M., Moorkens, E., Nagayama, S., Nagel, K-O., Nakano, M., Negishi, J., Ondina, P., Oulasvirta, P., Prie, V., Riccardi, N., Rudzite, M., Sheldon, F., Sousa, R., Strayer, D., Takeuchi, M., Taskinen, J., Teixeira, A., Tiemann, J., Urbańska, M., Varandas, S., Vinarski, M., Wicklow, B., Zajac, T., Vaughn, C. 2019. Research priorities for freshwater mussel conservation assessment. *Biological Conservation*, 2019 (manuscript).
- Gaughran, A. 2009. SEA for freshwater pearl mussel sub-basinmanagement plans. SEA Scoping document N.O MDE0948Rp0001. 35 s.
- Geist, J., Porkka, M. & Kuehn, R. 2006. The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 251–266.
- Geist, J. & Auerswald, K. 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 299–316.
- Geist, J. & Kuehn, R. 2008: Host-parasite interactions in oligotrophic stream ecosystem: the roles of life-history strategy and ecological niche. – *Molecular Ecology* 17: 997–1008.
- Grundelius, E., Henrikson, L. & Erikson, M. 1991. Åtgärdsprogram Flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*). Statens Naturvårdsverk 11.6.1991.
- Hallanaro, E.L., Pylvänäinen, M. & From, S. 2002. Pohjois-Euroopan luonto.

- Hamari, S. 2002. Suhanko-kaivoshankkeen raakkukartoitus. Lapin vesitutkimus raportti 2012. (Luonnos).
- Hastie, L. 2005. Restoration of the freshwater pearl mussel populations in Scotland. Proceedings of the Workshop Pearl Mussel Conservation and Stream Restoration 15-16 November, Bad Elster, Germany.
- Hastie, L., Young, M & Boon, P. 2000a. Growth characteristics of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.). *Freshwater Biology* 43: 243-256.
- Hastie, L., Boon, P. & Young, M 2000b. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429: 59-71.
- Hastie, L., Cosgrove, P., Ellis, N. & Gaywood, M. 2003. The threat of climatic change to freshwater pearl mussel populations. *Ambio* Vol. 32.
- Havs- och vattenmyndigheten 2018. Åtgärdsprogram för flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*). Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:12 (2018) ISBN 978-91-88727-05-3.
- Heikkinen 2002. Jokihelmen pyyntiä Kainuun korpimailla.
www.kajaaninkampus oulu.fi/koky/kokl/lonnrot/rheikkin/raakku/raakku.htm
- Helama, S. & Valovirta, I. 2008a. The oldest recorded animal in Finland: ontogenetic age and growth in *Margaritifera margaritifera* (L. 1758) based on internal shell increments. *Memoranda Soc. Fauna Flora fennica* 84: 20-30
- Helama, S. & Valovirta, I. 2008b Ontogenetic morphometrics of individual freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* (L.)) reconstructed from geometric conchology and trigonometric sclerochronology. *Hydrobiologia* 610: 43-53
- Holsti, H. & Väisänen, A. 2015. Hämeenkyrön Turkimusojan virtavesi-inventointi sekä taimenen esiintymisen ja raakun glokidiotoukkamäärien selvittäminen vuonna 2015. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys. Kirjenumero 1039/15. 38 s.
- Hruska, J. 2001. Experience of semi-natural breeding programme of freshwater pearl mussel in Czech Republic. Wasserwirtschaftsamt Hof & Albert-Ludwigs Universität Freiburg. Die Flussperlmuschel in Europa – Bestandssituation und Schutzmassnahmen. Ergebnisse des Kongresses vom 16.-18.10.2000 in Hof.
- Hurme, S. 1962. Suomen Itämeren puoleiset vaelluskalajoet. Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja N:o 24.
- Hyvönen, S., Suanto, M., Luhta, P-L., Yrjänä, T. & Moilanen, E. 2005. Purovesi-inventoinnit lijoen valuma-alueella vuosina 1998-2005. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 403. 100 s.
- Ireland Government Publications 2009. Statutory Instrument S.I. No. 296 of 2009. *The European Communities Environmental Objectives (Freshwater Pearl Mussel) Regulations 2009*. Stationery Office, Dublin.
<http://www.attorneygeneral.ie/esi/2009/B26992.pdf>
- Itkonen, T.I.1945. Suomen lappalaiset vuoteen 1945 I, ss. 588-589 (Helsinki)

- IUCN/SSC (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp.
- Jaukkuri, M., Orell, P., Erkinaro, J., Seppänen, M. ja Prusov, S. 2015. Ylisiirrettyjen lohien radiotelemetriaseuranta Luttojoella vuonna 2014. Riistan- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2015.
- Joosten & Clarke 2002: Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a frame work for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society. November 2002 Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi, Finland. 304 p.
- Karlsson, G. 1994. Flodpärlmussla och dammussla inom Kiruna och Pajala kommuner – en telefoninventering. Vittangi – Karesuando naturskyddsförening.
- Keltikangas, V. 1977. Seitsemän tuntia erämaata. - WSOY. Porvoo
- Keskkonnaministeriet 2014. Ebapärlikarpi (*Margaritifera margaritifera*) kaitse tegevuskava. 56 s.
- Killeen, I. & Moorkens, E. 2016. The translocation of freshwater pearl mussels: a review of reasons, methods and success and a new protocol for England. Natural England Commissioned Reports, Number 229.
- Korhonen 2007. Suomen vesistöjen virtaamat ja vedenkorkeuden vaihtelut. Suomen ympäristö 44/2007. 124 s.
- KVVY 2017a. Pinsiön-Matalusjoen valuma-alueen kunnostussuunnitelma. Kolmen helmen Joet / Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 93 s.
- KVVY 2017b. Ruonanjoen valuma-alueen kunnostussuunnitelma. Kolmen helmen Joet / Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 97 s.
- KVVY 2017c. Turkimusojan valuma-alueen kunnostussuunnitelma. Kolmen helmen Joet / Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 67 s.
- Laaksonen, R. 2013. Kiskonjoen–Perniönjoen vesistön suursimpukkaselvitys 2013. Raportti.
- Laaksonen, R., Ilmarinen, K. ja Oulasvirta, P. 2008 Gumbölenjoen suursimpukkaselvitys 2008. Alleco Oy raportti 2008. 11 s.
- Langan, S, Cooksley, S, Young, M, Stutter, M, Scougall, F, Dalziel, A, Feeney, I, Lilly, A and Dunn S. (2007). The management and conservation of the freshwater pearl mussel in Scottish catchments designated as Special Areas of Conservation or Sites of Special Scientific Interest. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No.249 (ROAME No. F05AC607).
- Larsen, B.M. 2005. Handlingsplan for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. NINA Rapport 122. 33 s.
- Larsen, B.M. 2009. Distribution and status of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in Norway. In: Ieshko, E. P. & Lindholm, T. (eds), Conservation of freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* populations in Northern Europe. Proceedings of the International workshop. Karelien Research Centre of RAS. Pp. 35–43.
- Larsen, B.M. & Bjerland, J.M. 2012. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2011: Hestadelva, Nordland. - NINA Rapport 871. 28 s.

- Leppänen, J., Saarinen T., Jilbert T., & Oulasvirta P. 2020: The spatial and chronological analysis of elemental composition of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* from three southern Finnish rivers. (manuscript)
- Marttila, H. 2010. Managing erosion, sediment transport and water quality in drained peatland catchments. doctor theses. university of oulu, faculty of technology, department of process and environmental engineering. University of Oulu.
- Mela, M. 1998. Jokihelmisimpukan eli raakun (*Margaritifera margaritifera*) esiintyminen Näätämöjoessa. Raportti raakkukartoituksesta Näätämöjoella 27.7.-31.7.1998. Metsähallitus.
- Mela, M. 2006. Pohjoisen raakutietämyksen historiaa ja Interreg-hankkeen taustaa. Teoksessa: Oulasvirta, P. (ed.), Leinikki, J., Mela, M., Valovirta, I. and Veersalu, A. 2006. Pohjoisten virtojen raakut. Gummerus, Jyväskylä. 152 p
- Metsähallitus 2014. Raakkuvesien suojelu. Esite, Metsähallitus 2014.
- Miguel, E., Monserrat, S., Fernández, C., Amaro, R., Hermida, M., Ondina, P. & Altaba, C.R. 2004. Growth models and longevity of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in Spain. Published on the NRC Research Press Web site at <http://cjz.nrc.ca> on. 10 November 2004.
- Miljödirektoratet 2018. Handlingsplan for elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.) 2019-2028. Rapport M-1107/2018. 62 s
- Moilanen, S. 1999. Pinsiön-Matalusjoen ja Ruonanjoen kunnostussuunnitelma. Osa 1 ja 2. Pirkanmaan ympäristökeskus.
- Moilanen, E. & Luhta, P-L. 2018. TAIMEN – Esteet Pois! –hanke. Loppuraportti 23.11.2018. Metsähallitus, eräpalvelut Pohjanmaa. 28 s.
- Moorkens, E.A. 2017. Short-term breeding: releasing post-parasitic juvenile *Margaritifera* into ideal small-scale receptor sites: a new technique for the augmentation of declining populations. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-017-3138-y.
- Moorkens, E., Cordeiro, J., Seddon, M.B., von Proschwitz, T. & Woolnough, D. 2018. *Margaritifera margaritifera* (errata version published in 2018). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: T12799A128686456. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T12799A508865.en>. Downloaded on 18 January 2019.
- Mäenpää, E. 2012. Mahdollisten jokihelmisimpukkaesiintymien selvittäminen sukeltamalla Lapväärtinjoen sillan kohdalla sekä Lapväärtin ja Nybron välisellä alueella. Kaamos Production Oy työraportti 16.8.2012.
- Mäenpää, E. & Pakkala, J. 2002. Isojoen ja Ähtäväjoen jokihelmisimpukkakantojen tila. Raportti vuoden 2001 maastotutkimuksista. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
- Mäkelä, T. & Väliatalo, L. 2015. Pirkanmaan raakkujoet. Selvitys jokihelmisimpukan tilasta ja hoitotarpeista Ruonan- ja Pinsiön-Matalusjoella. Metsäkeskus.
- NatureServe 2017. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [web application]. Available at: <http://www.natureserve.org/explorer> [last accessed: 7 September 2017].

- Naturvårdsverket 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av flodpärlmussla. Rapport 5429.
- Northern Ireland Species Action Plan 2005 Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera*. March 2005. 15 s.
- Orr, H. 2005. Fluvial geomorphology for adaptive river catchment management and targeted restoration: case studies from UK. Proceedings of the Workshop Pearl Mussel Conservation and Stream Restoration 15-16 November, Bad Elster, Germany.
- Oulasvirta, P. 2005. Raakkukartoitukset Karvianjoella. Alleco Oy Raportti. Lokakuu 2005. 31 s
- Oulasvirta 2006. The existence and state of the populations of freshwater pearl mussel in the NE parts of the North Calotte. Technical report of the fieldworks. Interreg Kolarctic Project. Metsähallitus/ Alleco Ltd. June 2006. 123 p.
- Oulasvirta, P. 2008. Jokihelmisimpukkakartoitus Nuortin ja Kemijoen vesistöissä Soklin kaivoshankkeeseen liittyen. Alleco Oy raportti. 16 s.
- Oulasvirta, P. 2010. Jokihelmisimpukka Karjaanjoen vesistöissä 2010. Alleco Oy:n raportti 2010. 29 s.
- Oulasvirta, P. 2013. Simojoen raakkukartoitus 2013. Alleco Oy raportti 6/2013. 6 s. + liite.
- Oulasvirta, P. 2018a. Jokihelmisimpukkatutkimukset Hämeenkyrön Turkimusojoella 2018. Alleco Oy raportti n:o 17/2018.
- Oulasvirta, P. 2018b: Mattfolkin silta-alueen raakkukartoitus Ähtävänjoella 2018. Alleco raportti 5/2018.
- Oulasvirta, P. 2018c. Raakkujen kasvattaminen suojelukeinona. Alleco raportti 4/2018. 97 s.
- Oulasvirta, P. 2019a. Jokihelmisimpukoiden runsauden arviointi Mustionjoen Äminneforsin osapopulaatiossa 2019. Alleco Oy raportti n:o 21/2019.
- Oulasvirta, P. 2019b. Jokihelmisimpukoiden esiintymisen kartoitus Lapissa 2019. Alleco Oy raportti n:o 20/2019.
- Oulasvirta, P. 2019c. Porlan kalanviljelylaitoksesta raakun kasvattamo – esiselvitys. Alleco Oy raportti 5/2019. 100 s.
- Oulasvirta, P. (ed.), Leinikki, J., Mela, M., Valovirta, I. & Veersalu, A. 2006. Pohjoisten virtojen raakat. Gummerus, Jyväskylä. 152 s.
- Oulasvirta (ed.), Mela, M., Kangas, M. & Lindberg, T. 2008: Freshwater pearl mussel in Tornionjoki river basin. – Metsähallitus, Alleco Ltd., Lapin ympäristökeskus, Norrbotten länsstyrelsen. 83 s.
- Oulasvirta, P. & Syväranta, J. 2012. Jokihelmisimpukkatutkimukset Mustionjoella 2011. Alleco Oy raportti, tammikuu 2012. 20 s.
- Oulasvirta, P., Syväranta, J. & Leinikki, J. 2012. Pirkanmaan jokihelmisimpukkakartoitus 2011-2012. Alleco Oy raportti 11/12. 29 s.

- Oulasvirta, P., Syväranta, J. & Leinikki, J. 2013. Pirkanmaan jokihelmisimpukkatutkimukset 2013. Alleco Oy raportti n:o 12/2013.33 s.
- Oulasvirta, P., Olofsson, P. & Veersalu, A. 2015a. State of the freshwater pearl mussel populations in northern Fennoscandia. Annex B in: Oulasvirta, P. (ed.) ym. 2015. Raakku! – Freshwater pearl mussel in northern Fennoscandia. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 214. 237 s. (Public version).
- Oulasvirta, P., Syväranta, J. ja Leinikki, J. 2015b: Raakkukartoitus Kainuussa 2015. Alleco Oy raportti n:o 16/2015. Alleco Oy 10.11.2015.
- Oulasvirta, P., Syväranta, J. ja Leinikki, J. 2015c: Raakkukartoitus Kuusamossa 2015. Alleco Oy raportti n:o 11/2015. Alleco Oy 23.10.2015.
- Oulasvirta, P., Olofsson, P. & Veersalu, A. 2015d. State of the freshwater pearl mussel populations in northern Fennoscandia. Annex B in: Oulasvirta, P. (ed.) ym. 2015. Raakku! – Freshwater pearl mussel in northern Fennoscandia. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 214. 237 s. (Confidential version)
- Oulasvirta, P., Luhta, P-L, & Syväranta, J. 2015e. State of the freshwater pearl mussel populations in Finland. In: AUFRAY M., CAPOULADE M. & PASCO P.-Y. (Eds) 2015 . Conservation et restauration des populations et de l’habitat de la moule perlière en Europe. Actes du colloque international du LIFE+ Conservation de la moule perlière d’eau douce du Massif armoricain. Penn ar Bed, n°221.
- Oulasvirta, P. ja Syväranta, J. 2016: Raakkututkimukset Kuusamossa 2016. Alleco Oy raportti n:o 13/2016. Alleco Oy 28.10.2016.
- Oulasvirta, P., Leinikki, J. & Syväranta, J. 2017. Freshwater pearl mussel in Finland – Current status and future prospects. *Biology Bulletin*, 2017, Vol. 44, No. 1, pp. 81-91.
- Oulasvirta, P. ja Syväranta, J. 2017: Raakkukartoitus Turkimusojan alaosalla 2016. Alleco Oy raportti n:o 4/2017. Alleco Oy 28.04.2017.
- Oulasvirta, P. & Syväranta, J. 2018. Jokihelmisimpukakartoitus Kemijoella ja Koluojalla 2018. Alleco Oy raportti n:o 14/2018.
- Oulasvirta, P. ja Saarman, P. 2019. Raakkututkimukset Pirkanmaalla 2019. Alleco Oy raportti n:o 22/2019. Alleco Oy
- Pakkala, J. 2010. Lisääntykö jokihelmisimpukka Ähtävänjoessa – Onko Ähtävänjoessa vuollejokisimpukoita. Vuoden 2010 raakkukartoitus Ähtävänjoella. Merenkurkun virtaavat vedet–hanke Etelä-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
- Pakkala, J. 2014. Ähtävänjoen jokihelmisimpukoiden tarkkailu. Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus. Raportti
- Perkonoja, M. & Salmi, P. 2014. Kiskonjoen vesistön Natura 2000 –alueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 29/2014.

- Prié, V. & Cochet, G. 2011. Plan national d'actions en faveur de la Mulette perlière *Margaritifera margaritifera* 2012 – 2017. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. 84 s.
- Prie, V., Valentini, A. & Dejean, T. 2017. Using environmental DNA metabarcoding for freshwater bivalves biodiversity assessment. Esitelmä Euromal – 8th European Congress of Malacological Societies. 10-14 September 2017, Krakow, Poland.
- Proschwitz, T., Lundberg, S. & Bergengren, J. 2006. Guide till Sveriges stormusslor. Utgiven av Länsstyrelsen i Jönköping län, Naturhistoriska riksmuseet och Naturhistoriska Museum.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim./eds.) 2010: Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- Salonen, J., Marjomäki, T. & Taskinen, J. 2016. An alien fish threatens an endangered parasitic bivalve: the relationship between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in northern Europe. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 26: 1130–1144 (2016).
- Schimdt, C. & Vandré, R. 2012. Do signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* harm freshwater pearl mussels? Some field observations. In: Henrikson, L., Arvidson, B. & Österling, M. (eds.) 2012. Aquatic Conservation with focus on freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. Proceedings of the International Conference in Sundsvall Sweden 12-14 August 2009.
- Skinner, A. Young, M. & Hastie, L. 2003. Ecology of the Freshwater Pearl Mussel. – Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 2 English nature, Peterborough.
- Stoeckle, C., Kuehn, R. & Geist, J. 2016. Environmental DNA as a monitoring tool for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.): a substitute for classical monitoring approaches? *Aquat Conserv.* 2016; 26: 1120–1129. doi: [10.1002/aqc.2611](https://doi.org/10.1002/aqc.2611)
- Storå, N. 1989. Pearl fishing among the eastern Saami; *Acta borealia* 2.
- Syväranta, J. ja Oulasvirta, P. 2017. Jokihelmisimpukkaselvitys Kemijoella 2017. Alleco Oy raportti n:o 9a/2017. Alleco Oy 19.9.2017.
- Syväranta, J., Oulasvirta, P. & Laaksonen, R. 2017. Jokihelmisimpukkaselvitys Kemijoella lokakuussa 2017. Alleco Oy raportti n:o 13/2017. Alleco Oy
- Söderberg, H., Henriksson, L., Karlberg, A. & Norrgran, O. 2009: The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in Sweden – Status, changes and threats. – In: Henriksson, L., Arvidson, B. & Österling, M. (eds), Aquatic conservation with focus on *Margaritifera margaritifera*. Proceedings of the International Conference in Sundsvall, Sweden 12-14 August 2009.
- Taskinen, J., Berg, P., Saarinen-Valta, M., Vätilä, S., Mäenpää, E., Myllynen, K. & Pakkala, J. 2011. Effect of pH, iron and aluminum on survival of early life history stages of the endangered freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 93:9, 1764-1777
- Taskinen, J., Salonen, J., Moilanen, E. & Luhta, P-L. 2015a. Host fish and cultivation experiments. Annex E in: Oulasvirta, P. (ed.) ym. 2015. Raakku! – Freshwater

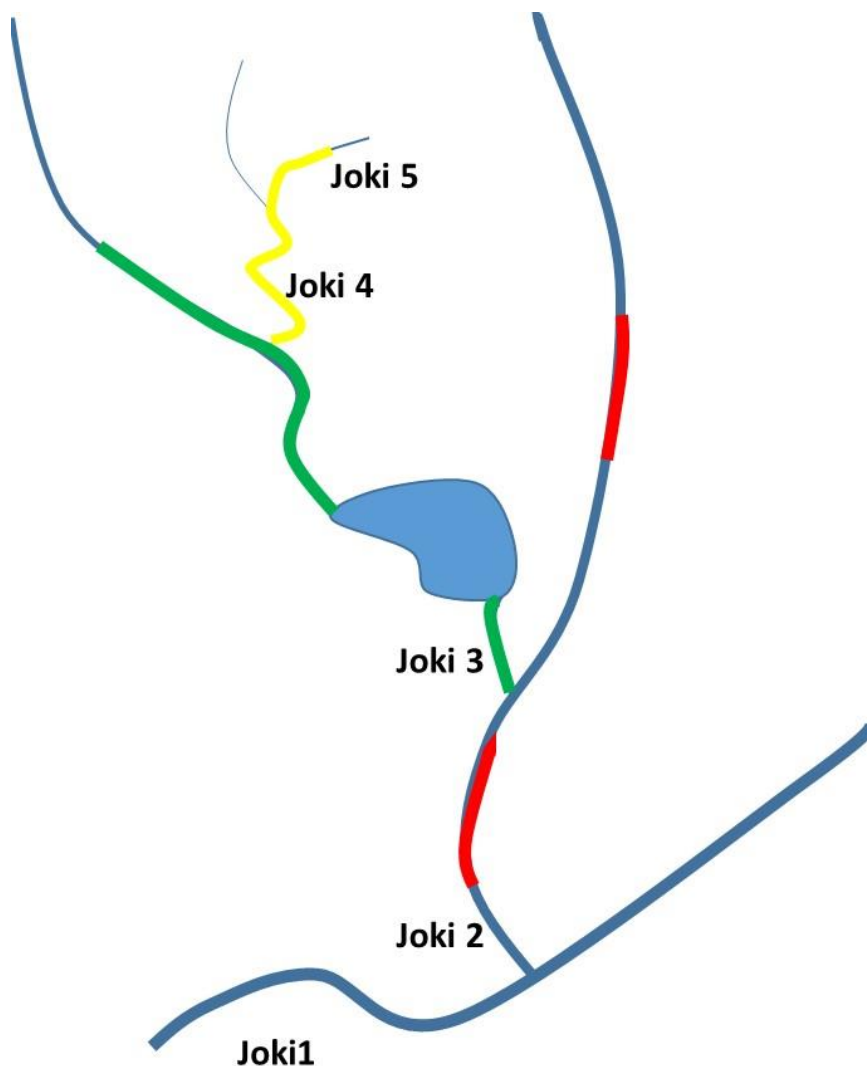
- pearl mussel in northern Fennoscandia. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 214. 237 s.
- Taskinen, J., Salonen, J., Moilanen, E., Luhta, P-L., Kangas, M. 2015b. Searching for new freshwater pearl mussel populations. Annex F in: Oulasvirta, P. (ed.) ym. 2015. Raakku! - Freshwater pearl mussel in northern Fennoscandia. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 214. 237 s.
- Taskinen J., Suonia H., Pakkala J., Mäenpää E., Suonpää A., Vähä J-P., Vuorinen, E., Oulasvirta P. & Jakobsen, P. 2018. Decline and Conservation of Two Southern Finnish Margaritifera margaritifera Populations. Esitelmä: International seminar Monitoring and restoration of freshwater (mussel) habitats. Tuesday 27th November – Thursday 29th November 2018 Clervaux, Luxembourg.
- Thomas, G.R. & Garcia de Leaniz, C. 2011. Ghosts of the hosts past – host specificity in the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. In: Thomas, G.R. 2011. Conservation biology of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. Dr theses submitted to the College of Sciences, Department of Biosciences for the degree of Doctor Philosophy at Swansea University, Wales.
- Thomas, G.R., Taylor, J., Garcia de Leaniz, C. 2010. Captive breeding of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. Endangered Species Research, Vol. 12: 1-9.
- Valovirta, I. 1987. Ähtäväjoen perkausten vaikutukset jokihelmisimpukkaan. Raakkuraportti 4. Helsingin yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Eläinmuseo.103 s.
- Valovirta, I. 1990. Ähtäväjoen jokihelmisimpukkakannan tutkimus ja suojelutoimet 1979-1989. Raakkuraportti 6. Helsingin yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Eläinmuseo.14 s.
- Valovirta, I. 1997. Urho Kekkonen kansallispuiston jokihelmisimpukat. Luttojoen alaosa 1996. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsinki. 15 s.
- Valovirta, I. 1998 Jokihelmisimpukan ja vuollejokisimpukan suojelutoimet Kiskonjoen Latokartanonkosken kalataloudellisessa kunnostuksessa. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsinki. 25 s.
- Valovirta, I. 1999. Mustionjoen Natura 2000-alueen suursimpukkainventointi 1997. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsinki. 19 s.
- Valovirta, I. 2005. Mustionjoki – suursimpukoiden Eldorado. Kirjassa Vuorinen, E. & Hyytiäinen, U-M. (toim.): Karjaanjoen vesistö, Eläköön vesi! Lohjan ympäristölautakunta, julkaisu 7/05. 232 s.
- Valovirta, I. 2006. Jokihelmisimpukan levinneisyys ja runsaus. Teoksessa: Oulasvirta, P. (ed.), Leinikki, J., Mela, M., Valovirta, I. and Veersalu, A. 2006. Pohjoisten virtojen raakut. Gummerus, Jyväskylä. 152 p.
- Valovirta, I. 2016. Hämeenkyrön Turkimusoja – Pirkanmaan kolmas jokihelmisimpukkajoki. Muistio 9.2.2016. 6 s.
- Valovirta, I. and Huttunen, P. 1997. Jokihelmisimpukan esiintymistietoja Perä-Pohjolan vesistöistä. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsingin yliopisto. 37 s.

- Valovirta, I., Tuulenvire, P. & Englund, V. 2003. Jokihelmisimpukan ja sen elinympäristön suojelun taso Life-Luonto –projektissa. - Helsingin yliopisto. Luonnontieteellinen keskusmuseo. 53 s.
- Virtaavien vesien raakku 2007. Helmen hoitoa ja pyyntihistoriaa -näyttely 2007. Suomen metsästysmuseo.
- Vähä, J-P, Suonpää, A. & Taskinen, J. 2017. Jokihelmisimpukan nykytilan selvitykseen ja pelastamiseen liittyvät maastotyöt vuonna 2016. Freshabit –hankkeen Karjaanjoen kohdealueen raportti Freshabit Life IP. L. Länsi-Uudenmaan Vesi- ja Ympäristö ry. tutkimusraportti a133/2017.
- Välilä, S., Geist, J. & Taskinen, J. 2015. Population genetics of northern freshwater pearl mussel populations. Annex D in: Oulasvirta, P. (ed.) ym. 2015. Raakku! – Freshwater pearl mussel in northern Fennoscandia. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 214. 237 s.
- Young M., Hastie L. & Cooksley S. 2003. Monitoring the Freshwater Pearl Mussel, *Margaritifera margaritifera*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 2, English Nature, Peterborough.
- Young, M. & Williams, J. 1984. The reproductive biology of the fresh water pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Scotland. I. Field studies. Arch. Hydrobiol. Vol 99: 405-422.
- Zanatta, D., Stoeckle, B., Inoue, K. Paquet, A., Martel, A., Kuehn, R. & Geist, J. 2018. High genetic diversity and low differentiation in North American *Margaritifera margaritifera* (Bivalvia: Unionida: Margaritiferidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 2018, XX, 1–14.
- Ziuganov, V., Zotin, A. Nezhlin, L & Tretjakov, V. 1994. The fresh water pearl mussels and their relationships with salmonid fish. VNIRO, Moskova. 104 s.
- Österling, M., Arvidsson B. L & Greenberg 2010. Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology*.

LIITE 1.

Raportissa käytetyt **raakkujoen**, **raakkuesiintymän** ja **raakkupopulaation** määritelmät. Alla olevassa kuvassa on viisi jokea, joista neljä (joet 2–5) on raakkujokia. Raakkupopulaatiota kuvassa on kolme (punainen, vihreä ja keltainen). Raakkuesiintymiä (osapopulaatioita) on viisi: punaisessa populaatiossa on kaksi esiintymää, samoin vihreässä (järven ylä- ja alapuolella). Keltainen populaatio on kahdessa eri joessa, mutta koska se on yhtenäinen, muodostaa se vain yhden esiintymän.

Jos jokijaksolla on hyvin suuri järvi (esim. Kemijärvi) tai mikäli järveen laskisi useita raakkujokia, luokitellaan järven ylä- ja alapuoliset osat omiksi raakkujoiksi.



Liite 2

Suomen tällä hetkellä tiedossa olevat raakkujoet ja niissä olevien populaatioiden elinvoimaisuus niiltä osin kun sen arvioimiseen on ollut riittävästi tietoa. Taulukossa on mukana myös muutama vanha tai muuten varmistamaton havaintotieto. Paksummalla merkityt joet ovat sellaisia, joissa tiedot perustuvat populaation tilan tutkimukseen viimeisen 20 vuoden aikana. Muissa kohteissa, mikäli populaatiokoko tai elinvoimaisuusluokka on mainittu, perustuu tieto alustavaan maastotöiden yhteydessä tehtyyn arvioon. X=tutkittu havainto <20 mm tai < 50 mm simpukoista, - = ei esiinny, ?=ei tietoa. Taulukon tiedot perustuvat julkaisuihin/raportteihin Geist & Auerswald 2007, Geist & Kuehn 2008, Valovirta & Huttunen 1997, Oulasvirta ym. 2012, Oulasvirta & Syväranta 2012, Oulasvirta ym. 2015a, Oulasvirta ym. 2015b, Oulasvirta & Syväranta 2016, Pakkala 2014, Laaksonen 2013, Syväranta & Oulasvirta 2017, Syväranta ym. 2017, Oulasvirta 2018a, Oulasvirta & Saarman 2019, Oulasvirta 2019a, ympäristöhallinnon Hertta tietokantaan sekä Ilmari Valovirran (Helsingin yliopisto), Rami Laaksosen (Varsinais-Suomen ELY-keskus), Eero Moilasen (Metsähallitus), Pirkko-Liisa Luhdan (Metsähallitus), Jarmo Huhtalan (Lapin ELY-keskus) ja Marko Kankaan (Lapin ELY-keskus) antamiin tietoihin.

Vesistöalue	Joki	Populaatiokoko	<20mm	<50mm	Elinvoimaisuus
Karjaanjoki	Mustionjoki	< 1 000	-	-	Kuoleva
Kiskonjoki	Kiskonjoki ¹	-	-	-	Sukupuuttoon kuollut (todennäköisesti)
Kokemäenjoki	Pinsiön-Matalus	10 500	-	X	Ei-elinvoimainen
	Ruonanjoki	45 000	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Turkimusoja	1 800	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
Lapväärtinjoki	Isojoki	< 100	-	-	Lähes hävinnyt
Karvianjoki	Karvianjoki	2 000	-	-	Kuoleva
	Pohjajoki ¹	-	-	-	Sukupuuttoon kuollut (todennäköisesti)
Ähtävänjoki	Ähtävänjoki	< 1 400	-	-	Kuoleva
Pyhäjoki	Pyhäjoki ¹	-	-	-	Sukupuuttoon kuollut (todennäköisesti)
Oulujoki	Lietejoki	<500	-	X	Ei-elinvoimainen
	Heinijoki-Tuomijoki	<500	-	-	Lähes hävinnyt
	Oravijoki	<500	-	-	Lähes hävinnyt
	Mutajoki	>1 000	-	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Nuottijoki	>1000	X	X	Ehkä elinvoimainen
	Humalajoki	>1000	-	-	Kuoleva
	Varisjoki	>1000	-	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Löytöjoki	<500	-	-	Lähes hävinnyt
	Siltapuro	<500	-	-	Lähes hävinnyt

Iijoki	Kalajoki	>100	?	?	Lähes hävinnyt
	Susioja	100	?	?	Lähes hävinnyt
	Juurikkaoja	500	?	?	Lähes hävinnyt
	Kostonlammenoja	<20	-	-	Lähes hävinnyt
	Majovanoja	50	-	-	Lähes hävinnyt
	Latva-Kouvanoja	3	-	-	Lähes hävinnyt
	Väljijoki	>1	-	-	Lähes hävinnyt
	Korvuanjoki	500	-	-	Kuoleva
	Livojoki	<10 000	-	-	Kuoleva
	Alahaapuanoja ²	1 500	X ²	X	Ei-elinvoimainen
	Ruokopuro	>5 000	-	X	?
	Tervajoki	>30 000	-	X	?
	Vääräjoki	30	-	-	Lähes hävinnyt
	Kisosjoki	<200	-	-	Lähes hävinnyt
	Laivajoki	<500	-	-	Lähes hävinnyt
	Näätäjoki	>10 000	-	-	?
	Portinjoki	5 000	-	X	?
	Pahkaoja	200	-	X	?
	Lohijoki	50 000	-	X	?
	Hukkajoki	>30 000	-	X	?
	Jukuanoja	1 000	-	X	Ei-elinvoimainen
	Norssipuro	20 200	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Nuottijoki	40 000	X	X	?
	Myllypuro	25 000	?	X	?
	Porraslammenoja	1 000	?	X	?
	Koivuoja	>2 000	X	X	?
	Haukioja	16 600	-	X	Ehkä elinvoimainen
	Kokko-oja	<200	-	-	?
	Kouvanjoki ³	?	?	?	?
Vienan Kemi	Juomajoki-Väljijoki-Meskusjoki	>500	?	?	?
Simojoki	Simojoki	>500	?	?	?
	Korvajoki	?	?	X	?
Kemijoki	Kemijoki, Kemijärven ap.	?	?	?	?

	Kemijoki, Kemijärven yp.	?	?	?	?
	Hirvasjoki	?	?	X	?
	Ailanganjoki	?	?	?	?
	Molkolammenoja	?	?	X	?
	Nookalamminjoki ⁴	?	?	?	?
	Listimäoja	?	?	?	?
	Haarainlamminoja	<500	X	X	?
	Liekojoki	?	?	?	?
	Salmijoki ⁴	?	?	?	?
	Moitajoki	<500	?	?	?
	Haukijoki	12 200	-	X	Ei-elinvoimainen
	Iso-askanjoki	<500	?	X	?
	Peniönoja	?	?	?	?
	Portinjoki	?	-	-	?
	Sarriojoki	?	?	X	?
	Keto-oja ⁴	?	?	?	?
	Katiskojoiki	<500	?	X	?
	Kallio-oja	>500	?	X	?
	Pirttioja	>10 000	X	X	?
	Toramojoki	108 300	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Onnasjoki	14 500	-	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Siikajoki	42 800	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Juujoki-Outojoki	40 000	?	X	?
	Kolmiloukkosenoja	>500	X	X	?
	Raakunjoki	?	?	?	?
	Keihäslamminoja ⁵	?	?	?	?
	Kopsusjoki	61 000	X	X	Ehkä elinvoimainen
	Pikku-Luirojoki	50 000	X	X	Ehkä elinvoimainen
	Saukko-oja	27 200	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Matkaoja	>500	?	?	?
	Kapustaoja	30 000	?	X	?
	Keino-oja ⁴	?	?	?	?
	Sialmo-oja	?	?	?	?

	Sätsijoki	3 000	?	X	?
	Ahvenoja	500	?	X	?
	Tammakkolammenoja	1 000	?	X	?
	Hangasjoki	100	?	?	?
Tornionjoki	Koutusjoki	131 500	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Luomalanjoki	?	X	X	?
Teno	Inarijoki ⁴	?	?	?	?
	Utsjoki	?	?	?	?
	Lovttajohka	3 800	-	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Galdasjohka ³	?	?	?	
Näätämö	Näätämö	<500	-	-	Lähes hävinnyt
Tuloma/Lutto	Kulasjoki	?	?	?	?
	Ahvenoja (Suomuun)	?	?	?	?
	Pirttioja ⁴	?	?	?	?
	Ristomorostonoja	?	?	?	?
	Littosjoki	4 200	?	?	?
	Niemioja	1 300	?	?	?
	Uusijoki	?	?	?	?
	Luttojoki	<50 000	-	-	Kuoleva
	Suomujoki	>200 000	-	X	Ei-elinvoimainen
	Kuutusojat	3 600	-	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Kiertämäjoki	111 400	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Kuotmuttioja	?	?	?	?
	Muorravaarakanoja	?	?	?	?
	Akanjärvenoja	?	?	?	?
	Ahvenoja (Kulasjokeen)	?	?	?	?
	Rytioja	2 600	?	?	?
	Kivijoki	700	?	?	?
	Hanhioja	15 700	X	X	Elinvoimainen
	Vuoksijoki	800	?	?	?
	Torkojoki	7 200	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Vuoksioja	18 400	X	X	Elinvoimainen
	Nohkimaoja	13 400	-	X	Ehkä elinvoimainen

	Kolmosjoki	14 700	?	X	?
	Ruohojärvenoja	4 700	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Hirvasjoki	4 600	X	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Pesäjärvenoja	<100	X	X	?
Koutajoki	Kitkanjoki ⁴	?	?	?	?
	Juumajoki	25 800	-	X	Ei-elinvoimainen/Osin elinvoimainen
	Salmipuro	2 700	X	X	Ehkä-elinvoimainen
	Oulankajoki ⁵	?	?	?	?
	Porontimajoki	>10 000	?	X	?
	Merenoja	1 400	?	X	Ei-elinvoimainen
	Kiutaoja	<100	-	X⁶	Lähes hävinnyt
YHTEENSÄ	Yhteensä 129 jokea*		25	63	

¹ Populaatio todennäköisesti kuollut sukupuuttoon.

² Joen uomaa on kunnostettu ja jokeen on istutettu 20 000 pikkuraakkua, joista vuonna 2013 löytyi yksi 9 mm mittainen yksilö.

³ Simpukat mahdollisesti ajautuneet Kouvanjokeen Jukuanojasta ja Galdasjohkaan Lovttajohkasta.

⁴ Esiintymää ei varmistettu.

⁵ Havaintotieto yli 30 vuoden takaa, sen jälkeen ei tarkistettu

⁶ Kiutaojasta löytyi 2015 kolme < 50 mm simpukkaa. Sen jälkeen näin pieniä ei ole havaittu

*Joista varmoja 115 kun laskuista jätetään pois ¹ todennäköisesti sukupuuttoon kuolleet, ³ muualta ajautuneet, ⁴ varmistamattomat sekä ⁵ vanhat havainnot

Liite 3

Euroopan Unionin standardisoimiskomitean alaisen jokihelmisimpukoiden yhtenäisiä suojele- ja seurantamenetelmiä kehittelevän työryhmän suositukset jokihelmisimpukkajoilla tehtävistä tutkimuksista ja seurannasta (CEN 2017).

Raakkuihin liittyvät tutkimukset:

Aspect	Method	Output (units)	Notes
Distribution	Wading or snorkelling /SCUBA survey counts	Map	Once thoroughly to create a baseline with checks during 6 year survey
Population density	Wading or snorkelling/ SCUBA survey counts (including transects)	Number of mussels m ⁻²	Every 6 years if part of Habitats Directive monitoring, more frequently if needed for investigative monitoring (normally through repeating transect counts).
Individual mussel size	Quadrat analysis	Mussel measurement (mm)	5 mm class size grouping is recommended. Demography should be assessed every 6 years or more frequently for investigative monitoring.
Population age structure	Analysis of growth rates	Growth curve (mm per year)	Where juveniles and young mussels are present, age–size relationships should be established, particularly the range of sizes for mussels under 5 years and under 20 years for mussels with a life span of ~100 years. For older and younger life spans, the age–size relationships will vary accordingly.
Brooding levels	Visual, sub-sample of mussel adults checked using otoscope by trained expert	% surveyed mussels with evidence of brooding, based on a sample of 20 individuals	To be undertaken where no other evidence of recruitment has been found.

Isäntäkaloihin liittyvät tutkimukset:

Aspect	Method	Output (units)	Notes
Numbers of 0+ fish in autumn	Electrofishing	Numbers 100 m ⁻²	Baseline in all rivers, with fish density surveyed every 3-6 years. Electrofished site should be downstream of large beds of mussels.
Numbers of yearling fish in spring	Electrofishing	Numbers 100 m ⁻²	

Numbers of encysted fish in spring	Electrofishing and visual check of gills	% of fish encysted. Estimated density of glochidia per fish (and by fish species)	
------------------------------------	--	--	--

Vedenlaatuun liittyvät tutkimukset:

Aspect	Method	Output (units)	Notes
Phosphorus MRP	Water sample	mg L ⁻¹ P	Regular monitoring until means and extremes are established; thereafter repeated at a frequency dependent on risk.
Phosphorus TP	Water sample	mg L ⁻¹ P	
Nitrate N	Water sample	mg L ⁻¹ N	
Ammoniacal N	Water sample	mg L ⁻¹ N	
Dissolved oxygen	Dissolved oxygen probe / autologger	% saturation	
BOD	Water samples	mg L ⁻¹ O ₂	
pH	Autologger / point samples	pH units	
Calcium	Water sample	mg L ⁻¹ Ca	
Hardness	Water sample	mg L ⁻¹ CaCO ₃	
Alkalinity	Water sample	mEq L ⁻¹	
Electrical conductivity	Autologger / point samples	µS cm ⁻¹	
Temperature	Autologger	°C	
Contaminants	Water samples	µg L ⁻¹ of substance	
Turbidity	Autologger	NTU / FNU	
Suspended solids (total)	Water samples	mg L ⁻¹	

Biologiin indikaattoreihin liittyvät tutkimukset:

Feature	Aspect	Method	Output (units)	Notes
Macroinvertebrates	Taxon assemblage	Kick samples	biotic index, EQR	Samples need to be in areas relevant to mussel locations
Diatoms	Species assemblage	Samples from cobbles / stones	biotic index, EQR	
Filamentous algae	Cover	Observations during growing season	% cover	Where elevated nutrient levels have been recorded, regular visits to check for algal growth should be carried out. This can be reduced to annual surveys where rivers have consistently <5% cover
Macrophytes	Cover	Observations during growing season	% cover	

Virtaukseen ja fyysiseen ympäristöön liittyvät tutkimukset:

Feature	Aspect	Method	Output (units)	Notes
Flow	Discharge	Various standard methods available, most commonly conversion from recorded level data to flow via stage discharge equation using V or rectangular notches where available	m ³ s ⁻¹	Establish a baseline (where needed) for each river. See 4.13 if no level data are available for river
	Discharge (flow duration curve)	Derived from continuous flow data	% time flow exceeded	
	Cross-section depths and velocities (including near bed level), spot flow measurements	Wade gauging (or Acoustic Doppler Current Profiler would be less intrusive for mussels)	m; m s ⁻¹	Establish a baseline (where needed) for each river. See 5.13 if no level data are available for river
Physical habitat structure	Substrate composition	Classification by ISO 14688 (see Table 6)	% each size class	As part of mussel monitoring
	Fine sediment, surface	Visual estimate	% cover	As part of mussel monitoring
Substrate quality	Fine sediment, infiltrated	Silt plume or redox potential	Severity of silt plume, % loss of mV from open water (temperature corrected)	Close to area of mussel monitoring
	Penetrometry ⁷	Penetrometer	kg cm ⁻²	Investigative monitoring
	Sedimentation rate	Sediment traps	Size range of settled solids, quantity and time of accumulation % size classes kg m ⁻² per month	Investigative monitoring
Substrate stability	Shear stress	Calculated from particle size and velocity	N m ⁻²	Risk-based survey

Pohjan raekoon luokittelu:

Category	Size (mm)
Tree root /other	Any
Silt	>0.002-0.063
Sand	>0.063-2.0
Gravel (fine)	>2-6.3
Gravel (medium)	>6.3-20
Gravel (coarse)	>20-63
Cobble	>63-200
Boulder	>200-630
Large boulder	>630
Bedrock	Exposed bedrock

Uhkatekijöihin liittyvä riskianalyysi:

Pressures	Monitoring method
Trees and wood (but only where a risk to mussel beds - see 5.17)	Walk-over survey
Grazing / stocking/access/trampling damage	Walk-over survey, fluvial audit
Farm pollution	Walk-over survey, cross-compliance inspections, fluvial audit
Forestry	Walk-over survey, WFD dataset of % of catchment, catchment level felling plans, fluvial audit
Dams, weirs, culverts and other obstacles to migration	Walk-over survey, fluvial audit
Drains	Walk-over survey, fluvial audit
On-site sewage systems	WFD dataset, local authority inspections, walk-over survey, fluvial audit
Licensed outfalls	Walk-over survey, WFD datasets, competent licensing authority datasets
Riparian land-use	Walk-over survey, remote sensing, aerial photography over time, desk based study, fluvial audit
Catchment land-use	Walk-over survey, remote sensing, aerial photography over time, desk based study, fluvial audit
River engineering works (e.g. bridges, weirs),	Walk-over survey, fluvial audit
Building works in riparian zone	Walk-over survey, planning authority datasets, fluvial audit
Quarries	Walk-over survey, planning authority datasets, fluvial audit
Sheep dipping	Walk-over survey
Road drainage	Walk-over survey, fluvial audit
Power lines, wind turbines, utility crossings	Walk-over survey, fluvial audit

Fisheries management (e.g. over-fishing, stocking levels)	Liaise with fisheries authorities
Others – any other activity that could lead to sedimentation, reduction in water quality, changes in flow regime or physical destruction of habitat.	Walk-over survey, fluvial audit
Invasion by non-native species	Walk-over survey, fluvial audit