

Pro gradu -tutkielma

**Keinotekoinen uoma taimenen (*Salmo trutta* L.)
elinympäristönä verrattuna luonnonuomiin**

Alisa Koski



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

18.6.2021

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet

Alisa Koski: Keinotekoinen uoma taimenen elinympäristönä
verrattuna luonnonuomiin
Pro gradu -tutkielma: 46 s., 0 liitettä
Työn ohjaajat: Erikoistutkija, FT Saija Koljonen, tutkijatohtori Jukka
Syrjänen ja lehtori, dosentti Timo Marjomäki
Tarkastajat: FT Heikki Hämäläinen, FT Antti Eloranta
6/2021

Hakusanat: Biodiversiteetti, jokijatkumo, kalatie, kompensatio, patoaminen

Virtavesiympäristöjen biodiversiteetti heikkenee mm. jokien patoamisen takia. Ekologinen kompensatio on biodiversiteetin palauttamisen tapa, jossa yhdellä alueella tapahtunut ympäristön tuhoutuminen kompensoidaan uudella alueella elinympäristöjä rakentamalla. Virtavesissä ekologista kompensatiota voidaan toteuttaa rakentamalla keinotekoisia habitaatteja. Tässä tutkielmassa seurattiin keinotekoisien uoman, Imatran kaupunkipuron, taimenpopulaatiota (*Salmo trutta* L.). Yksi puron tehtävistä on kompensoida Imatrankosken vesivoimalan aiheuttamaa koskiympäristön häviämistä. Purosta laskettiin pesien määrä ja mätitiheys, taimenenpoikasten sorastanousuajankohta arvioitiin Elliottin ja Hurleyn menetelmällä ja jokipoikastiheys ja -säilyvyys mädistä eri ikäisiksi poikasiksi arvioitiin sähkökoekalastuksella. Tuloksia verrattiin luonnollisiin virtavesiin: sorastanousuajankohtaa ja pesä- ja mätitiheyttä Partakoskeen ja Läsänkoskeen ja jokipoikastiheyttä ja -säilyvyyttä Kiertojokeen ja Saajokeen. Imatran kaupunkipuron taimenenpoikasten sorastanousuajankohta ei poikennut luonnontilaisista uomista ja jokipoikastiheys oli korkeampi Imatranpurossa kuin luonnollisissa puroissa. Sorastanousuajankohdan ja alkioiden säilyvyyden samankaltaisuuden ja jokipoikastiheyden perusteella Imatran kaupunkipuro on taimenelle onnistunut kompensatiohabitaatti, joka pystyy tarjoamaan hyvät olosuhteet taimenpopulaatiolle. Pinta-alaltaan ja virtaamaltaan puro on kuitenkin hyvin pieni verrattuna paikalla aikoinaan vapaasti laskeneeseen koskijaksoon.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Aquatic sciences

Alisa Koski: Constructed channel as an environment for brown trout compared to natural streams
MSc thesis: 46 p., 0 appendices
Supervisors: PhD Saija Koljonen, PhD Jukka Syrjänen and senior lecturer, docent Timo Marjomäki
Inspectors: PhD Heikki Hämäläinen, PhD Antti Eloranta
6/2021

Keywords: Biodiversity, ecological compensation, fish bypass, off-setting, river continuity, river damming

Biodiversity is declining globally, and lotic environments have not been spared from this problem. In rivers, one of the key causes of biodiversity loss is river damming and its consequences. Habitat offsetting is a way to mitigate biodiversity loss, in which habitat loss in one location is compensated in another. In lotic environments, habitat offsetting can be done using a variety of measures, e.g. mitigation habitat in bypass by a dam or a hydropower plant. In this thesis, a constructed channel in Imatra called Imatra City Brook (ICB) and its brown trout (*Salmo trutta* L.) population were studied. ICB was built partly to compensate the loss of riffle habitat caused by the Imatrankoski hydropower plant. The emergence period for brown trout fry was estimated and also redd and parr and density and survival were estimated. These indices were compared to natural streams; emergence period and redd density were compared to rivers Partakoski and Läsänkoski, and parr density was compared to streams Kiertojoki and Saajoki. The emergence period did not differ from natural streams, and parr density was significantly higher in ICB than in the reference streams. Redd density was similar to Läsänkoski. Based on the similarity in emergence period and high parr density, ICB seems to meet the needs of brown trout sufficiently and offers a considerably good compensation habitat. However, ICB is a small compensation habitat compared to the area and flow lost under the adjacent hydropower plant.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO	2
1.1 Elinympäristöjen kompensatio	2
1.2 Vesirakentaminen ja sen vaikutukset ympäristöön.....	2
1.3 Virtavesirakentamisen ja -kompensoinnin historia ja säädökset.....	5
1.4 Keinotekoinen uoma	6
1.4.1 Keinotekoiset uomavaihtoehdot.....	7
1.4.2 Keinotekoisien uomien ongelmia.....	8
1.5 Taimen	9
1.6 Tutkimuskysymykset.....	11
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	12
2.1 Tutkimuskohde ja vertailualueet.....	12
2.1 Pesä- ja mätitiheys sekä poikasten sorastanousuajankohdan arviointi	16
2.2 Taimenen jokipoikastiheyden arviointi Imatranpurossa ja vertailualueilla ..	19
2.3 Tilastolliset menetelmät	21
3 TULOKSET	21
3.1 Poikasten sorastanousuajankohta sekä pesä- ja mätitiheys.....	21
3.2 Jokipoikastiheysarvio	25
3.3 Muut kalalajit.....	29
4 TULOSTEN TARKASTELU	31
4.1 Imatran kaupunkipuron tarjoama hyvitys.....	31
4.2 Poikasten sorastanousuajankohta	31
4.3 Säilyvyys	32
4.4 Jokipoikastiheys	33

5 PÄÄTELMÄT	37
KIITOKSET	37
KIRJALLISUUS	38

1 JOHDANTO

Ihmistoiminnasta aiheutuva biodiversiteetin väheneminen on vakavuudessaan ilmastonmuutokseen verrattava ja osittain siitä johtuva globaali uhka. Biodiversiteetti itsessään on luonnonvara, ja jokaisen menetetyn lajin mukana menetämme niiden ominaisuudet ja ominaisuuksia säätelevät geenit (Campbell ym. 2015). Vesiympäristöjen biodiversiteetti on uhattuna laajasti (Higgins ym. 2021), ja makean veden ympäristöt ovat vielä vesiympäristöistä eniten uhattuja. Makeavesiset elinympäristöt peittävät alle 2 % maapallon pinta-alasta, mutta niissä elää 12 % kaikista tunnetuista lajeista ja 1/3 tunnetuista selkärangkaislajeista (Higgins ym. 2021). Maailman virtavesien biodiversiteetistä 65 % on uhattuna vakavasti tai kohtalaisesti (Vörösmarty ym. 2010). Maailmanlaajuisesti virtavesien tilaa heikentävät osittain samat asiat, jotka ovat haitallisia ihmisten vedensaannille (esimerkiksi haitalliset aineet) mutta virtavesiympäristölle kohdistuu myös vain niille ominaisia uhkia, jotka eivät suoranaisesti haittaa ihmistä (Vörösmarty ym. 2010). Patoaminen ja patoaltaat ovat tästä hyvä esimerkki, mutta myös muunlaisella vesirakentamisella on negatiivista vaikutusta virtavesiin. Myös vieraslajit haittaavat virtavesiä kuten muitakin elinympäristöjä (Vörösmarty ym. 2010), ja niiden esiintyminen voi osaltaan heikentää alkuperäistä biodiversiteettiä. Keinoja ehkäistä biodiversiteetin laskua on kuitenkin useita, joista yksi on elinympäristöjen kompensatio. Virtavesiympäristössä patojen aiheuttamaa biodiversiteetin laskua on kompensoitu esimerkiksi kalaistutuksin, mutta uutena mahdollisuutena on syntynyt kokonaisten kompensatiohabitaattien rakentaminen.

1.1 Elinympäristöjen kompensatio

Elinympäristöjen kompensatiolla tarkoitetaan sitä, että ihmistoiminnasta aiheutuvat muutokset yhdellä maantieteellisellä alueella hyvitetään elinympäristöä

ennallistamalla tai suojelemalla toisaalla (Arlidge ym. 2018, Raunio ym. 2018). Kompensaatio (engl. *offsetting* tai *compensation*) on viimeinen osa lievennyshierarkiaa (engl. *mitigation*), jota edeltävät tasot ovat haittojen välttäminen kokonaan (*avoid*), sitten haittojen vähentäminen (*minimize*) ja haittojen korvaaminen itse alueella (*remediate*) (Moilanen & Kotiaho 2017, Arlidge ym. 2018, Raunio ym. 2018). Ensimmäiset kolme tasoa ovat kohdealueella tapahtuvaa elinympäristön suojelua, kun taas kompensaatio tapahtuu uudella alueella.

Ekosysteemien tilaa heikentävien toimien hyvittäminen on usein vaikeaa (Raunio ym. 2018), ja jotkin elinympäristöt ovat korvaamattomia, joten niiden menetystä ei voi kompensoida muualla (Moilanen & Kotiaho 2017). Onnistuessaan kompensaatio tuottaa mitattavissa olevan hyödyn biodiversiteetille (Raunio ym. 2018). Onnistumisen tasoa eli biodiversiteetin määrän muutosta suhteessa alkuperäiseen tilanteeseen ilmaistaan useilla eri termeillä, kuten ylikompensaatio ja osittaishyvyitys. Ylikompensaatiossa saatu hyöty on suurempi kuin luonnon heikennys on ollut, ja osittaishyvytyksessä vain osa biodiversiteetin laskusta hyvitetään (Raunio ym. 2019). Lisäksi yleisesti käytetty termi on *No Net Loss* (NNL). Suomeksi NNL tarkoittaa kokonaisheikentymättömyyttä, eli sitä, että koko biodiversiteetti tulee hyvitettyksi (Moilanen & Kotiaho 2017). Jotta kokonaisheikentymättömyys toteutuisi, yhtä tärkeänä pidettyjä lajia ei voi ainoastaan hyvittää ilman, että hyvitetään myös tavanomaisemmat lajit (Moilanen & Kotiaho 2017).

1.2 Vesirakentaminen ja sen vaikutukset ympäristöön

Suomessa suurien jokien tilaa heikentävät ravinne-, orgaanisen aineksen ja kiintoainekuormituksen lisäksi vesivoimalaitokset (Raunio ym. 2018). Patoamisesta aiheutuva heikennys johtuu mitä ilmeisimmin voimalaitosjärjestelmiin kuuluvista padoista, mutta patoamista on myös muunlaista erityisesti pienissä joissa ja puroissa. Padot voidaan jakaa niiden käyttötarkoituksen mukaan vesistöpadoiksi tai jätepadoiksi (Suomen ympäristökeskus 2018). Vesistöpatoja on tehty muihinkin

tarpeisiin kuin vesivoimaloiden yhteyteen, kuten esimerkiksi veden säännöstelytarkoituksiin tulvavaarojen ehkäisemiseksi. Suomessa on noin 5200 vesistöpatoa, ja noin 700:aa käytetään vesivoiman tuotannossa (Suomen ympäristökeskus 2020).

On pato rakennettu mitä tarkoitusta varten hyvänsä, sillä on moninaisia vaikutuksia virtavesiympäristöön. Padot on suunniteltu säännöstelemään virtaavan veden määrää. Perustuuhan esimerkiksi vesivoiman tuotanto siihen, että sopiva määrä vettä kulkee oikeasta paikasta. Patoaminen luo padon yläpuolelle patoaltaan eli nostaa vedenpinnan korkeutta. Veden johtaminen voimalaturbiineihin voi puolestaan laskea vedenpintaa alkuperäisessä uomassa. Vedenpinnan lasku estää kaloja käyttämästä menetettyjä alueita lisääntymiseen tai ruuanhankintaan (Larinier 2001) ja vähentää kalanpoikasille ja pohjaeläimille tärkeitä kivienvälisiä suojapaikkoja (Saltveit ym. 2019). Patoallas on huomattavasti syvempi kuin alkuperäinen virtapaikka oli, ja se hukuttaa alleen ympäröivän elinympäristön ja tuhoaa virtaavat alueet (Nilsson ym. 2005, Scruton ym. 2005) vähentäen edelleen virtavesissä kuteville kaloille sopivia lisääntymispaikkoja (Larinier 2001). Patoaltaasta vapautuva vesi on usein lämpötilaltaan erilaista kuin mitä vesi normaalisti olisi (Poff & Hart 2002). Lämpötilan muutos on monille vaihtolämpöisille eliöille, kuten kaloille ja hyönteisille, tärkeä elinkiertoön vaikuttava tekijä. Lämpötila vaikuttaa siihen, milloin eliöt siirtyvät seuraavaan elinkierron vaiheeseen (Stanford ym. 1996). Lämpötilan epäluonnollinen vaihtelu voi muuttaa lajimääriä ja -suhteita (Poff & Hart 2002) ja aiheuttaa muutoksia kalayhteisöissä, usein laskemalla kalojen lisääntymismenestystä (Larinier 2001).

Pato häiritsee jokijatkumoa, eli estää eliöiden esteettömän kulun jokea ylös- ja alaspäin sekä estää sedimentin kulun jokea alaspäin (Khan & Colbo 2008, Poff & Hart 2002, Rosenberg ym. 1997). Elinympäristöt joutuvat erilleen toisistaan eli fragmentoituvat (Nilsson ym. 2005, Anderson ym. 2006, Birnie-Gauvin ym. 2017, Turgeon ym. 2019, Wang ym. 2020), tai kaksi aikaisemmin erillään ollutta

elinympäristöä voivat yhdistyä vedenpinnan noustua patoaltaassa (Turgeon ym. 2019).

Jokijatkumon häiriintyminen haittaa erityisesti vaelluskaloja, kuten lohikaloja, ankeriaita, sampia, särkikaloja ja muita vaeltavia vesieliöitä, sillä pato voi hidastaa vaeltamista tai estää sen kokonaan (Larinier 2001, Williams ym. 2012, Nyqvist ym. 2017, Turgeon ym. 2019). Vaelluksen estyminen voi johtaa siis populaatioiden pienenemiseen tai jopa häviämiseen (Northcote 1998, Larinier 2001) tai elinympäristön muutos voi hyödyttää muita lajeja johtaen siten lajienvälisten suhteiden muuttumiseen (Turgeon ym. 2019). Tutkituista vaelluskalalajeista (247 kpl) 76 %:ssa onkin jo havaittu populaatioiden pienenemistä (Higgins ym. 2021). Populaatiotason heikennyksen lisäksi kalayksilöt voivat lisäksi kärsiä vammoja yrittäessään kulkea padon yli, ohi tai läpi turbiinien kautta (Larinier 2001). Padoilla on siis monenlaisia vaikutuksia ympäröivään elinympäristöön ja ne vähentävät biodiversiteettiä virtavesissä (Tockner & Stanford 2002, Dudgeon ym. 2005, Tamario ym. 2018) tai aiheuttavat muutoksia lajiston koostumuksessa ja yksilömäärissä (Khan & Colbo 2008, Landsman ym. 2018).

Patoamisesta aiheutuvaa vaelluskalapopulaatioiden pienenemistä on kompensoitu perinteisesti istutuksilla Suomessa ja muuallakin (Järvenpää ym. 2010). Istutettujen kalojen selviytyminen on kuitenkin usein vähäisempää kuin luonnonvaraisten kalojen (Einum & Fleming 2001, Järvenpää ym. 2010). Istutettujen kalojen esiintyminen voi lisätä villeihin kaloihin kohdistuvaa predaatiota sekä kalastusta ja kalastuskuolevuutta (Einum & Fleming 2001, Salminen ym. 2013). Istutetut kalat voivat myös levittää villeihin tauteja ja loisia ja lisääntyä villien yksilöiden kanssa ja muuttaa syntyvän kannan perimää ja ominaisuuksia. Jotta alueelle saataisiin luontainen kalakanta, elinympäristöjen kompensointi on perustellumpaa kuin istutuksilla tapahtuva kompensointi (Järvenpää ym. 2010). Istutuksilla on perinteisesti kompensoitu kalastukselle aiheutunutta haittaa, eikä siinä ole otettu huomioon ekologisia tekijöitä.

1.3 Virtavesirakentamisen ja -kompensoinnin historia ja säädökset

Suomen sähköntuotanto vesivoimalla on alkanut 1800- ja 1900-lukujen vaihteessa. Vuonna 1902 Suomessa astui voimaan vesioikeuslaki (31/1902), jonka mukaan joen valtavyölyä piti pitää patoamattomana ja 1/3 vedestä tuli juosta vapaasti. Merkittäviä muutoksia Suomen vesivoimalainsäädäntöön tuli toisen maailmansodan aikana ja sen jälkeen, sillä Suomen tuli maksaa sotakorvauksia Neuvostoliitolle muun muassa vesivoiman muodossa, ja vesivoiman tarve näin ollen kasvoi paljon (Enbuske 2010). Silloin luotiin poikkeuslaki (383/1940, 196/1941), joka mahdollisti koko valtavyölyän sulkemisen ja virran valjastamisen kokonaan vesivoiman tuotantoon. Poikkeuslain aikana korostui sähköntuotannon tärkeys luontoarvojen yli. Suuri osa Suomen vesivoimaloista, kuten Oulujoen päävesistöalueen useat vesivoimalat, on rakennettu tämän poikkeuslain nojalla.

Tähän tutkielmaan liittyvä vesivoimalaitos eli Imatran vesivoimalaitos rakennettiin kuitenkin jo ennen poikkeuslakia vuonna 1928 (Enbuske 2010). Imatran vesivoimalaitos ei aluksi hyödyntänyt koko Imatrankosken virtaamaa sähköntuotantoon, vaan valmistui koneisto koneistolta vuosien varrella. Viimeinen koneisto valmistui vuonna 1951 (Etelä-Karjala-instituutti ym. 2005). Voimalaitoksen teho on nykyään 192 MW (Fortum 2021), mikä tekee siitä Suomen tehokkaimman vesivoimalaitoksen (Korjonen-Kuusipuro 2007).

1960-luvulla Suomessa säädettiin vesilaki (264/1961). Se käsitteli kaikenlaista vedenkäyttöä, kuten vesivoiman hyväksikäyttöä, kulkuvyölyä, ojitusta ja vesien säännöstelyä. Erityisesti patoamisesta aiheutuvaa haittaa ei vesilaissa käsitelty. Vesilakia täydennettiin vuonna 1994, jolloin lakiin lisättiin kalatalousvelvoitteet (553/1994). Lisäyksen mukaan vesistöön rakentajalla on velvollisuus tehdä toimenpiteitä rakennelman vaikutusten laadun mukaan. Nämä toimenpiteet saattoivat olla esimerkiksi kalanistutus, kalatie tai muu toimenpide tai niiden yhdistelmä. Vuoden 1961 vesilain kumosi vuonna 2012 käyttöön otettu uusi vesilaki (587/2011). Uudistuneessa vesilaissa on myös mukana kalatalousvelvoitteet, kuten kalaistutukset tai kalateiden rakentaminen.

Epäilemättä vesilain uudistuksen velvoitti Euroopan Unionin vesipuitedirektiivi (VPD, engl. *Water Framework Directive*, WFD) (2000/60/EY), joka asetti jäsenvaltioiden tavoitteeksi mm. varmistaa eliöiden vapaa liikkuvuus virtavesissä (Euroopan Unioni 2000, Brevé ym. 2014, Pander ym. 2013). Jos liikkuvuutta ei ole mahdollistettu, virtavesistö ei voi päästä hyvään tai erinomaiseen ekologiseen tilaluokkaan (tai voimakkaasti muutetuissa vesimuodostumissa hyvään ekologiseen saavutettavissa olevaan tilaan), jonka VPD on määritellyt tavoitteeksi. Esimerkiksi Saksassa ja Sveitsissä kompensaaation on oltava koko ekosysteemin kattavaa, eli kokonaisten elinympäristöjen kompensointia, mutta Suomessa patojen omistajia ei velvoiteta korvaamaan kokonaista elinympäristöä, vaan pelkkä vaelluskalojen liikkumisen mahdollistaminen on tähän asti riittänyt. Suomen kansallisissa säädöksissä, kuten luonnonsuojelulaissa (1096/1996) ja vesilaissa (587/2011) ei mainita ekologista kompensointia ollenkaan. Luonnonsuojelulain uudistamiseen liittyvä valmistelu on kuitenkin käynnissä parhaillaan, jotta luonnonsuojelulaki ottaisi huomioon ekologisen kompensaaation.

Muissa maissa, kuten Saksassa ja Yhdysvalloissa, ekologista kompensaaatiota sisältäviä säädöksiä on tullut voimaan jo 1970-luvulta lähtien (Raunio ym. 2018). Kanada on ollut edelläkävijä luonnonmukaisten kalateiden suunnittelussa ja rakentamisessa, sillä siellä uomien toteuttaminen on alkanut jo 1950-luvulla.

1.4 Keinotekoinen uoma

Biodiversiteetin suojelemisen ja ihmisten vedenkäytön turvaamisen välillä on ristiriitaa, sillä esimerkiksi padon purkaminen olisi lähes aina alkuperäisen biodiversiteetin säilymisen kannalta suositeltavin ratkaisu, mutta se ei aina sovi ihmisten tarpeisiin (Vörösmarty ym. 2010). Huolimatta patojen ilmeisistä haittavaikutuksista vesiympäristöön patojen purkaminen ei siis aina ole mahdollista. Silloin kun purkaminen ei ole mahdollista, vesirakentamisen haittoja korvaavia kompensaaatiomenetelmiä ovat esimerkiksi erilaiset kalatiet ja -portaat

sekä ohitusuomat, joiden avulla vesieliöt pystyvät ohittamaan padon ylä- tai alavirtaan (Larinier 2001, Järvenpää ym. 2010).

1.4.1 Keinotekoiset uomavaihtoehdot

Kalatie ja -portaat ovat useimmiten betonirakenteita, jotka on suunniteltu ensisijaisesti mahdollistamaan vaeltavien lohikalojen kulku padon ohitse. Kalateitä on monia erilaisia, ja niiden rakennusaineina voidaan käyttää betonia, rautaa, komposiitteja ja puuta (Katopodis ym. 2001, Bréton ym. 2013). Ne ovat yleensä varsin jyrkkiä ja portaitaisia rakennelmia, eikä niiden tarkoituksena ole yleensä tarjota elinympäristöjä kaloille, kasveille tai vesiselkärangattomillekaan.

Luonnonmukaiset ohitusuomat on rakennettu käyttämällä luonnollisia rakennusaineita, kuten hiekkaa, soraa, kiviä ja puita (Parasiewicz ym. 1998). Niiden avulla pyritään luomaan mahdollisimman paljon luonnollista muistuttava uoma. Betonia ei luonnonmukaisten uomien pintarakenteissa käytetä (Cooke ym. 2020), vaikka rakenne voikin olla teknisesti toteutettu. Ohitusuoma voi olla myös ns. hybridirakenteinen eli siinä on sekä teknisiä että luonnonmukaisia osuuksia. Näin esimerkiksi jyrkät osuudet voidaan toteuttaa helpommin. Ohitusuomat, kuten nimestä voi päätellä, on rakennettu ohitustieksi joen katkaisevan esteen ohi. Ne toimivat ekologisina käytävinä, jotka mahdollistavat monenlaisten vesieläinten kulkemisen esteen ohi.

Pohjois-Amerikassa on rakennettu erityisesti tyynenmerenlohille tarkoitettuja lisääntymiselinympäristöjä (engl. *spawning channel*) (Järvenpää ym. 2010). Niiden tarkoituksena on tarjota riittävät olosuhteet lisääntymiseen. Käytännössä optimaalisten olosuhteiden rakentaminen tarkoittaa sopivien kutusoraikkojen rakentamista sellaisiin kohtiin ja mikroympäristöihin, joita lohikalat kutiessaan suosivat. Varsinkin Kanadassa on toteutettu sivu-uomia (engl. *side-channel*), jotka lähtevät joen pääuomasta tai laskevat pääuomaan ja tarjoavat kutupaikkoja myös tyynenmerenlohille, mutta eivät tarjoa läpikulkumahdollisuutta (Järvenpää ym. 2010).

Kompensaatio elinympäristöjä korvaamalla voi olla erittäin toimivaa: Scruton (1996) kertoo kanadalaisesta keinotekoisesta uomasta, joka rakennettiin tietyömaan alle jääneen jokiuoman tilalle. Lohikalabiomassan havaittiin nousevan kompensaatiouomassa verrattuna alkuperäiseen, luonnontilaiseen uomaan. Ensin biomassa oli alhaisempi, mutta nousi seuraavien vuosien aikana lopulta korkeammaksi kuin alkuperäisessä elinympäristössä. Uomassa havaittiin muutoksia ikäryhmien ja lajien välisissä suhteissa verrattuna vanhaan elinympäristöön: nuoret lohet (*Salmo salar*) vähenivät, kun taas vanhojen puronieriöiden (*Salvelinus fontinalis*) määrä kasvoi.

1.4.2 Keinotekoisten uomien ongelmia

Keinotekoisten uomien suuaukko tulee asettaa sopivaan paikkaan, jotta kalat löytävät uoman. Varsinkin lohikalat seuraavat uoman päävirtausta, ja jos ohitusuoman suu on liian kaukana turbiinien poistovirtauksesta, kalat eivät löydä ohitusuomaan (Järvenpää ym. 2010). Myös riittävä virtaama on keskeinen, jotta kalat löytävät uoman. Suositeltu osuus joen keskivirtaamasta on 1–5 % (Järvenpää ym. 2010), mutta esimerkiksi suurimmissa joissa pienempikin osuus virtaamasta lienee riittävä. Järvenpää ym. (2010) käyttivät suunnitelmissaan vain 0,2–0,4 % Oulujoen virtaamasta, eli kalat löytävät sisäänkäynnin pienelläkin virtaamalla, jos sisäänkäynti uomaan on sijoitettu sopivaan paikkaan. Paras sijoituspaikka keinotekoisen uoman sisäänkäynnille vaikuttaa olevan lähellä turbiineista tulevaa virtausta (Järvenpää ym. 2010).

Muut kalaryhmät pystyvät käyttämään heikommin sellaisia uomia ja kalateitä, jotka on suunniteltu vain lohikaloille (Katopodis 2001, Calles & Greenberg 2007, Noonan ym. 2012, Tummers ym. 2016, Landsman ym. 2018). Silloin biodiversiteetin puolesta uoman toiminta jää yksipuoliseksi. Biodiversiteetin näkökulmasta tekniset, betoniset kalatiet ovat huono ratkaisu, sillä ne eivät tarjoa hyviä elinympäristöjä esimerkiksi pohjaeläimille tai kasveille. Siksi kokonaisen elinympäristön rakentaminen on perusteltua.

Koska kompensaatiossa on kyse biodiversiteetin suojelusta, on otettava huomioon keinotekoisien uomien alle jäävä elinympäristö. Uoman paikan suunnittelussa on siis varmistettava, ettei rakentaminen tuhoa puolestaan arvokkaita terrestrisiä elinympäristöjä.

1.5 Taimen

Taimen (*Salmo trutta*) on lohikala, joka esiintyi luontaisesti vain Euroopassa, Pohjois-Afrikassa ja Lähi-idän pohjoisosassa, mutta ihminen on siirtänyt taimenen 24 uuteen maahan näiden alueiden ulkopuolelle (Elliott 1994). Taimen on yleensä anadrominen laji, eli se vaeltaa nuorena smoltina mereen ja palaa sukukypsänä merestä taas jokeen kutemaan (Elliott 1994, Klemetsen ym. 2003), mutta taimenpopulaatioiden elintavoissa on paljon vaihtelua. Taimen voidaan jakaa moniin ekologisiin muotoihin vaellus- ja kutukäyttäytymisen perusteella, kuten purotaimeneen (*Salmo trutta fario*) sekä järvitaimeneen (*Salmo trutta lacustris*). Juuri vaellus ja virrassa kuteminen tekevät taimenesta herkkiä patojen vaikutuksille. Taimen on opportunistinen peto, joka käyttää hyväkseen erilaisia ruuanlähteitä iästä riippuen (Klemetsen ym. 2003). Jokipoikasena taimenet syövät lähinnä vesihyönteisten toukkia, mutta myös esimerkiksi lentokyykyisiä hyönteisiä ja maaselkärangattomia pinnalta (Klemetsen ym. 2003). Kasvaessaan taimen siirtyy suurempiin ravintoeläimiin, kuten suurempiin pohjaselkärangattomiin ja toisiin kaloihin.

Taimenten kutuajassa on paljon eroja eri populaatioiden välillä (Elliott 1994), mutta eteläisessä Suomessa taimenet kutevat yleensä lokakuusta joulukuuhun sorapohjalle kutupesiin (Huusko ym. 2018). Yksi mätimunien kehitykseen eniten vaikuttavista tekijöistä on veden lämpötila (Elliott 1994, Syrjänen ym. 2008). Poikaset kuoriutuvat maaliskuusta toukokuuhun, varhaisimmat joskus jo joulukuussa (Huusko ym. 2018). Poikaset jatkavat kuitenkin elämäänsä soraikossa hyvin samaan tapaan kuin munan sisällä, juurikaan liikkumatta ja ruskuaispussiaan kuluttaen. Poikaset lähtevät liikkeelle, kun ruskuainen on

kulunut loppuun, ja tapahtumaa kutsutaan sorastanousuksi (engl. *emergence*). Sorastanousu tapahtuu Keski-Suomessa toukokuun lopulla tai kesäkuun alussa (Syrjänen ym. 2008, Huusko ym. 2018), mutta etelärannikolla jo huhti-toukokuun vaihteessa ja Lapissa vasta kesä-heinäkuun vaihteessa.

Lohikalojen kuolevuus on suuri elinkierron vaiheiden vaihtumiskohdassa, kuten sorastanousussa ja smolttiutumisessa (Jonsson & Jonsson 2011). Smolttiutuessaan taimenet voivat vaeltaa synnyinseudultaan joko mereen (engl. *anadromous*) tai toiseen jokeen tai muuhun sisävesistöön (engl. *potamodromous*) (Jonsson & Jonsson 2011). Tämän tutkielman taimenpopulaatio, eli Imatranpuron taimenet, ovat tyypiltään toiseen jokeen vaeltavia eli ne vaeltavat Imatranpuron alapuoliseen Vuokseen. Noustuaan sorasta taimenenpoikasten haasteena on löytää tarpeeksi nopeasti suojaa ja ravintoa, jotta ne eivät joutuisi petojen saaliiksi tai kuole nälkään. Vaelluksella ollessaan taimenet ovat alttiita elinympäristön ankarille olosuhteille ja pedoille.

Taimenten smolttiutumisikä eli ikä, jolloin taimenet lähtevät vaeltamaan, vaihtelee paljon. Järvitaimenen jokipoikaset pysyvät kotijoessaan 2–6 vuotta riippuen leveysasteesta, elinympäristötekijöistä ja perimästä (Huusko ym. 2018). Smolttien kokonaispituus vaihtelee silloin 200–350 mm välillä (Huusko ym. 2018) tai 200–630 mm välillä (Syrjänen ym. 2014). Ruotsissa Vätternin puroissa on havaittu 0–1-vuotiaita järveen muuttavia smoltteja (Norrgård ym. 2005). Myös Suomessa on havaittu 1-vuotiaita, 80–100 mm pituisia järvitaimenen smoltteja (Huusko ym. 2018).

Taimenten, kuten muidenkin eliöiden, lisääntymiseen ja kasvuun sekä säilyvyyteen (engl. *survival*) vaikuttavat niin tiheydestä riippuvat (engl. *density-dependent*) kuin tiheydestä riippumattomat (engl. *density-independent*) tekijät (Elliott 1994). Tiheydestä riippuvien tekijöiden vaikutus populaatioon riippuu siitä, kuinka suuri kalatiheys elinympäristössä on. Sellaisia tekijöitä ovat pääsääntöisesti lajinsisäinen ja lajienvälinen kilpailu. Tiheydestä riippumattomat tekijät ovat sellaisia, joihin kalatiheys ei vaikuta, kuten lämpötila, sademäärä tai jokin muu fyysikaalinen

elinympäristön ominaisuus. Predaatio ja loisinta voidaan mieltää sekä tiheydestä riippuviksi että siitä riippumattomiksi tekijöiksi tilanteesta riippuen.

1.6 Tutkimuskysymykset

Tässä pro gradu -tutkielmassa arvioidaan taimenpopulaation tilaa suomalaisessa keinotekoisessa uomassa, Imatran kaupunkipurossa. Imatran kaupunkipuro on rakennettu vuonna 2014 Fortumin omistaman Imatrankosken voimalaitoksen viereen (Kuva 1).



Kuva 1. Imatran kaupunkipuron habitaattiosan toiseksi ylin mutka, johon puro laskee pitkän suoran jälkeen. Toiseksi ylimmän mutkan jälkeen puro laskee vielä neljän mutkan kautta Vuokseen. Taustalla näkyy Imatran vesivoimalaitos.

Keinotekoisien uomien tutkimus on aiemmin keskittynyt kalojen läpiuimisen tarkkailuun (esim. Calles & Greenberg 2007, Roscoe & Hinch 2010, Bunt ym. 2012, Noonan ym. 2012, Landsman ym. 2018), mutta uomien tarjoamaa elinympäristöä ja sen käyttöönottoa tai habitaatin hyödyntämisen määrää on tutkittu vähemmän, vaikka esimerkkejä niistäkin on (esim. Pander ym. 2013, Chapelsky ym. 2020). Taimen, kuten muut lohikalat, on hyvä tutkimuslaji, sillä lohikalat tunnetaan sateenvarjolajeina (engl. *umbrella species*). Sateenvarjolaji on laji, johon kohdistuvien suojelutoimenpiteiden arvellaan hyödyttävän elinympäristöä kokonaisuudessaan,

ja täten sateenvarjolajin menestyminen antaa hyvän käsityksen ympäristökunnostuksen onnistumisesta (Branton & Richardson 2014). Lohikalat ilmentävät esimerkiksi vesistökuunnostuksen onnistumista (Marttila ym. 2019). Lohikalat ovat hyviä tutkimuslajeja senkin vuoksi, että yksilöiden alkiovaihe sorassa on pitkä, joten alkioiden säilyvyydestä voidaan arvioida pitkällä aikavälillä tapahtuneita ympäristömuutoksia.

Tällä tutkimuksella oli tarkoitus selvittää, onko ihmisen rakentama uoma vähintään yhtä sopiva elinympäristö taimenelle kuin luonnolliset purot. Vertailin Imatran kaupunkipuron taimenen alkioiden sorastanousuajankohtaa, pesä- ja mätitiheyttä, säilyvyyttä sekä jokipoikastiheyttä luonnontilaisiin suomalaisiin puroihin ja koskiin. Vertailukohteina käytettiin Läsänkoskea, Partakoskea, Kiertojokea ja Saajokea. Tutkimuskysymykseni olivat:

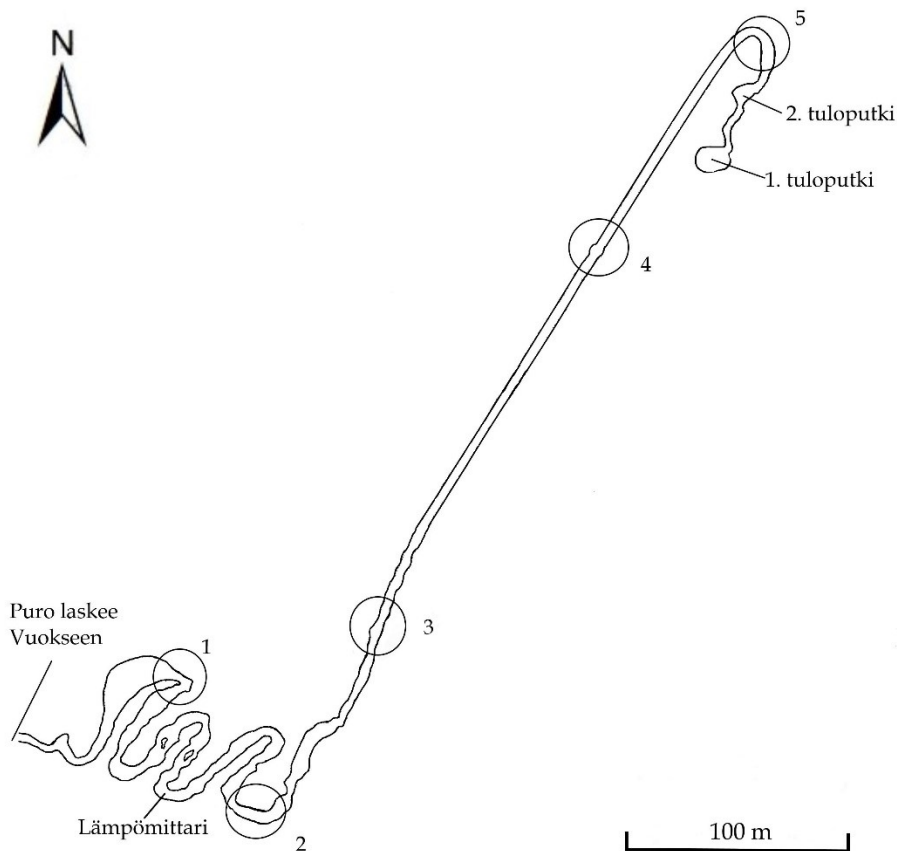
- 1) kasvoiko Imatran kaupunkipuron taimenpopulaation yksilömäärä ja biomassa tutkimusjakson aikana,
- 2) onko Imatran kaupunkipuron taimenpopulaation yksilötiheys samanlainen vai erilainen kuin vertailupuroissa, ja
- 3) millainen poikasten säilyvyys, sorastanousuajankohta sekä pesä- ja mätitiheys Imatranpurossa on verrattuna luonnollisten virtavesien poikasiin.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimuskohde ja vertailualueet

Imatran kaupunkipuron alkuosan suora 560 m maisemallinen osuus rakennettiin vanhaan, jo purettuun tukinuittokanavaan ja 450 m mutkittelevaa habitaattiosaa sijaitsee viereisellä joutomaalla (Kuva 1, kuva 2). Imatran kaupunkipuron uoman leveys on keskimäärin 3,98 m ja leveys vaihtelee 2,35–10,9 m välillä. Uoman

poikkileikkauksen syvyys on keskimäärin 0,24 m ja syvyys vaihtelee välillä 0,01–1,07 m. Uomassa on myös syvempiä, noin 2 m syvyisiä suvantoja. Kaupunkipuron keskimääräinen kaltevuus on 2,5 % (Jormola ym., julkaisematon). Puron virtaama on kesäaikaan noin 0,25 m³/s ja talviaikaan noin 0,2 m³/s. Vesi tulee kahta putkea pitkin puron lähtösuvantoihin Imatrankosken vesivoimalan yläkanavasta (Kuva 2). Monenlaisia kaloja on havaittu uivan näitä putkia ylös- ja alaspäin (Raunio 2018, Raunio 2019). Putkien päissä on kalterit, joiden kalteriväli on 8 cm. Uoma laskee lopulta Vuokseen, padotun Imatrankosken alaosaan (Kuva 2). Imatranpurossa on havaittu talvisin alijäähtynyttä vettä ja hyytöä eli vedenpinnanalaista jäätä, joka tarttuu pohjaan ja kiviin.

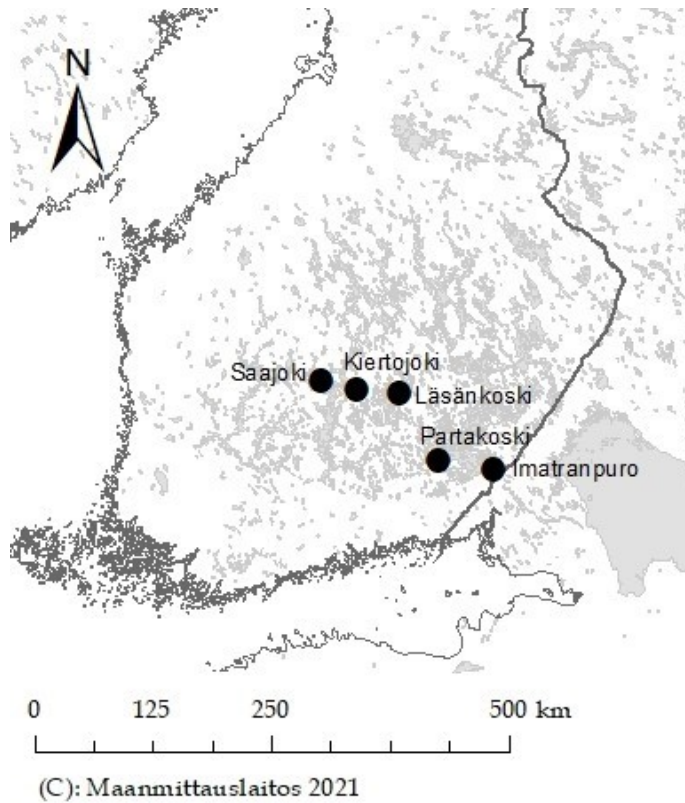


Kuva 2. Imatran kaupunkipuro. Kuvaan merkitty veden tuloputkien paikat puron päässä, lämpömittarin paikka sekä sähkökoekalastuspaikat 1-5. Kuva muokattu Jormola ym. tutkimuskäsikirjoituksen kuvan 4 pohjalta.

Puro rakennettiin ensisijaisesti edistämään alueen matkailullista vetovoimaa. Puron tärkeänä tehtävänä on kuitenkin toimia myös lisääntymishabitaattina Vuoksen sekä läheisen Voimanpuron taimenille ja korvata siten Imatrankosken kuivuessa menetettyjä taimenen kutu- ja poikasalueita. Puroa ei kuitenkaan rakennettu Imatrankosken vesivoimalaitoksen kalataloudellisena velvoitteena, vaan sen rahoittajina toimivat Imatran kaupunki, Hämeen ELY-keskus ja EU:n EAKR-rahoitus. Ohitusuomaksi Imatran kaupunkipuroa ei voi kutsua, sillä kalojen kulku puron läpi Imatrankosken padon yläpään patoaltaaseen ja takaisin puroon estyy jonkin verran kaltereiden takia. Myös virtaus estää pienempiä kaloja kulkemasta silloin, kun vedenpintojen korkeusero patoaltaassa ja purossa on suuri ja siten virtaus on suuri.

Imatranpuroon siirrettiin vuonna 2015 Voimanpurosta noin 80 yksilöä 1-vuotiaita tai sitä vanhempia taimenia, joista 10 oli merkitty ankkurimerkillä. Yhtäkään merkityistä taimenista ei ole myöhemmin purossa tavattu. Koska Voimanpurokin laskee Vuokseen, Imatranpuron taimenkanta koostuu yksinomaan Vuoksen luontaisen populaation taimenista. Taimenet nousevat puroon kutemaan Vuoksesta, ja mahdollisesti osa sukukypsistä koiraista jää puroon paikallisiksi (engl. *resident*). Myös paikallisia naaraita saattaa esiintyä.

Imatran kaupunkipuron sorastanousuajankohtaa sekä pesä- ja mätitiheyttä verrattiin Läsänkosken ja Partakosken taimenenpoikasten sorastanousuajankohtaan. Vertailukohteiksi valittiin virtavesiä, jotka sijaitsevat eteläisen Suomen sisävesillä. Partakoski on luonnontilainen koski Savitaipaleen kunnassa Etelä-Karjalassa (Kuva 3). Läsänkoski on myös luonnontilainen koski, joka sijaitsee Mikkelin ja Kangasniemen rajalla (Kuva 3). Läsänkoski on suosittu perhokalastuspaikka. Läsänkoskessa kutevat taimenet ovat todennäköisesti pääosin paikallisia suomunäytteiden ja kutupesien pituuden perusteella (Syrjänen ym. 2013), mutta kutupopulaatiossa voi olla myös muutamia järvivaeltajia. Partakosken taimenpopulaation tilanne lienee vastaava kuin Läsänkoskella pesien pituuden perusteella (Syrjänen, julkaisematon).



Kuva 3. Imatran kaupunkipuron ja vertailukohteiden sijainnit Suomessa.

Tutkimus jatkui sähkökoekalastuksella Imatranpurossa. Imatranpuron taimenpopulaation tiheyttä sekä säilyvyyttä verrattiin Joutsassa sijaitsevaan Kiertojokeen ja Jyväskylän alueella sijaitsevan Saajoen Yläkosken ja Saakosken tutkimusalueisiin (Kuva 3). Kiertojoki ja Saajoki valittiin vertailukohteiksi sillä perusteella, että ne ovat sisävesiä ja ne ovat samaa kokoluokkaa Imatranpuron kanssa. Niiden keskivirtaama on $0,1 \text{ m}^3$ tienoilla (Taulukko 1), ja ne ovat noin 1–2 m levyisiä ja 0,2–1 m syvyisiä. Nämä purot tulvivat luonnollisesti keväisin ja vastaavasti kuivuvat välillä virtaamaltaan hyvinkin pieniksi. Purojen keskialivirtaama on noin 5 l s^{-1} ja keskiylivirtaama 500 l s^{-1} . Niistä oli saatavilla sähkökoekalastustuloksia pitkältä ajalta (Syrjänen, julkaisematon). Kaikki Kiertojoen taimenyksilöt ovat paikallisia aiempien suomunäytteiden perusteella (Syrjänen, julkaisematon). Veden fysikaalis-kemiallisen tilan perusteella kaikki tutkimuskohteet sopivat taimenen luontaisen elinkierron ympäristöksi (Taulukko 1).

Taulukko 1. Imatran kaupunkipuron ja vertailupurojen keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus, suodattamaton kokonaisfosforipitoisuus, väriluku, hapen kyllästysaste, pH ja virtaama. Mittausvuodet kertovat, minkä vuosien näytteistä keskiarvot on laskettu ja n kertoo näytteiden lukumäärän, josta keskiarvot on laskettu. Lyhenteet: Imatra=Imatran kaupunkipuro (vesiarvot patoaltaasta ennen Imatrankosken vesivoimalan patoa), Läsä=Läsänkoski, Parta=Partakoski, Kierto=Kiertojoki (vesiarvot Rutajärvestä, johon Kiertojoki laskee) ja Saa=Saajoki. Vesiarvotiedot Suomen ympäristökeskuksen Hertta-palvelusta, virtaamatieto Syrjänen (2020).

Puro/ koski	Mittaus- vuodet	n	N (µg/l)	P (µg/l)	Väri (mg/l Pt)	O ₂ (%)	pH	Keski- virtaama
Imatra	1990-2020	99-105	421	8	33	93	7,0	0,2
Läsä	1990-2021	117-121	492	11	56	90	6,8	15
Parta	1990-2019	126-128	355	4	15	92	6,9	7
Kierto	1990-2020	69-89	413	8	54	74	6,7	0,1
Saa	1990-2020	27-65	609	24	120	87	6,3	0,1

2.1 Pesä- ja mätitiheys sekä poikasten sorastanousuajankohdan arviointi

Imatran kaupunkipuron veden lämpötilan vuorokausikeskiarvo laskettiin keskiarvona neljästä mittauksesta, jotka lämpömittari (Hobo Pendant Data Logger UA-002-08) teki vuorokauden aikana. Valmistajan mukaan mittarin tarkkuus on 0–20°C lämpötilassa noin 0,45°C ja erottelukyky 0,14°C. Lämpömittari oli asetettu uomassa olevan tukin alle puron habitaattiosan kolmanneksi ylimpään mutkaan (Kuva 2).

Imatranpurosta ja vertailukoskista laskettiin taimenten pesien lukumäärä ja pesistä mitattiin pituus, leveys ja syvyys. Pesät löydettiin vesitähystimen avulla etsimällä kaivantoja ja harjanteita, sillä taimen kaivaa kutiessaan kuopan, jonka perään syntyy sorakasa eli harjanne. Kun kaivanto havaittiin, sen soraa käänneltiin tarkoitusta varten valmistetulla pesäkuokalla niin, että mätimunia havaittiin. Kun mätimunia havaittiin, voitiin varmistua kyseessä olevan pesä. Syksyn laskennassa pesät merkittiin valkoisiksi maalatuilla, numeroiduilla kivillä ja pesät merkittiin karttaan, mikä mahdollisti niiden löytämisen uudestaan keväällä.

Taimenen pesän ”hännän” pituuden (q , cm) perusteella pystyttiin arvioimaan kuteneen naaraan lovipituus (L , cm) yhtälöllä:

$$L = 2,36 q^{0,60} \text{ (muokattu Crisp \& Carling 1989).}$$

Yhden taimennaaraan voi olettaa kutevan kutukauden aikana vain kerran, korkeintaan kahdesti, eli pesien lukumäärästä voidaan arvioida naaraiden lukumäärä. Pesän mätimunamäärä (E) arvioitiin naaraan pituudesta yhtälöllä:

$$E = 0,006266 \times L^{2,048} \text{ (Elliott 1995).}$$

Koska näillä yhtälöillä voitiin arvioida pesien mätimunamäärä ja 0-vuotiaiden taimenen jokipoikasten tiheys arvioitiin sähkökoekalastusmenetelmällä, voitiin arvioida taimenalkioiden säilyvyys munasta jokipoikaseksi.

Imatranpuron ja vertailukoskien pesistä kerättiin huhti-toukokuussa poikasia, jotka valokuvattiin. Tiheähavaksinen haavi asetettiin alavirtaan pesien läheisyyteen, ja pesiä alettiin kaivaa varovasti auki pesäkuokalla. Pesästä nousevat poikaset joutuivat virran vieminä haaviin, josta ne kerättiin purkkiin. Jokaisesta pesästä yritettiin löytää ainakin kolme poikasta. Poikaset asetettiin purkista petrimaljalle, jonka alapuolella oli millimetripaperia. Millimetripaperi toimi vertailukohtana poikasten pituuden ja ruskuaispussin läpileikkauksen pinta-alan laskemisessa. Poikaset valokuvattiin kylkiasennossa niin, että ruskuainen oli mahdollisimman selkeästi esillä, ja palautettiin lopuksi pesään soran sisään suppilon ja putken avulla.

Ruskuaispussien kuvista laskettiin ruskuaispussin läpileikkauksen pinta-ala. Laskemiseen käytettiin ImageJ-sovellusta. Valokuvassa mitattiin 1–3 mm vertailukohde millimetripaperin avulla ja ruskuaispussin ääriviivat piirrettiin. Näillä tiedoilla ImageJ pystyi laskemaan ruskuaispussin poikkileikkauksen pinta-alan. Erityistä huolellisuutta piti käyttää ruskuaispussin kiinnittymiskohdassa, sillä se ei ole selvärajainen. Myös poikasten pituus voitiin määrittää samankaltaisella toimenpiteellä. Pituudet ja pinta-alat kerättiin Excel-tiedostoon. Yksilökohtainen ruskuaisen kuivamassa (y) voitiin arvioida poikkileikkauksen pinta-alasta yhtälöllä:

$$y = 0,055x^{1,719} \text{ (Syrjänen, 2020)}$$

jossa x oli ruskuaisen poikkileikkauksen pinta-ala (mm²). Selitysaste oli r²=0,893.

Koska poikasten kuoriutumispäivä ei ollut tiedossa, ruskuaisen kuivamassan oletettiin kuoriutumishetkellä olevan 33 mg, joka oli ruskuaisen keskimassa Rutajoen ja Arvajän mädinhaudontakokeessa, kun puolet poikasista oli kuoriutunut (Kiljunen 2003, Syrjänen ym. 2008). Yhtälöllä arvioitu kuivamassa jaettiin 33 mg:lla, jolloin saatiin ruskuaispussin massasta jäljellä oleva osuus kuvauspäivänä. Ruskuaisen päivittäinen kuluminen laskettiin Elliottin ja Hurleyn (1998) sorastanousupäivän arvion kaavalla:

$$A_{50} = (C_{A50}(T_1 - T) (T - T_0))^{-1},$$

jossa T on veden vuorokausikohtainen keskilämpötila, T₀ on teoreettinen lämpötila -2,847°C, jossa alkiot eivät kuoriudu ollenkaan, T₁ on teoreettinen lämpötila 22,403 °C, jossa kaikki alkiot kuoriutuisivat samana päivänä ja C_{A50} on ajan kerroin 36,35, jossa 50 % alkioista kuluttaa ruskuaisensa loppuun vakiolämpötilassa (Elliott & Hurley 1998, Syrjänen ym. 2019). Ruskuaispussin massa tietyinä vuorokautena saatiin vähentämällä A₅₀-arvo edellisen vuorokauden massasta. Vähentämistä jatkettiin vuorokausi kerrallaan, kunnes ruskuaispussin massa laski alle nollan. Se vuorokausi, jolloin massa laski alle nollan, määritettiin kyseisen poikasen sorastanousupäiväksi eli päiväksi, jolloin poikasen on pakko nousta sorasta saadakseen ravintoa.

2.2 Taimenen jokipoikastiheyden arviointi Imatranpurossa ja vertailualueilla

Imatranpuro sähkökoekalastettiin vuosina 2016–2020 syys- tai lokakuun aikana. Sähkökalastukset teki Kaakkois-Suomen ELY-keskus. Purossa on viisi koealaa, jotka on sähkökalastettu kaikkina viitenä vuotena vuosina 2016–2020. Sähkökoekalastukseen käytetty laite oli Grassl ETL60NGI, jonka virtalähteenä toimi aggregaatti. Sähkökoekalastus tehtiin aina kahlaamalla koealat alavirrasta ylävirtaan. Sähkökoekalastuskertojen eli poistokalastusten lukumäärä koealoilla vaihteli eri vuosina, ja myös koealojen yhteenlaskettu pinta-ala vaihteli välillä 254–375 m², mutta koealojen paikat pysyivät samoina. Vuonna 2020 Imatranpurosta kalastettiin myös yksi ylimääräinen koeala aivan puron alaosasta, josta puro laskee Vuokseen. Näissä pyynneissä saaliiksi saatuja poikasia ei punnittu, mutta niiden pituus mitattiin. Tämän koealan kalastuksella pyrittiin hankkimaan lisätietoa 0-vuotiaiden taimenten käyttämisestä elinalueista.

Sähkökoekalastuksen vertailukohteet sähkökoekalastettiin akkukäyttöisillä, selässä kuljetettavilla GeOmega FA3 ja FA4 -merkkisillä sähkökalastuslaitteilla. Purot sähkökalastettiin useimmiten lokakuun aikana. Kiertojoesta kalastettiin pituudeltaan yhtenäinen 1500 m ja pinta-alaltaan noin 2200–2800 m osuus sisältäen suvannot. Kiertojoen uoma on lohkarainen, ryteikköinen ja vaikeasti sähkökalastettava. Saajoen kahdessa koskessa oli yhteensä neljä koealaa, joiden yhteenlaskettu pinta-ala oli 300–400 m². Kiertojoki sähkökalastettiin vuosina 1996–2020 ja Saajoki vuosina 1999–2020.

Taimenten kokonaispituus ja massa mitattiin. Myös muun lajiset kalat laskettiin ja niiden kokonaispituus mitattiin. Kalat laskettiin takaisin vesistöön mittausten jälkeen. Kaikilla puroilla suurimmista taimenista otettiin suomunäytteitä niiden iän määrittämistä varten. Iät määritettiin katsomalla suomuja mikrofiliinlukulaitteella ja laskemalla suomuista kasvurenkaiden tihentymiä. Taimenella on hitaan ja nopean kasvun vaiheita, ja hitaan kasvun vaiheessa syntyvät renkaat ovat tiheämmässä kuin nopean kasvun aikana syntyneet. Tihentymän ulkoreuna tarkoitti yhden

kasvukauden loppumista eli ikävuotta. Suomunäytteitä oli kuudesta taimenesta ainoastaan vuodelta 2020.

Imatran kaupunkipuron kaikkien taimenten iät arvioitiin ns. Petersenmenetelmällä. Taimenhavainnoista tehtiin pituusjakauma, jolla pyrittiin erottamaan jakauman huippuja. Arvioon sisältyy epätarkkuutta, sillä pituusjakaumassa ei ollut kaikkina vuosina tyhjiä pituusluokkia huippujen välissä ja huiput eivät erottuneet selvästi, eli ikäryhmien väliset erot eivät erottuneet selvästi. Taimenet päädyttiin jakamaan ikäryhmiin niin, että 0-vuotiaat olivat alle 130 mm pituisia, 1-vuotiaat olivat 130–199 mm pituisia, 2-vuotiaat olivat 200–299 mm pituisia ja 3-vuotiaat olivat 300 mm pituisia tai pidempiä.

Imatranpuron taimenten ikäryhmistä 0–3 laskettiin biomassa ja tiheys, ja vertailupurojen ikäryhmistä 0–6 laskettiin tiheys. Koska poistokalastusten määrä vaihteli eri koealojen ja vuosien välillä Imatralla, populaatiokoon arvio (\hat{y}) laskettiin käyttämällä kolmea eri laskukaavaa, jotka Bohlin ym. (1989), Seber & LeCren (1967) ja Junge & Libosvarsky (1965) ovat määritelleet. Käytetty kaava riippui poistokalastusten määrästä koealalla. Koska lajikohtainen saalis oli useimmiten liian pieni populaatiokoon arvioon saaliin aleneman avulla, käytettiin suurpopulaatioista laskettuja pyydystettävyyssarvoja (q) (Syrjänen, julkaisematon) (Taulukko 2). Koealakohtaiset, vuosittaiset \hat{y} :t laskettiin yhteen ja summa jaettiin koealojen yhteenlasketuilla pinta-aloilla ja kerrottiin 100:lla, jolloin saatiin koealojen pinta-alapainotettu keskitiheys, yksilöä/100 m².

Taulukko 2. Sähkökalastuksessa saaliiksi jääneiden kalalajien tiheyksien laskemiseen käytetyt pyydystettävyyssarvot (q) ja keskivirheet (SE) Imatran kaupunkipurossa, Kiertojoessa ja Saajoessa.

Kalalaji	Imatra		Kiertojoki		Saajoki	
	q	SE	q	SE	q	SE
Taimen (0 v.)	0,41	0,06	0,48	0,01	0,47	0,03
Taimen (>1 v.)	0,43	0,06	0,40	0,01	0,59	0,22
Ahven	0,47	0,02	0,47	0,02	0,49	0,06
Harjus	0,76	0,18	-	-	-	-

Hauki	0,36	0,10	0,36	0,10	0,36	0,10
Kivenuoliainen	0,90	0,05	0,90	0,05	-	-
Kivisimppu	0,72	0,01	0,72	0,01	0,64	0,02
Made	0,54	0,04	0,54	0,04	0,42	0,12
Särki	0,37	0,02	0,37	0,02	0,39	0,04

Biomassa laskeminen aloitettiin kertomalla ikäryhmän koealakohtainen keskimassa ikäryhmään kuuluvien taimenten lukumäärällä koealalla. Koska vuodelta 2017 puuttui massamittauksia kolmelta koealalta, puuttuvat massat arvioitiin pituuden ja massan välisellä regressioyhtälöllä. Koealakohtaiset biomassat laskettiin yhteen ja summa jaettiin koealojen yhteenlasketuilla pinta-aloilla ja kerrottiin 100:lla, jolloin saatiin biomassa g/100 m².

2.3 Tilastolliset menetelmät

Taimenten tiheyden ja säilyvyyden normaalijakautuneisuus testattiin Shapiro-Wilkin testillä ja varianssien samankaltaisuus testattiin Levenen testillä. Koska ANOVA:n käyttöön tarvittavat oletukset eivät täyttyneet, käytettiin Kruskal-Wallis-testiä purojen tiheys- ja säilyvyserojen tutkimiseen. Parivertailuihin purojen välillä käytettiin Dunnin testiä Bonferroni-korjauksella. Tilastollisen merkitsevyyden rajana käytettiin p-arvoa 0,05. Tilastollisiin testeihin käytettiin R-ohjelmointiympäristöä (R Core Team 2020), johon oli asennettu car- ja FSA-tilastomenetelmäpaketit. Levenen testi oli peräisin car-paketista, ja Kruskal-Wallis- sekä Dunnin testi olivat FSA-paketista.

3 TULOKSET

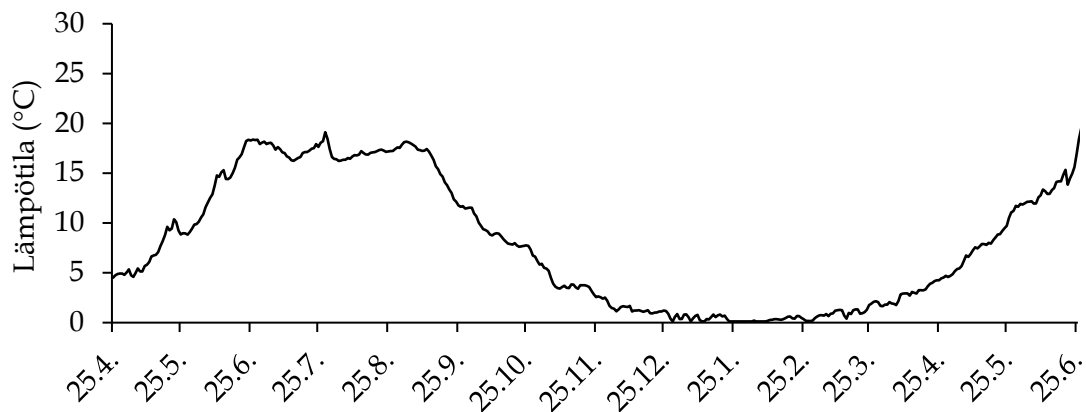
3.1 Poikasten sorastanousuajankohta sekä pesä- ja mätitiheys

Imatran kaupunkipuron vuorokausikohtainen matalin mitattu lämpötila oli 0,1 °C ja korkein 19,1 °C. Vaikka Imatran kaupunkipurossa on aiemmin havaittu veden

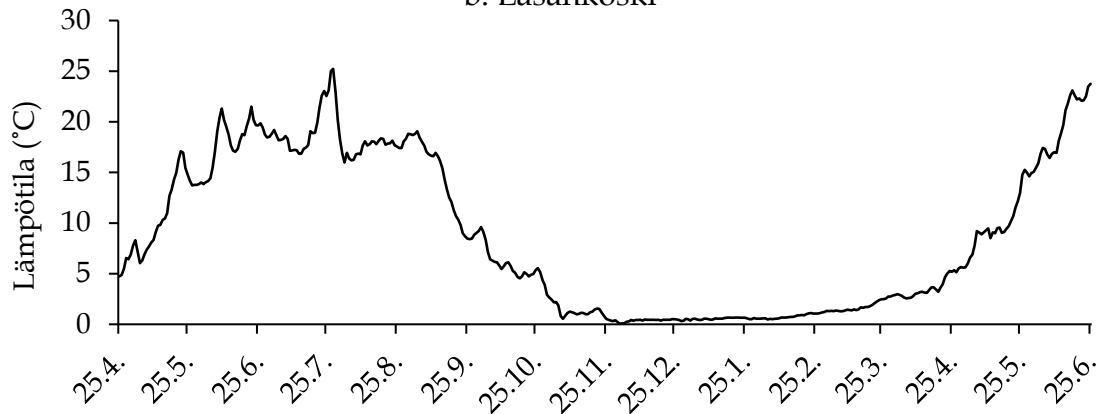
lämpötilan laskevan alle nollan, lämpömittari ei tässä tutkimuksessa havainnut lämpötiloja nollan alapuolella (Kuva 3a).

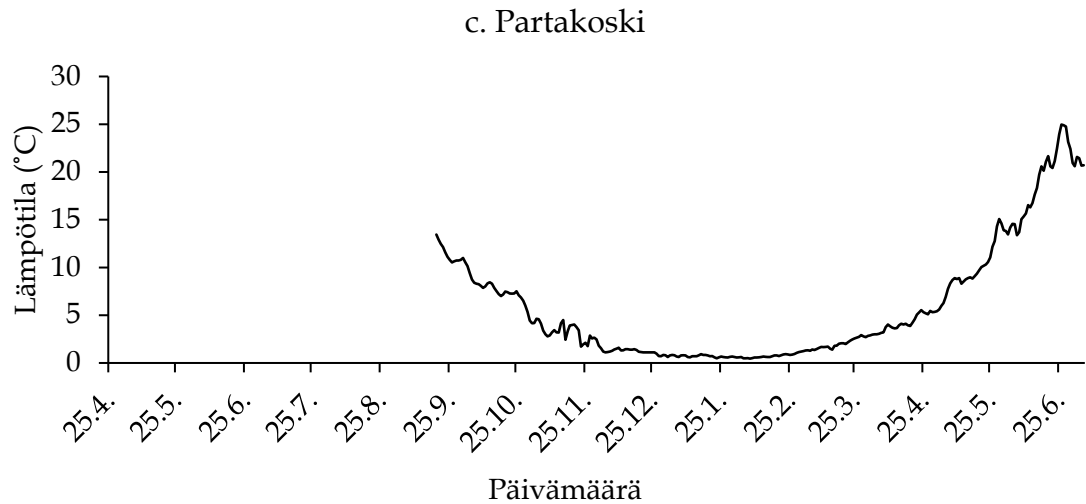
Läsänkoskessa matalin vuorokausikohtainen lämpötila oli $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ ja korkein $25,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Kuva 3b). Partakoskessa matalin vuorokausikohtainen lämpötila oli $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ja korkein $25,0\text{ }^{\circ}\text{C}$. Veden lämpötila oli siis Imatran kaupunkipurossa talvella samalla tasolla ja kesällä matalampi kuin Läsänkoskessa ja Partakoskessa.

a. Imatran kaupunkipuro



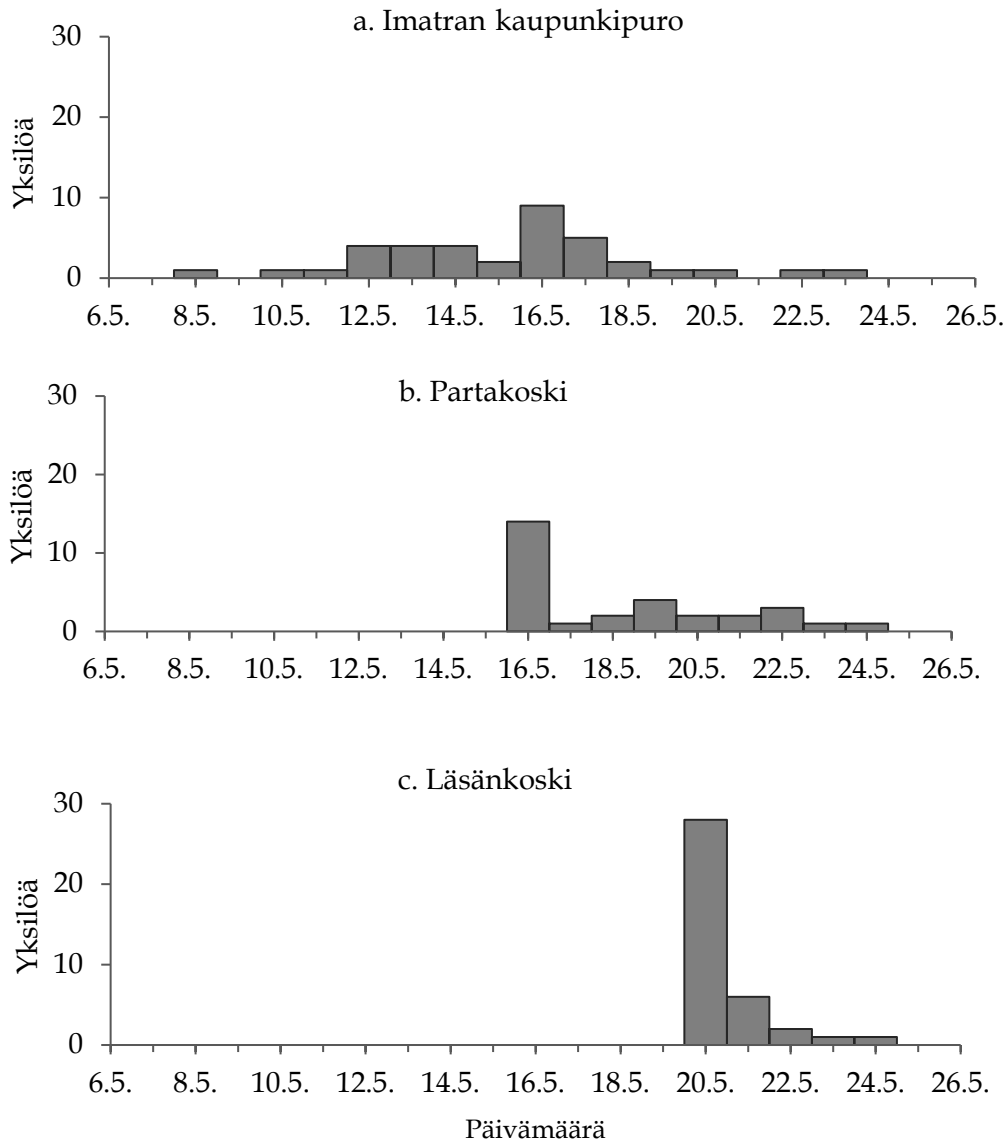
b. Läsänkoski





Kuva 4. Vuorokausikohtaiset veden keskilämpötilat a) Imatran kaupunkipurossa ja b) Läsänkoskessa jaksolla 25.4.2019–25.6.2020 sekä c) Partakoskessa jaksolla 19.9.2019–6.7.2020.

Imatran kaupunkipuron taimenten alkioiden arvioitu sorastanousujakso oli 8.5.2020–23.5.2020 ja eniten poikasia arvioitiin nousseen 16.5.2020 (Kuva 4a). 75 % poikasista arvioitiin nousseen 17.5.2020 mennessä Imatran kaupunkipurolla (Kuva 4a). Partakoskessa todennäköisin sorastanousupäivä oli myös 16.5.2020 ja sorastanousun arvioitiin jatkuneen 24.5.2020 saakka (Kuva 4b). Tämän arvion perusteella 75 % poikasista nousi 20.5.2020 mennessä Partakoskessa. Läsänkoskessa eniten poikasia arvioitiin nousseen 20.5.2020, ja nousun arveltiin jatkuvan 24.5.2020 saakka (Kuva 4c). 75 % poikasista arvioitiin nousseen 21.5.2020 mennessä Läsänkoskesta. Osasta vertailupurojen pesistä ei löytynyt mitään tai sitten kovalla kaivamisella löytyi yksi poikanen, eli osa pesistä oli tyhjiä. Osa poikasista oli siten mahdollisesti jo poistunut pesistä, joten arvio ei antanut aivan tarkkaa tietoa siitä, milloin ensimmäiset poikaset olivat alkaneet nousta pesästä.



Kuva 4. Imatran kaupunkipuron, Partakosken ja Läsänkosken taimenenpoikasten arvioidut sorastanousuajat vuonna 2020.

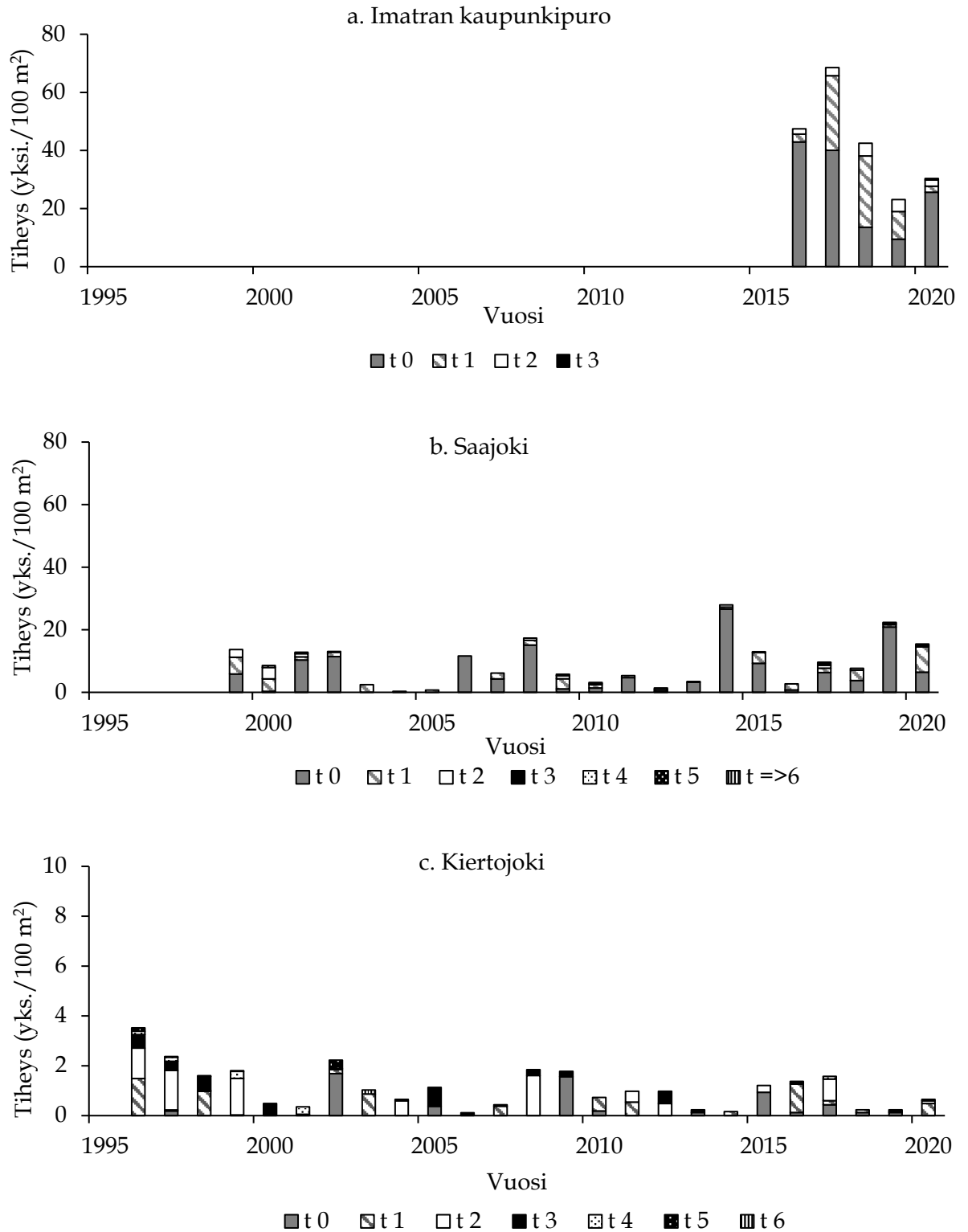
Taimenten pesätiheys Imatran kaupunkipurossa oli hieman pienempi kuin Läsänkoskessa, mutta selvästi pienempi kuin Partakoskessa (Taulukko 4). Imatran kaupunkipuron mätimunatiheys oli samaa luokkaa Läsänkosken mätimunatiheyden kanssa, mutta pienempi kuin Partakoskessa (Taulukko 4).

Taulukko 4. Imatran kaupunkipuron, Läsänkosken ja Partakosken taimenten pesätiheys ja mätitiheys per 100 m² vuosina 2016–2020.

Vuosi	Pesätiheys, pesiä/100 m ²			Mätimunia, kpl/100m ²		
	Imatra	Läsä	Parta	Imatra	Läsä	Parta
2016	-	0,39	-	-	398	-
2017	-	0,63	1,8	-	530	2643
2018	0,33	0,50	-	358	372	-
2019	0,29	0,63	1,1	448	460	2218
2020	0,21	0,41	1,0	186	607	1353
Keskiarvo (keskihajonta)	0,28 (0,1)	0,51 (0,1)	1,3 (0,4)	331 (133,1)	474 (96,7)	2071 (657,3)

3.2 Jokipoikastiheysarvio

Taimenten ikäryhmien yhteenlasketussa tiheydessä oli tilastollisesti merkitsevä ero Imatran kaupunkipuron ja vertailupurojen välillä (Kruskal-Wallis $X^2=32,517$, $df=2$, $p<0,001$) (Kuva 5). Ikäryhmien yhteenlaskettu tiheys Imatran kaupunkipurossa vuosina 2016-2020 oli korkeampi kuin Saajoessa vuosina 1999-2020 (Dunnin testi $p<0,001$) tai Kiertajoessa vuosina 1996-2020 (Dunnin testi $p<0,001$). Kun verrattiin purojen tiheyksiä vain vuosina 2016-2020 Imatran kaupunkipuron ja vertailukohteiden välillä, oli purojen välillä silloinkin tilastollisesti merkitsevä ero (Kruskal-Wallis $X^2=12,522$, $df=2$, $p=0,002$) (Kuva 5). Imatran kaupunkipuron ja Kiertajoen välinen tiheysero oli tilastollisesti merkitsevä vuosina 2016-2020 (Dunnin testi $p<0,001$). Imatran kaupunkipuron ja Saajoen välinen tiheysero ei ollut tilastollisesti merkitsevä vuosina 2016-2020 (Dunnin testi $p=0,23$).



Kuva 5. Koealojen keskimääräinen taimentiheys a) Imatran kaupunkipurossa, b) Kiertojoen ja c) Saajoessa ikäryhmittäin. Kiertojoen kuvaajassa y-akseli on eri skaalassa kuin muiden. t 0 tarkoittaa 0-ikäryhmän taimenia, t 1 tarkoittaa 1-ikäryhmän taimenia jne.

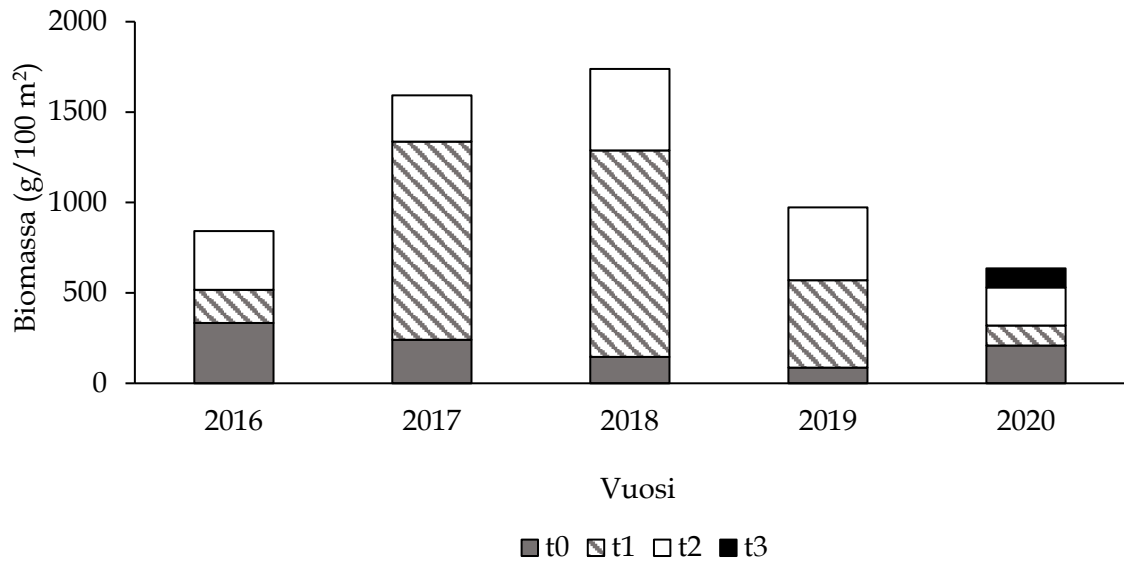
0-vuotiaiden taimenten tiheydessä oli tilastollisesti merkitsevä ero Imatran kaupunkipuron sekä Saajoen ja Kiertojoen välillä (Kruskal-Wallis $X^2=28,031$, $df=2$, $p<0,001$) (Kuva 5). Korkein 0-vuotiaiden taimenten tiheys kaupunkipurossa oli vuonna 2017 (43 taimenta/100 m²) (Kuva 5a). Yksi 3-vuotias taimenyksilö tavattiin vain vuonna 2020. Yli 3-vuotiaita taimenia Imatran kaupunkipurossa ei tavattu yhtenäkkään vuonna (Kuva 5a).

Saajoessa korkein 0-vuotiaiden taimenten tiheys oli vuosina 2014 (27 yksilöä/100 m²), 2019 (21 yksilöä/100 m²) ja 2008 (15 yksilöä/100 m²). Vuonna 2019 Saajokeen oli istutettu poikasia, joten istutus saattoi vaikuttaa suurentavasti joidenkin koealojen poikastiheyteen. Vuosina 2003–2005 Saajoen koealoilta ei löytynyt yhtäkään 0-vuotiasta taimenen jokipoikasta (Kuva 5b).

Kiertojoessa eri ikäisten taimenten tiheydet vaihtelivat suuresti vuosien välillä, ja joinakin vuosina 0-vuotiaita taimenia ei havaittu ollenkaan (Kuva 5c). Eniten 0-vuotiaita taimenia Kiertojoessa oli vuosina 2002 (2 yksilöä/100 m²), 2009 (2 yksilöä/100 m²) ja 2015 (1 yksilö/100 m²). 6-vuotiaita taimenia Kiertojoesta löytyi vuonna 2003 kolme yksilöä (0,2 yksilöä/100 m²), mutta muina vuosina yhtä vanhoja taimenia ei löytynyt (Kuva 5c).

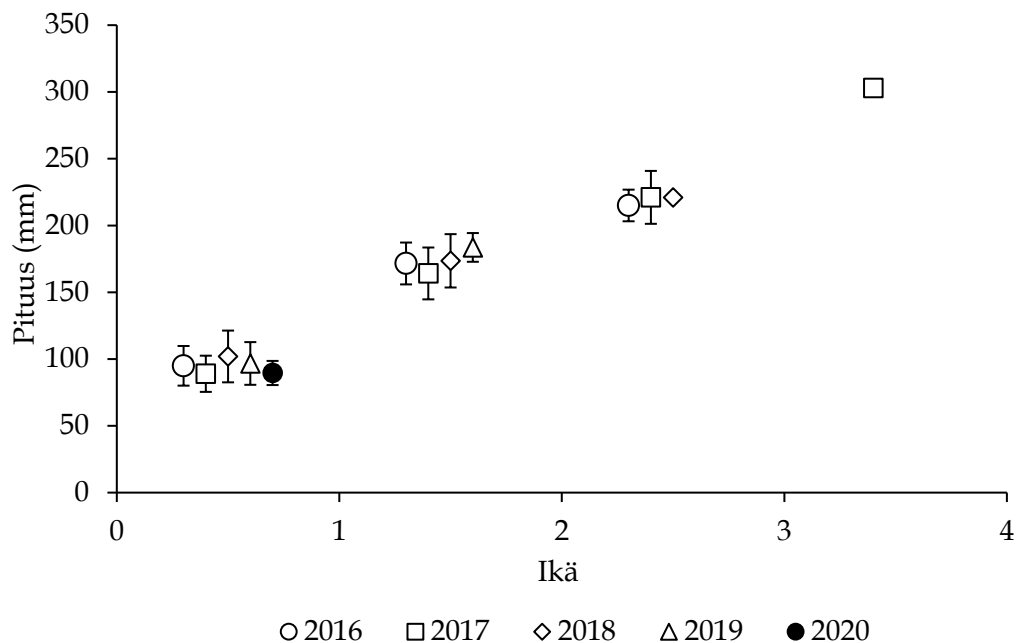
1-vuotiaiden tiheyksissä oli myös tilastollisesti merkitsevä ero purojen välillä (Kruskal-Wallis $X^2=24,604$, $df=2$, $p<0,001$). Saajoen ja Imatranpuron 1-vuotiaiden taimenten tiheyksien välillä ei ollut merkitsevää eroa (Dunnin testi $p=0,16$). Imatranpuron ja Kiertojoen välillä oli tilastollisesti merkitsevä ero 1-vuotiaiden taimenten tiheyksissä (Dunnin testi $p<0,001$). Myös Saajoen ja Kiertojoen välillä oli merkitsevä ero (Dunnin testi $p<0,001$), eli Saajoessa oli korkeampi 1-vuotiaiden tiheys kuin Kiertojoessa.

Imatranpuron taimenten ikäryhmien yhteenlasketut biomassat vaihtelivat välillä 636–1738 g/100 m² vuosina 2016–2020 (Kuva 6). Biomassa ei noussut vuoden 2018 jälkeen, vaan laski (Kuva 6).



Kuva 6. Imatran kaupunkipuron taimenten biomassa-arviot ikäryhmittäin.

Pituusjakaumien mukaan Imatranpuron taimenten pituuksissa ikäryhmien sisällä oli paljon vaihtelua (Kuva 7). Vuoden 2017 vuosiluokasta havaittiin vain yksi 3-vuotias vuonna 2020, eikä muina vuosina saatu 3-vuotiaita tai vanhempia saaliiksi yhtäkään.



Kuva 7. Taimenten vuosiluokkien 2016–2020 keskipituudet ja keskihajonnat Imatran kaupunkipurossa ikäryhmittäin. Taimenet oli jaettu ikäryhmiin Petersen-menetelmällä.

Säilyvyyksissä mädistä poikaseksi ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa Imatran kaupunkipuron ja Läsänkosken välillä (Kruskal-Wallis $\chi^2=0,0875$, $df=1$, p -arvo= $0,7674$) (Taulukko 5). Säilyvyyksissä 0-vuotiaasta 1-vuotiaaksi ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa Imatranpuron sekä Kiertojoen ja Saajoen välillä (Kruskal-Wallis $\chi^2=0,615$, $df=2$, $p=0,7351$) (Taulukko 5). Imatran kaupunkipuron ja Saajoen välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa säilyvyyksissä 0-vuotiaasta 1-vuotiaaksi (Dunnin testi $p=0,695$) (Taulukko 5). Säilyvyyksissä 1-vuotiaasta 2-vuotiaaksi Saajoen ja Imatran kaupunkipuron välillä ei myöskään ollut tilastollisesti merkitsevää eroa (Dunnin testi $p=0,695$) (Taulukko 5).

Taulukko 5. Imatran kaupunkipuron taimenten vuotuinen säilyvyys (S) hedelmöityksestä yksikesäiseksi, yksikesäisestä kaksikesäiseksi jne. Kiertojoen ja Saajoen taimenten vuotuinen kokonaissäilyvyys (S) yksikesäisestä kaksikesäiseksi (0-1) ja kaksikesäisestä kolmekesäiseksi (1-2) sekä Läsänkosken taimenten vuotuinen kokonaissäilyvyys hedelmöityksestä yksikesäiseksi. Vuosien välinen keskiarvo ja keskihajonta viimeisellä rivillä.

Jakso	Imatranpuro			Kiertojoki		Saajoki		Läsä
	Mäti-0	0-1	1-2	0-1	1-2	0-1	1-2	Mäti-0
2016-2017	-	0,60	1,02	1,3	0,76	1,81	0,49	0,031
2017-2018	-	0,61	0,17	0,25	0	0,53	0,40	0,007
2018-2019	0,04	0,70	0,17	0,43	0,50	0,19	0,15	0,036
2019-2020	0,02	0,22	0,22	3,91	2,00	0,39	0,62	-
Keskiarvo	0,03	0,53	0,40	1,47	0,82	0,73	0,42	0,022
(keskihajonta)	(0,01)	(0,21)	(0,42)	(1,69)	(0,85)	(0,74)	(0,20)	(0,01)

3.3 Muut kalalajit

Sähkökalastuksessa vuosina 2016-2020 Imatranpurossa havaittuja kalalajeja olivat harjus (*Thymallus thymallus*), kivennuoliainen (*Barbatula barbatula*), kivisimppu (*Cottus gobio*), made (*Lota lota*) ja taimen (Taulukko 6). Myös täplärapuja (*Pacifastacus*

leniusculus) löydettiin purosta. Järvilohesta ei ole havaintoja Imatran kaupunkipurossa.

Kiertojoesta löydettyjä lajeja vuosina 1996–2020 taimenen lisäksi olivat ahven (*Perca fluviatilis*) ja hauki (*Esox lucius*) (Taulukko 6). Saajoesta löydettyjä lajeja vuosina 1999–2020 taimenen lisäksi olivat ahven, hauki, kivisimppu, made ja särki (*Rutilus rutilus*).

Taulukko 6. Sähkökoekalastuksessa saaliiksi jääneiden kalalajien keskitiheydet pyydystettävyydellä arvioituna, yksilöä/100 m². Tiedot Imatranpurosta vuosilta 2016–2020, Kiertojoesta vuosilta 1996–2020 ja Saajoessa vuosilta 1999–2020.

Laji	Imatranpuro	Kiertojoki	Saajoki
Ahven	0	>0	0,3
Harjus	1,5	0	0
Hauki	0	0,5	>0
Kiven- nuoliainen	4,8	0	0
Kivisimppu	2,2	0	31
Made	0,1	0	0,1
Nahkiainen	0		
Särki	0	0	0,5

Vuonna 2020 Imatran kaupunkipurossa kalastetulta ylimääräiseltä koealalta, joka sijaitsi puron jyrkässä alaosassa, löytyi kymmeniä taimenenpoikasia. Niiden pituus vaihteli välillä 40–100 mm.

4 TULOSEN TARKASTELU

4.1 Imatran kaupunkipuron tarjoama hyvitys

Keinotekoisena uomana ja taimenten lisääntymishabitaattina Imatran kaupunkipuro vaikuttaa toimittavan tehtäväänsä kiitettävästi, sillä taimenet ovat ottaneet puron käyttöönsä ja ovat kuteneet siellä vuosittain. Kaupunkipuro on kuitenkin virtaamaltaan noin 0,5 ‰ Vuoksen virtaamasta ja pinta-alaltaan häviävän pieni verrattuna Saimaan luusuan ja Imatrankosken väliseen, aikoinaan vapaaseen koskijaksoon. Imatran kaupunkipuron pinta-ala on noin 0,3–0,4 ha. Imatrankosken voimalaitoksen takia varsinaista koskipinta-alaa menetettiin noin 50 ha ja alle 2 m syvyistä koskea noin 18 ha. Siten kaupunkipuron tarjoama kompensatio Imatran vesivoimalan aiheuttamaan haittaan on hyvin pieni, lähes merkityksetön. Imatran kaupunkipuro on siis vain osittaishyvitys Imatran vesivoimalan aiheuttamista ympäristöhaitoista.

4.2 Poikasten sorastanousujankohta

Imatran kaupunkipuron taimenenpoikaset nousivat sorasta samaan aikaan verrattuna kahteen luonnontilaiseen koskeen: arvioitu viimeinen sorastanousupäivä oli tämän tutkielman arvion perusteella Imatranpurossa 23.5.2020, kun molemmissa vertailukoskissa se oli vain päivää myöhemmin, 24.5.2020. Sekä Partakoskessa että Läsänkoskessa suurin osa poikasista oli kuvaamisen aikaan jo isoja, ja niiden ruskuaispussi oli lähes kokonaan kulunut pois. Osa poikasista oli siis mahdollisesti jo poistunut pesistä, joten sorastanousujakson tarkkaa alkamispäivää oli mahdotonta arvioida vertailukoskissa. Sorastanousun samanaikainen päättyminen viittaa kuitenkin siihen, että sorastanousujakso ei ainakaan suuresti vaihtelee Imatran kaupunkipuron ja vertailukoskien välillä.

Lämpötila on tärkeä tekijä poikasten kehitykselle (Elliott & Hurley 1998, Syrjänen ym. 2008), joten purossa aiemmin havaitut alle 0°C:een lämpötilat olisivat saattaneet

aiheuttaa alkioille kuolevuutta. Tässä tutkielmassa lämpömittari ei kuitenkaan havainnut alle 0°C:een lämpötiloja, mutta lämpötila laski talvikuukausina hyvin lähelle 0°C:tta. Mitattuna ajanjaksona Imatran kaupunkipuron veden lämpötila ei noussut yhtä korkealle kuin vertailupurojen ja talvella se laski alemmas kuin vertailupuroissa, mutta kyse on hyvin pienistä eroista. Koska Läsänkoskessa ja Partakoskessakin lämpötila laski lähelle 0°C:tta, voidaan olettaa, että lähes 0°C:een lämpötilat ovat normaali osa virtavesien talviaikaa. Hyytöä on havaittu puroissa, ja sorastanousuajankohdan ja säilyvyyden perusteella se ei ainakaan toistaiseksi haittaa alkioita. Hyytö ei mahdollisesti ylety syvälle soran sisään, missä alkiot sijaitsevat. Siten alkiot jäävät henkiin. Hyydön määrää ja alkioiden säilyvyyttä on kuitenkin syytä edelleen tarkkailla, jotta tiedetään, selviävätkö alkiot talvesta jatkossakin.

Imatran kaupunkipuron taimenten pesä- ja mätitiheys oli samalla tasolla Läsänkosken kanssa. Kaupunkipuro pystyy siis tarjoamaan luonnollista koskea vastaavan elinympäristön kutemiselle. Imatran kaupunkipuroon lisätään kutusoraikkoja vielä tulevaisuudessa, joten pesä- ja mätitiheydet voivat vielä kasvaa.

4.3 Säilyvyys

Alkioiden keski-säilyvyys yksikesäiseksi jokipoikaseksi oli Imatranpurossa 3 %. Se laskettiin kuitenkin vain kahden vuoden säilyvyystietojen pohjalta. Säilyvyyksissä on paljon vaihtelua eri vuosien välillä, joten tarvittaisiin usean vuoden havaintoja, jotta keskiarvo saataisiin tarkemmaksi. Imatran kaupunkipurossa havaittu alkioiden keski-säilyvyys oli hieman korkeampi kuin Läsänkoskessa vuosina 2016–2019 (2 %). Suomalaisissa virtavesissä keski-säilyvyys vaihtelee 1 % (Matkuksenkoski, Rutajoki vuosina 2000–2020) ja 25 % (Kotakoski, Arvaja vuosina 2006–2020) välillä (Syrjänen, julkaisematon). Säilyvyys Imatranpurossa ei siis ole aivan matalin eikä matalampi kuin Läsänkoskessa, mutta Kotakosken ennätyslukemaan Imatranpuron taimenet eivät yllä.

Yksikesäisestä kaksikesäiseksi Imatran kaupunkipurossa selviää keskimäärin 53 % poikasista. Kiertojoella keskimääräinen säilyvyys oli 147 %, mikä tarkoittanee sitä, että yksikesäisten poikasten pyydystettävyys on todellisuudessa pienempi kuin laskennassa käytetty. Saajoen taimenten säilyvyys yksikesäisestä kaksikesäiseksi oli keskimäärin 73 %, mikä on korkeampi tulos kuin Imatran kaupunkipurossa. Vaihtelu vuosien välillä oli kuitenkin suurta ja joinain vuosina Saajokeen ilmestyi enemmän poikasia kuin mitä edellisenä vuonna oli ollut. Saajokeen vuonna 2019 istutetut poikaset ovat saattaneet vaikuttaa tässä asiassa.

Kaksikesäisestä kolmekesäiseksi Imatralla selviää keskimäärin 40 % jokipoikasista. Kiertojoessa säilyvyys on samalla ikäjaksolla todella suuri, 82 %. Saajoki on samalla tasolla kuin kaupunkipuro 42 % säilyvyydellä. Vaikka vaihtelu vuosien välillä oli suurta ja oli lähes mahdotonta nähdä minkäänlaista trendiä säilyvyyksissä, kaupunkipuron jokipoikasten säilyvyudet samalla ajanjaksolla eivät poikenneet vertailupuroista merkittävästi.

4.4 Jokipoikastiheys

Sähkökoekalastuksen perusteella Imatran kaupunkipurossa on tiheydeltään luonnontilaisia puroja vastaava tai jopa tiheämpi taimenpopulaatio. Koska 3-vuotiaita taimenia oli Imatranpurossa vähän, voidaan olettaa, että kolmen vuoden ikään mennessä poikaset smolttiutuvat ja lähtevät purosta.

Havaintojen perusteella taimenten tiheys laski Imatran kaupunkipurolla vuoden 2017 jälkeen, mutta viimeisimpänä tutkimusvuotena vuonna 2020 tiheys oli taas kasvussa verrattuna edelliseen vuoteen. Biomassa taas on ollut laskussa vuodesta 2018 lähtien. Tiheys ja biomassa eivät siis ole kasvaneet Imatran kaupunkipurossa ajan kuluessa. Vertailupurojen havaintojen perusteella taimentiheydet vaihtelevat suuresti vuosien välillä, joten tiheys voi lähteä taas nousuun tulevaisuudessa.

On vaikeaa arvioida, mikä on taimenten ”normaali” tiheys Suomessa. Joitain vertailukohtia löytyy kuitenkin aiemmista tutkimuksista. Marttila ym. (2019)

tutkivat suomalaisia kunnostettuja virtavesiä ja laskivat kunnostuksen jälkeiseksi keskimääräiseksi taimentiheydeksi 7 yksilöä/100 m² (tiheys vaihteli kohteesta riippuen välillä 0–31). Syrjänen ym. (2015) tutkivat suomalaisia jokia, joihin oli istutettu taimenen hedelmöitettyjä mätimunua, sekä sellaisia, joihin istutuksia ei ollut tehty. He havaitsivat, että ilman istutuksia keskimääräinen taimenten tiheys oli 12 yksilöä/100 m². Syrjänen ja Valkeajärvi (2010) mainitsevat, että korkeimmat raportoidut taimenen 0-vuotiaiden jokipoikasten tiheydet Suomessa olivat 120 yksilöä/100 m², jotka havaittiin Kivikoskessa Arvajanjoessa vuosina 1984–1993. Mäki-Petäys ym. (2000) arvioivat Kitkajoen 0-vuotiaiden taimenten tiheydeksi 30–60 yksilöä/100 m² vuosina 1989–1995. Samassa raportissa kerrottiin Kuusinkijoen 0-vuotiaiden taimenten tiheyden olevan parhaimmillaan myös lähes 60 yksilöä/100 m² samalla aikavälillä (Mäki-Petäys ym. 2000). Gustafssonin väitöskirjan (2017) neljännessä tutkimuskäsikirjoituksessa mainitaan Eldforsenissa, Keski-Ruotsissa sijaitsevan keinotekoisien purojen taimentiheyden olevan 11 ± 3 yksilöä/100 m². Tutkimuksessa ei tosin tutkittu purojen pysyvää taimenpopulaatiota, vaan taimenet olivat tutkimusta varten istutettuja yksilöitä. Keskimääräisen taimentiheyden kerrottiin kuitenkin vaihtelevan välillä 6–12 yksilöä/100 m² alueen luonnonpuroissa (Gustafsson ym. 2017). Imatran kaupunkipuron taimenten tiheys oli kyllä korkeampi kuin vertailupuroissa, mutta aivan ennätyslukemiin tiheys ei ole toistaiseksi yltänyt. Se tuskin on päämääränäkään, vaan populaation ylläpitoon riittävä poikastuotanto on tärkeintä.

Tässä tutkielmassa luonnollisten purojen jokipoikastiheys oli huomattavasti alhaisempi kuin Imatran kaupunkipurossa. Vertailujoista Kiertojoki tarjosi kuitenkin varsin ankarat olosuhteet jokipoikasille tutkimusvuosina, sillä se oli pieni ja altis säännöllisille kuivumisille ja myös kevättulville. Mahdollisilla kuivumisjaksoilla saattoi hyvinkin olla negatiivinen vaikutus taimenten säilyvyyteen Kiertojoessa. Imatran kaupunkipuron keskivirtaama pysyi puolestaan vuodesta toiseen riittävänä taimenten liikkumiseen ja poikastuotantoon, mikä saattoi auttaa taimenten tehokkaassa lisääntymisessä. Lisäksi Imatran kaupunkipuron veden lämpötila noudattelee Vuoksen lämpötilaa, eikä nouse

kesälläkään liian korkeaksi. Se osaltaan antaa jokipoikasille otolliset olosuhteet selviytyä.

Imatran kaupunkipurosta vaikuttaa toistaiseksi puuttuvan monet taimenenpoikasia saalistavat petokalat, kuten hauki, ahven tai made, eli taimenpopulaatioon kohdistuu vain pieni predaatiopaine. Imatranpurosta löytyi kuitenkin täplärapuja, jotka voivat myös käyttää taimenen alkioita ja poikasia ravintonaan. Petokalojen läsnäolo saattaa johtaa siihen, että taimenen energiankulutus kasvaa, mutta energiansaanti pienenee, sillä petokalat lisäävät taimenten yöaktiivisuutta ja oleskelua energeettisesti epäedullisemmissä mikroympäristöissä (Álvarez & Nicieza 2003, Jonsson & Jonsson 2011). Imatranpurossa petokalojen puuttuminen johtaa siis päinvastaiseen efektiin, kun taimenen energiankulutus pienenee predaatiopaineen ollessa pieni, ja samaan aikaan energiansaanti kasvaa taimenten saalistaessa päiväsaikaan. Vertailupuroissa puolestaan petokalojen tiheydet vaikuttavat suuremmilta kuin kaupunkipurossa, mikä saattoi osaltaan johtaa pienempiin taimentiheyksiin. Imatranpuron taimenten energiansaantia ja kasvua edisti lisää ravinnon hyvä saatavuus, sillä Imatran kaupunkipuron pohjaa tutkimalla voi siellä havaita olevan runsas pohjaeläinten yksilömäärä.

Siinä missä petojen läsnäolo vaikuttaa taimenten menestykseen, myös kilpailevan lajin, kuten kivisimpun, läsnäololla voi olla vaikutusta. Niin kävi Marttilan ym. (2019) tutkimuksessa, jossa taimenten tiheys ei kasvanut yhtä paljon kunnostuksien jälkeen niissä vesistöissä, joissa kivisimpputiheys oli suuri. Vähän kivisimppuja sisältäneissä vesistöissä taimenten tiheys oli korkeampi (Marttila ym. 2019). Imatranpurossa keskimääräinen kivisimpputiheys vuosina 2016–2020 oli 2 yksilöä/100 m², joten se oli mahdollisesti liian alhainen ollakseen merkityksellinen haitta taimenille. Esimerkiksi Saajoessa niiden tiheydellä saattaa ollakin jo vaikutusta, sillä Saajoessa kivisimpputiheys oli 31 yksilöä/100 m². Kivisimppujen merkityksestä taimenten kilpailijoina on kuitenkin kiistelty ja luotettavia tutkimustuloksia on vähän (Hesthagen ym. 2004). Luultavasti kivisimput ja

taimenet kuitenkin käyttävät samoja ravinnonlähteitä varsinkin talviaikaan, kun ravintoa on vähän (Hesthagen ym. 2004).

Taimenten iänmäärittystä vaikeutti se, että pituusjakaumasta ei pystytty erottelamaan eri ikäryhmiä. Samanikäisten yksilöiden koossa oli siis huomattavaa vaihtelua ja yksi syy vaihteluun saattaa olla jo taimenten ensimmäisen kesän aikana tapahtuva jakautuminen erilaisiin elinympäristöihin purossa. Syksyllä 2020 ylimääräiseltä koealalta löydetyt poikaset olivat pienempiä kuin muilta koealoilta löydetyt. Koeala sijaitsi puron alaosassa kovassa virrassa, joten poikaset olivat jääneet pieniksi ehkä siksi, että niillä kului enemmän energiaa uimiseen. Taimenella esiintyy reviirikäyttäytymistä jokipoikasvaiheessa, joten suurimmat 0-vuotiaat taimenet olivat ehkä ajaneet heikommat energeettisesti huonommalle alueelle.

Vaikka Imatran kaupunkipuron keskiosan varrella on puita, puron jälkimmäisen, mutkittelevan habitaattiosuuden varrella on vain varsin matalaa kasvillisuutta. Kun puut alkavat kasvaa alueella, detrituksen voi olettaa lisääntyvän purossa huomattavasti. Detritus voi hyödyttää taimenia, sillä Gustafsson (2017) havaitsi, että taimenet viihtyivät parhaiten sellaisissa keinotekoisien puron osissa, joissa detrituksen määrä oli korkein. Detrituksen määrän kasvu muuttaa luultavasti pohjaeläinlajien runsaussuhteita. Taimen kuitenkin käyttää ravintonaan monenlaisia pohjaeläimiä, joten sillä, mikä on pohjaeläinten runsain laji purossa, on tuskin sille merkityksellistä.

Imatran kaupunkipuron taimenpopulaatio saattaa tulevaisuudessa vielä kasvaa. Puro on vielä nuori, ja pidemmällä seuraamisella saadaan selville, millaisia taimentiheyksiä Imatranpurossa esiintyy. Toisaalta taimenpopulaatio voi pienentyäkin, jos petokalat ja salakalastajat löytävät puron tai kivisimppujen määrä kasvaa. Kompensaatiota voidaan alueella lisätä esimerkiksi pääuoman kunnostuksella, vuorokautisen säännöstelyn rajoittamisella tai vaikkapa kaupunkipuron laajentamisella tai toisen uoman rakentamisella lähialueille.

5 PÄÄTELMÄT

Imatran kaupunkipurossa taimenpopulaation yksilömäärä ja biomassa eivät kasvaneet enää vuoden 2018 jälkeen tutkimusjakson aikana eli vuosina 2016–2020. Kaupunkipuron taimentiheys oli vertailupuroja tiheämpi, eli pienikin puro voi tuottaa merkittävän määrän taimenia. Jokipoikasten ja alkioiden säilyvyys ovat samanlaista Imatran kaupunkipurossa verrattuna vertailukohteisiin. Pinta-alaltaan ja virtaamaltaan kaupunkipuro on kuitenkin lähes merkityksetön verrattuna menetettyihin alueisiin.

KIITOKSET

Kiitos ohjaajilleni Saija Koljoselle, Jukka Syrjäselle ja Timo Marjomäelle arvokkaista neuvoista, ohjauksesta ja laajasta lähteiden tarjoamisesta. Kiitokset neuvoista ja sähkökalastuksesta Kaakkois-Suomen ELY-keskuksen Markus Tapaniselle ja Pekka Vähänäkille, Imatran kaupungin kalastusmestarille Tomi Mennalle ja Suomen ympäristökeskuksen Jukka Jormolalle. Kiitokset vertailukohteiden pesänlaskentaan ja sähkökoekalastuksiin osallistuneille Miska Haapsalolle, Maija Hannulalle, Teemu Mäenpäälle, Chris Mäkiselle, Lauri Rintamäelle, Kimmo Sivoselle ja Reetta Väätäiselle. Kiitokset myös Maa- ja vesitekniikan tuki ry:lle tämän tutkielman rahoittamisesta.

KIRJALLISUUS

- Álvarez D., Nicieza A.G. 2003. Predator avoidance behaviour in wild and hatchery-reared brown trout: the role of experience and domestication. *Journal of Fish Biology* 63: 1565–1577.
- Anderson E., Freeman M. & Pringle C. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: Impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications* 22: 397–411.
- Arlidge W., Bull J., Addison P., Burgass M., Gianuca D., Gorham T., Jacob C., Shumway N., Sinclair S., Watson J, Wilcox C. & Milner-Gulland E.J. 2018. A global mitigation hierarchy for nature conservation. *BioScience* 68(5): 336–347. DOI: 10.1093/biosci/biy029
- Birnie-Gauvin K., Candee M., Baktoft H., Larsen M., Koed A. & Aarestrup K. 2017. River connectivity reestablished: Effects and implications of six weir removals on brown trout smolt migration. *River Research and Applications* 34: 548–554.
- Bohlin T., Hamrin S., Heggberget T., Rasmussen G. & Saltveit S. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9–43.
- Branton M. & Richardson J. 2014. A test of the umbrella species approach in restored floodplain ponds. *Journal of Applied Ecology* 51: 776–785. doi: 10.1111/1365-2664.12248
- Bréton F., Baki A.B.M., Link O., Zhu D.Z. & Rajaratnam N. 2013. Flow in nature-like fishway and its relation to fish behaviour. *Canadian Journal of Civil Engineering* 40: 567–573. dx.doi.org/10.1139/cjce-2012-0311
- Brevé N., Buijse A., Kroes M., Wanningen H. & Vriese F. 2014. Supporting decision-making for improving longitudinal connectivity for diadromous and

- potamodromous fishes in complex catchments. *Science of the Total Environment* 496: 206–218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.043>
- Bunt, C. M., Castro-Santos, T., & Haro, A. 2012. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Research and Applications* 28(4), 457–478. <https://doi.org/10.1002/rra.1565>
- Campbell N., Reece J., Urry L., Cain M., Wasserman S., Minorsky P. & Jackson R. 2015. *Biology. A global approach*. Pearson Education Ltd. 10. painos.
- Calles E. & Greenberg L. 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish river Emån. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 183–190.
- Chapelsky A., Guzzo M., Hrenchuk L. & Blanchfield P. 2020. Invertebrate colonization of a newly constructed diversion channel in the Canadian Shield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 00: 1–10. [dx.doi.org/10.1139/cjfas-2020-0026](https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0026)
- Cooke S., Bergman J., Nyboer E., Reid A., Gallagher A., Hammerschlag N., Van de Riet K. & Vermaine J. 2020. Overcoming the concrete conquest of aquatic ecosystems. *Biological Conservation* 247: 108589. [doi:10.1016/j.biocon.2020.108589](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108589)
- Crisp D.T. & Carling P.A. 1989. Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology* 34: 119–134.
- Einum S. & Fleming I. (2001) Implications of stocking: Ecological interactions between wild and released salmonids. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 56–70.
- Elliott J. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press.
- Elliott J. 1995. Fecundity and egg density in the red for the sea trout. *Journal of Fish Biology* 47: 893–901.

- Elliott J. & Hurley M. 1998. An individual-based model for predicting the emergence period of sea trout fry in Lake District stream. *Journal of Fish Biology* 53: 414–433.
- Enbuske M. 2010. *Pohjois-Pohjanmaan ympäristöhistoria. Alueellisen ympäristöhallinnon kehitys sekä ohjaavat järjestelmät, vaikuttavat tekijät ja ympäristövaikutukset*. Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus. Vammalan Kirjapaino Oy, Sastamala.
- Etelä-Karjala-instituutti, Euroopan yhteisö, Rakennerahastot & Lappeenrannan teknillinen yliopisto. 2005. Virtuaali-Vuoksi – Imatran voimalaitos (1929). [Verkkosivu] [Viitattu 17.5.2021] Saatavilla: http://www3.lut.fi/eki/vuoksivirtaa/virtuaalimatka_vuoksella/suomenr_uhr/imatranvoimalaitos2.html
- Fortum. 2021. Hydropower plants. [Verkkosivu.] [Viitattu 15.6.2021] Saatavissa: <https://www.fortum.com/about-us/our-company/our-energy-production/our-power-plants/hydropower-plants>
- Gustafsson S., Österling E.M., Nilsson P.A. & Calles O. 2017. Brown trout (*Salmo trutta*) habitat choice: relative importance of woody debris and river morphology in nature-like fishways. Käsikirjoitus. Teoksessa: Gustafsson S. 2017. *Habitat compensation in nature-like fishways. Effects on benthos and fish*. Väitöskirja. Karlstad University Studies 2017:46.
- Higgins J., Zablocki J., Newsock A., Krolopp A., Tabas P. & Salama M. 2021. Durable freshwater protection: A framework for establishing and maintaining long-term protection for freshwater ecosystems and the values they sustain. *Sustainability* 13. <https://doi.org/10.3390/su13041950>
- Hesthagen T., Saksgård R., Hegge O., Dervo B. & Skurdal J. 2004. Niche overlap between young brown trout (*Salmo trutta*) and Siberian sculpin (*Cottus poecilopus*) in subalpine Norwegian river. *Hydrobiologia* 521: 117–125.
- Huusko A., Vainikka A., Syrjänen J., Orell P., Louhi P & Vehanen T. 2018. Life-history of the adfluvial brown trout (*Salmo trutta* L.) in Eastern Fennoscandia.

- Teoksessa Lobón-Cervía J. & Sanz N. (toim.), *Brown Trout: Biology Ecology and Management* (s. 267–295). John Wiley & Sons Ltd.
- Järvenpää L., Jormola J. & Tammela S. 2010. Luonnonmukaisten ohitusuomien suunnittelu rakennetussa vesistöissä – Lohen palauttaminen Oulujokeen. *Suomen ympäristö 5*: 9–22. Suomen ympäristökeskus.
- Jonsson B. & Jonsson N. 2011. *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout*. Springer.
- Jormola J., Haapala A., Leinonen K., Tapaninen M., Vähänäkki P. & Koljonen S. Performance of constructed reproduction channels – Development of Imatra City Brook in Finland. Käsikirjoitus.
- Junge C.O. & Libosvsky J. 1965. Effect of size selectivity on population estimates based on successive removals with electric gear. *Zoology Listy* 14: 171–178.
- Katopodis, C., Kells, J. A., & Acharya, M. 2001. Nature-like and conventional fishways: Alternative concepts? *Canadian Water Resources Journal* 26(2), 211–232. <https://doi.org/10.4296/cwrj2602211>
- Khan N. & Colbo M. 2008. The impact of physical disturbance on stream communities: lessons from road culverts. *Hydrobiologia* 600: 229–235.
- Kiljunen M. 2003. *Kosken yläpuolisen järven vaikutus taimenen (Salmo trutta L.) alkion kehitykseen ja energiankäyttöön*. Pro gradu-tutkielma, Jyväskylän yliopisto.
- Klemetsen A., Amundsen P-A., Dempson JB., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell MF., Mortensen E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): A review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1–59.
- Korjonen-Kuusipuro K. 2007. Voimaa Vuoksesta. *Tekniikan Waiheita* 3/07. <https://journal.fi/tekniikanwaiheita/article/view/63854/25162>
- Landsman S., McLellan N., Platts J. & van den Heuvel M. 2018. Nonsalmonid versus salmonid passage at nature-like and pool-and-weir fishways in

Atlantic Canada, with special attention to rainbow smelt. *Transactions of the American Fisheries Society* 147: 94–110.

- Larinier M. 2001. Environmental issues, dams and fish migration. Teoksessa Marmulla G. (toim.), *Dams, fish and fisheries. FAO Fisheries Technical Paper* 419, 45–90.
- Marttila M., Louhi P., Huusko A., Vehanen T., Mäki-Petäys A., Erkinaro J., Syrjänen J. & Muotka T. 2019. Synthesis of habitat restoration impacts on young-of-the-year salmonids in boreal rivers. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 29: 513–527. DOI: 10.1007/s11160-019-09557-z
- Moilanen A. & Kotiaho J. 2017. Ekologisen kompensaation määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset. *Suomen ympäristö* 5/2017. Ympäristöministeriö.
- Mäki-Petäys A., Huusko A. & Mustonen S. 2000. Kuusamon itään laskevien vesistöjen kalataloudellinen kehittäminen: avainlajeina taimen, harjus ja järvilohi. *Kala- ja riistaraportteja* nro 178. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.
- Nilsson C., Reidy C., Dynesius M. & Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308(5720): 405–408.
- Noonan M., Grant J. & Jackson C. 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* 13: 450–464. doi: 10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x
- Norrgård J., Melin D. & Halldén A. 2005. Fiskundersökningar i Vätterns strandzon. *Vätternvårdsförbundet, Rapport* 89. Fiskundersökningar i Vätterns strandzon och Nissöga i Rocksjön: 2–44
- Northcote T.C. 1998. Migratory behavior of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. Teoksessa: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. (toim.). *Fish migration and fish bypasses*. Fishing News Books, Oxford, s. 3–18.

- Nyqvist D., Nilsson P.A., Alenäs I., Elghagen J., Hebrand M., Karlsson S., Kläppe S. & Calles O. 2017. Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. *Ecological Engineering* 102: 331–343.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.055>
- Pander, J., Mueller, M., & Geist, J. 2013. Ecological functions of fish bypass channels in streams: Migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications* 29(4), 441–450.
<https://doi.org/10.1002/rra.1612>
- Poff N.L. & Hart D.D. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52(8): 659–668.
- Raunio A., Anttila S., Pekkonen M. & Ojala O. 2018. Luontotyyppien soveltuminen ekologiseen kompensatioon Suomessa. *Suomen ympäristö* 4: 1–198.
Ympäristöministeriö.
- Raunio J. Imatran kaupunkipuron vaelluskalaseuranta syksyllä 2018. 2018. *Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 409.*
- Raunio J. Imatran kaupunkipuron vaelluskalaseuranta 2019. 2019. *Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 437.*
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL
<https://www.R-project.org/>.
- Roscoe, D. W., & Hinch, S. G. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: Historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries* 11(1): 12–33. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2009.00333.x>
- Rosenberg D., Berkes F., Bodaly R., Hecky R., Kelly C. & Rudd J. 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Reviews* 5: 27–54.
- Salminen M., Heinimaa P., Huusko A., Hyvärinen P., Kallio-Nyberg I., Kolari I., Lehtonen E., Leskelä A., Niva T., Piironen J., Romakkaniemi A. & Vehanen

- T. 2013. Paremmat istukkaat, parempi istutustulos. Istutustutkimusohjelman 2006–2012 tuloksia. *RKTL:n työraportteja* 19: 1–86.
- Saltveit S., Brabrand Å. & Brittain J. 2019. Rivers need floods: Management lessons learnt from the regulation of the Norwegian salmon river, Suldalslågen. *River Research and Applications* 35: 1181–1191.
- Scruton D. 1996. Evaluation of the construction of artificial fluvial salmonid habitat in a habitat compensation project, Newfoundland, Canada. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 171–183.
- Scruton D., Clarke K., Roberge M., Kelly J. & Dawe M. 2005. A case study of habitat compensation to ameliorate impacts of hydroelectric development: effectiveness of re-watering and habitat enhancement of an intermittent flood overflow channel. *Journal of Fish Biology* 67: 244–260.
- Seber, G. A. F. & LeCren, E. D. 1967: Estimating from catches large relative to population. *Journal of Animal Ecology* 36: 631–643.
- Stanford J., Ward J., Liss W., Frissell C., Williams R., Lichatowich J. & Coutant C. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 391–413.
- Suomen ympäristökeskus. 2018. Patojen luokittelu. [Verkkosivu] [Viitattu 3.3.2021]. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesien_kaytto/Padot_ja_patoturvallisuus/Patojen_luokittelu
- Suomen ympäristökeskus. 2020. Vesistöiden tietojärjestelmä (VESTY). [Online-tietokanta] [Viitattu 2.6.2021].
- Syrjänen J., Kiljunen M., Karjalainen J., Eloranta A. & Muotka A. 2008. Survival and growth of brown trout *Salmo trutta* L. embryos and the timing of hatching and emergence in boreal lake outlet streams. *Journal of Fish Biology* 72: 985–1000.

- Syrjänen J. & Valkeajärvi P. 2010. Gillnet fishing drives lake-migrating brown trout to near extinction in the Lake Päijänne region, Finland. *Fisheries Management and Ecology* 17: 199–208. doi: 10.1111/j.1365-2400.2010.00738.x
- Syrjänen, J.T., Sivonen, K., Sivonen, O. & Valkeajärvi, P. 2013. Taimenen kutupesälaskenta – menetelmät ja esimerkkituloksia. *Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä* 9/2013.
- Syrjänen J., Sivonen K., Sivonen O., Ruokonen T., Haatanen J., Honkanen V., Kivinen J., Kotakorpi M., Majuri P., Oraluoma M., Sarpakunnas M., Vesikko I., Heinimaa P., Timperi S. & Valkeajärvi P. 2014. Virtavesillä merkittyjen taimenten vaellukset ja pyynti Kymijoen vesistön järvillä vuosina 1999–2013. *Riista- ja kalatalous - Tutkimuksia ja selvityksiä* 6/2014.
- Syrjänen J., Ruokonen T., Ketola T. & Valkeajärvi P. 2015. The relationship between stocking eggs in boreal spawning rivers and abundance of brown trout parr. *ICES Journal of Marine Science* 72 (5): 1389–1398. doi:10.1093/icesjms/fsv017
- Syrjänen J., Hannula M., Mäenpää T., Mäkinen C. & Sivonen K. 2019. Taimenen kutujakson ja sorastanousujakson ajankohta Suomessa syksyllä 2017 ja keväällä 2018. Käsikirjoitus.
- Syrjänen J. 2020. Taimenen kudun ja sorastanousun jaksot Suomessa vuosina 2017–2020. Työraportti. Jyväskylän yliopisto.
- Tamario, C., Degerman, E., Donadi, S., Spjut, D. & Sandin, L. 2018. Nature-like fishways as compensatory lotic habitats. *River Research and Applications* 34: 253–261. <https://doi.org/10.1002/rra.3246>
- Tummers, J. S., Hudson, S., & Lucas, M. C. 2016. Evaluating the effectiveness of restoring longitudinal connectivity for stream fish communities: Towards a more holistic approach. *Science of the Total Environment* 569/570, 850–860. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.207>

- Turgeon K., Turpin C. & Gregory-Eaves I. 2019. Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: a quantitative synthesis. *Ecology Letters* 22: 1501–1516. doi: 10.1111/ele.13283
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Reidy Liermann C. & Davies P.M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561. doi:10.1038/nature09440
- Wang J., C. Ding., Heino J., Jiang X., Tao J., Ding L., Su W., Huang M. & He D. 2020. What explains the variation in dam impacts on riverine macroinvertebrates? A global quantitative analysis. *Environmental Research Letters* 15: 124028.
- Williams J., Armstrong G., Katopodis C., Larinier M. & Travade F. 2012. Thinking like a fish: A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Research and Applications* 28: 407–417. doi: 10.1002/rra.1551