

Pro gradu -tutkielma

**Luonnonmukaisten ohitusuomien vaikutus
padottujen jokien kalayhteisön koostumukseen**

Anne Lehtinen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

29.10.2023

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattisten tieteiden maisteriohjelma

Lehtinen, Anne E. Luonnonmukaisten ohitusuomien vaikutus
padottujen jokien kalayhteisön koostumukseen
Pro gradu tutkielma: 42 s., 6 liitettä (8 s.)
Työn ohjaajat: FT Saija Koljonen, FT Antti Eloranta ja FT Kimmo
Tolonen
Tarkastajat: FT Heikki Hämäläinen ja FT Antti Eloranta
Lokakuu 2023

Hakusanat: biodiversiteetti, eDNA, vaelluseste, virtavesiekosysteemi

Virtavesiekosysteemit ovat merkittävä osa biosfääriä ja vaikka ne kattavat vain noin kaksi prosenttia maapallon pinta-alasta, ovat ne silti yksi monimuotoisemmista ekosysteemeistä maailmassa. Padot pirstovat virtavesielin ympäristöjä ja katkaisevat jokijatkumon, joka on toiminnallisuuden kannalta merkittävin tekijä jokisysteemeissä. Jos joessa olevaa patoa ei voi purkaa, voidaan joen tilaa parantaa rakentamalla luonnonmukainen ohitusuoma, jonka avulla pyritään turvaamaan virtavesijatkumon säilyminen, jota pelkkä tekninen kalatie ei varmista. Luonnonmukaiset ohitusuomat voivat myös toimia eliöiden elin- ja lisääntymishabitaattina. Tämän tutkielman tavoitteena oli selvittää eDNA-menetelmän avulla, miten luonnonmukaiset ohitusuomat vaikuttavat kalayhteisöjen koostumukseen kymmenessä eteläisen Suomen padotussa joessa. Tulosten perusteella luonnonmukaisen ohitusuoman kalayhteisöt erosivat joen pääuoman kalayhteisöstä, eli ohitusuomalla oli vaikutusta padottujen jokien kalayhteisön koostumukseen. Erityisesti vaelluskalalajien, kuten ankeriaan (*Anguilla anguilla*) ja taimenen (*Salmo trutta*), DNA:ta löytyi enemmän ohitusomista kuin jokien pääuomista. Tutkimustulokset osoittivat myös eDNA-menetelmän soveltuvan jokien kalayhteisöjen seurantaan.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Master's Degree Programme in Aquatic Sciences

Lehtinen, Anne E. Impact of nature-like bypasses on the fish
 community structure in dammed rivers
MSc Thesis 42 p., 6 appendices (8 p.)
Supervisors: PhD Saija Koljonen, PhD Antti Eloranta and PhD
 Kimmo Tolonen
Inspectors: PhD Heikki Hämäläinen and PhD Antti Eloranta
October 2023

Keywords: biodiversity, eDNA, migration barrier, river ecosystem

Riverine ecosystems are a significant part of the biosphere and even though they cover only a couple percent of earth's surface, they are still among the most diverse ecosystems on Earth. Damming causes fragmentation of habitats and breaks the river continuum, which is a key feature for a functioning river ecosystem. If the dam in the river cannot be removed, the condition of the river can be improved by building a nature-like bypass. With the help of bypasses, the aim is to preserve the river continuum, which a technical fishway alone cannot ensure. In addition, the nature-like bypass can serve as a habitat and breeding ground for riverine species. The aim of this thesis was to study the impact of nature-like bypasses on the structure of fish communities in ten dammed rivers in southern Finland. The study was carried out using the eDNA method. The nature-like bypasses influenced the composition of fish communities. DNA of migratory fish species specialized for living in fast flow conditions, such as European eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) were detected more frequently in the bypasses than in the main river channel. The eDNA method proved to be suitable for detecting differences in the structure of fish communities in river systems.

SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO	1
2	TUTKIMUKSEN TAUSTA	2
2.1	Virtavedet ja niiden tila	2
2.2	Padot ja ohitusuomat.....	3
2.3	Virtavesien kunnostuksen oikeudellista taustaa	4
2.3.1	Ohitusuomat osana ekologista kompensatiota.....	5
2.4	eDNA-menetelmä	6
3	AINEISTO JA MENETELMÄT	8
3.1	Aineisto.....	8
3.2	Menetelmät	10
3.2.1	eDNA-näytteiden keruu	10
3.2.2	eDNA-näytteiden analysointi	11
3.2.3	Tilastolliset analyysit	11
4	TULOKSET	12
4.1	PERMANOVA.....	12
4.2	Etäisyysindeksit ja NMDS-ordinaatio.....	12
4.3	Kalayhteisöjen rakenne	14
4.4	Lajimäärä ja analyysit esiintyvyyden perusteella	15
5	TULOSTEN TARKASTELU	18
5.1	Ohitusuomien vaikutus kalayhteisöjen koostumukseen	18
5.2	Ympäristömuuttujien vaikutukset kalayhteisöjen eroihin	20
5.3	eDNA-menetelmä	20
5.4	Ohitusuomat ekologisen kompensaation menetelmänä.....	22
5.5	Ohitusuomien tarkempi tarkastelu	22
6	JOHTOPÄÄTÖKSET	25
	KIITOKSET	27
	KIRJALLISUUSLUETTELO	28
	LIITE 1. Ohitusuomien ominaisuuksia	35
	LIITE 2. Jokien vedenlaatutiedot	36
	LIITE 3. Ohitusuomien valuma-alueiden koko ja maankäyttömuodot prosenttiosuuksina	37
	LIITE 4. Kalalajien suhteelliset DNA-osuudet replikaateittain	38

LIITE 5. Bray-Curtisin erilaisuusindeksien korrelaatiot eri selittävien ympäristömuuttujien kanssa	39
LIITE 6. Kuvia kohteista.....	40

1 JOHDANTO

Biodiversiteettikato on yksi aikamme suurimpia ympäristökriisejä. Biodiversiteetillä tarkoitetaan lajien sisäistä, lajien välistä sekä niiden elinympäristöjen monimuotoisuutta (United Nations 1992). Biodiversiteettikato on tämän monimuotoisuuden köyhtymistä. Lajien häviämiseen on monia syitä, mutta yleensä syiden taustalta löytyy ihmistoiminta. Myös vesiekosysteemien, kuten merien, järvien, kosteikkojen ja jokien, biodiversiteetti on uhanalaistunut globaalisti (Reid ym. 2019, Higgins ym. 2021). Kokoonsa nähden makean veden elinympäristöt ylläpitävät runsasta monimuotoisuutta. Ne peittävät noin kaksi prosenttia maapallon pinta-alasta, mutta niissä elää ainakin 10 prosenttia tunnetuista eläinlajeista (Reid ym. 2019).

Virtavedet ovat ainutlaatuisia elinympäristöjä, jotka ylläpitävät monimuotoisia eliöyhteisöjä ja tarjoavat ihmisille tärkeitä ekosysteemipalveluita (Vörösmarty ym. 2010, Brink ym. 2018). Suurin osa maailman virtavesiekosysteemeistä on uhanalaistunut pääasiassa ihmistoiminnan, kuten patoamisen, saastumisen ja ilmastonmuutoksen takia (Siikamäki ym. 2004, Vörösmarty ym. 2010, Reid ym. 2019). Myös Suomessa suuri osa virtavesiekosysteemeistä on uhanalaisia (Kontula ja Raunio 2018). Lähes kaikki Suomen isot joet on padottu pääasiassa vesivoiman tarpeisiin, mikä on johtanut elinympäristöjen pirstoutumiseen ja virtavesilajien vähenemiseen. Patojen haittoihin on alettu puuttua mm. enenevin kunnostustoimin ja oikeudellisin velvoittein, kuten EU:n vesipuitelidirektiivin (VPD, 2000/60/EY) velvoittamana. Yksi padon haittoja lieventävä toimenpide on rakentaa luonnonmukainen ohitusuoma (Silva ym. 2018). Luonnonmukainen ohitusuoma mahdollistaa eliöiden kulun padon ohitse, mutta se voi myös ylläpitää monimuotoista virtavesilajistoa (Koljonen ym. 2017). Luonnonmukaisten ohitusuomien toimintaa on tutkittu valitettavan vähän ja vähäinen seuranta on sekin tapahtunut usein ihmiselle arvokkaiden lajien kuten lohikalojen näkökulmasta (Järvenpää ym. 2010). Laajamittainen tutkimus auttaisi kehittämään luonnonmukaisista ohitusuomista mahdollisimman toimivia ja monia lajeja hyödyttäviä kulkureittejä, jotka voisivat toimia erityisesti virtavesieliöiden elin- ja lisääntymisalueina ja näin lisätä padottujen jokisysteemien monimuotoisuutta (Silva ym. 2018, Koljonen ym. 2022).

Tämän Pro gradu -tutkielman tutkimuskysymys on: Muuttaako ohitusuoma padotun joen kalayhteisön koostumusta? Kalayhteisön koostumusta tarkasteltaessa keskityttiin erityisesti virtavesilajien esiintymiseen. Tutkimushypoteesit olivat seuraavat: 1) Ohitusuoma muuttaa joen kalayhteisön koostumusta lisäämällä virtavesilajien esiintymistä; 2) Joen ominaispiirteet, kuten veden laatu ja valuma-alueen maankäyttö, vaikuttavat kalayhteisön koostumukseen. Tutkielman tavoitteena on tarjota tietoa ohitusuomien

vaikutuksista padottujen jokien kalayhteisöjen monimuotoisuuteen ja antaa tietoa ohitusuomien merkityksestä jokien tilan parantamisen työkaluna.

Lisäksi tutkimuksessa arvioidaan eDNA-menetelmän toimivuutta kyseessä olevassa tutkimusasetelmassa. Tutkimus toteutettiin keräämällä vedestä suodatetut eDNA-näytteet ohitusuomien yläosista eli ohitusuomiin saapuvasta vedestä sekä aivan ohitusuomien alaosista eli ohitusuomista poistuvasta vedestä. Näiden näytteiden lajistoa verrattiin toisiinsa kalayhteisöjen rakenteen erojen selvittämiseksi. Näytteistä oli tarkoitus analysoida kala- ja selkärangatonlajit, mutta selkärangattomien laboratorioanalyysit eivät onnistuneet, joten tutkimuksen aineisto rajautuu kaloihin. Seuraavassa osiossa esitellään tarkemmin tutkimuksen taustaa eli virtavesien tilaa ja kunnostusta sekä eDNA-menetelmän käyttöä seurantatutkimuksissa.

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1 Virtavedet ja niiden tila

Virtavesiekosysteemit ovat merkittävä osa biosfääriä. Ne kattavat vain noin kaksi prosenttia maapallon pinta-alasta, mutta ne ovat silti yksi eniten tuottavista ja monimuotoisimmista ekosysteemeistä maailmassa (Opperman ym. 2015, Reid ym. 2019, Zarfl ym. 2019). Virtavesiekosysteemit ovat jatkumolta, joiden ominaisuuksiin kuuluu niin pituus- kuin poikittaissuuntainenkin vaihtelu (Ward ym. 2002). Jokiekosysteemien toimintaa voidaan havainnollistaa jokijatkumomallilla (Vannote ym. 1980). Virtavesiekosysteemit ovat useiden norojen, purojen, jokien ja virtojen muodostamia verkostomaisia kokonaisuuksia, joiden ominaispiirteet, kuten ekosysteemin eliöyhteisön energialähteet ja rakenne, muuttuvat suhteessa uoman kokoon pienimmistä latvavesistä isoihin virtoihin saakka. Virtavesiekosysteemit ovat samalla vahvasti kytköksissä myös ympäröiviin maaekosysteemeihin. Siispä yhden joen ekologiseen tilaan vaikuttaa sen paikallisten tekijöiden lisäksi koko valuma-alueen tila (Palmer ym. 2010, Tolonen ym. 2019).

Virtavedet, erityisesti isommat joet, tarjoavat tärkeitä ekosysteemipalveluita, kuten makeaa vettä, ravintoa ja virkistysmahdollisuuksia (Vörösmarty ym. 2010, Brink ym. 2018). Kuitenkin vain pieni osa maailman virtavesistä on enää luontaisessa tilassa ja jopa 65 %:iin maailman virtavesistä kohdistuu merkittäviä uhkia (Vörösmarty ym. 2010). Erityisesti ihmistoimintaan liittyvät uhat, kuten patoaminen, liikakalastus, saasteet, vieraslajit ja ilmastonmuutos, heikentävät virtavesien elinvoimaisuutta (Siikamäki ym. 2004, Reid ym. 2019).

Kokonaisuudessaan 11 % Suomen virtavesien luontotyypeistä on arvioitu silmälläpidettäväksi ja 44 % uhanalaiseksi (Kontula ja Raunio 2018). Etelä-Suomessa yhtäkään virtavesiluontotyyppiä ei ole luokiteltu elinvoimaiseksi,

vaan 69 % niistä on luokiteltu uhanalaisiksi ja loput puutteellisesti tunnetuiksi. Ainoastaan Pohjois-Suomen alueen virtavesityypeistä 43 % on arvioitu säilyviksi, loput silmälläpidettäviksi tai puutteellisesti tunnetuiksi. Kaikki Suomen erittäin suuriksi (valuma-alue > 10 000 km²) luokitellut joet on arvioitu äärimmäisen uhanalaisiksi. Nämä arviot antavat surullisen, mutta todellisen kuvan Suomen virtavesien tilasta. Vaikka virtavesien suojeluun on viime aikoina panostettu niin oikeudellisen ohjauksen kuin talkootöidenkin voimin, työtä tällä saralla riittää edelleen. Onneksi Suomessa virtavesien tilan parantamiseen suhtaudutaan hyvin myönteisesti (Olkio ja Eloranta 2007, Artell ym. 2022). Lisäksi useat aiemmat hallitusohjelmat sekä kansainväliset ja kansalliset ympäristölait, -strategiat ja -sopimukset (esimerkiksi VPD ja kansallinen NOUSU-ohjelma) tähtäävät virtavesien ekologisen tilan ja vaelluskalakantojen tilan parantamiseen mm. vaellusesteiden poistamisen tai kunnostamisen keinoin.

2.2 Padot ja ohitusuomat

Virtavesiesteet, kuten padot ja huonosti toteutetut tierummut, heikentävät joen ekologista tilaa pirstomalla elinympäristöjä ja vaikeuttamalla eliöiden, geenien, aineen ja energian kulkua erityisesti ylävirtaan (Opperman ym. 2015, Zarfl ym. 2019, Li ym. 2022). Ne myös muuttavat elinympäristöjen ominaispiirteitä, kun virtavesien fysikaaliset olosuhteet, kuten virtausnopeus, sedimentin kulkeutuminen ja lämpötila, muuttuvat (Bednarek 2001, Anderson ym. 2006). Ilmastonmuutoksen aiheuttaman paineen takia tarve päästöttömille energiantuotantomuodoille on suuri. Tämän vuoksi myös paine kasvattaa vesivoiman kapasiteettia kasvaa (Zarfl ym. 2019). Globaalisti suunniteltujen uusien vesivoimalaitosten ja patojen määrä kasvaa koko ajan. Suomessa lähes kaikki vapaat isot joet on jo valjastettu vesivoiman käyttöön (Kontula ja Raunio 2018). Suomessa on kokonaisuudessaan noin 5000 vesistöpatoa, mukaan lukien pohjapadot, joista noin 700 on rakennettu vesivoimatuotannon tarpeisiin (Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta). Patoja rakennetaan myös esimerkiksi vesistöjen säännöstelyn, juomaveden tuotannon ja virkistyskäytön tarpeisiin (Poff ja Hart 2002). Vesivoiman tarkastelu kokonaisvaltaisen kestävyuden näkökulmasta on siis erittäin tarpeellista ja vaatii jatkuvaa kehitystä, jotta päästöttömien energiamuotojen tarpeen lisääntyessä emme unohda luonnon monimuotoisuuden suojelua (Iho ym. 2023).

Ekosysteemin ennallistamisen ja eliöyhteisön hyvinvoinnin kannalta padon poisto olisi tehokkain ratkaisu, mutta esimerkiksi toiminnassa oleva voimalaitos tai kohteen kulttuuriperinnöllinen arvo voi estää padon purun (Silva ym. 2018, Tamario ym. 2018, Rinnevalli ym. 2021). Tällöin padon kiertävän ohitusuoman rakentaminen on yhä useammin hyödynnettävä toimenpide (Silva ym. 2018). Ohitusuoman avulla voidaan ylläpitää niin kalalajien kuin esimerkiksi pohjaeläintenkin liikkumismahdollisuutta padon yläpuolisiin osiin (Eloranta

ym. 2003). Perinteisesti kalan vaelluksen mahdollistamiseksi on tehty teknisiä kalatieratkaisuja, mutta niiden toiminnan vaellusväylänä on todettu olevan suhteellisen heikko (Silva ym. 2018). Ohitusuomista olisi siis suotavaa rakentaa ympäristöllisiltä olosuhteiltaan ja virtaamaltaan mahdollisimman luonnonmukaisia (Järvenpää ym. 2010, Silva ym. 2018). Luonnonmukaisella ohitusuomalla tarkoitetaan kalatieratkaisua, joka kalojen ja muidenkin eliöiden vaelluksen mahdollistamisen lisäksi toimii elin- ja lisääntymisympäristönä eliöille (Gustafsson ym. 2013). Ohitusuoman soveltuvuus lisääntymisalueeksi vaatii kuitenkin ympärivuotisen virtaaman uomassa, ja tämä kaikissa ohitusuomissa ei valitettavasti toteudu (Järvenpää ym. 2010). Muita yleisiä ohitusuomien puutteita ovat varjostavan kasvillisuuden puute, pieni virtaama ja jyrkkyys. Vaelluksen kannalta luonnonmukaisten ohitusuomien haasteena taas voi olla niiden teknisiä kalateitä huonompi suuaukon sijainti ja heikko houkutusvirtaama, minkä vuoksi kalat eivät löydä uomaan (Bunt ym. 2012). Uomaan löytäneet kalat kuitenkin vaeltavat todennäköisemmin läpi luonnonmukaisesta uomasta kuin teknisestä kalatiestä. Hyvin toteutettuna luonnonmukaiset ohitusuomat voivat tarjota elinympäristön monimuotoiselle virtavesieliöyhteisölle, johon voi lukeutua muun muassa kasveja, vesisammalia, pohjaeläimiä, monia kalalajeja ja nisäkäslajejakin (Järvenpää ym. 2010, Gustafsson ym. 2012). Näin luonnonmukaiset ohitusuomat tukevat ekologisen jatkumon säilymistä ja lisäävät monimuotoisuutta rakennetuissa virtavesissä (Järvenpää ym. 2010, Koljonen ym. 2022). Suomessa on lähes 300 kalatietä, joista luonnonmukaisia on joitakin kymmeniä (Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Herten vesistötyöt-tietojärjestelmä Vesty)

Suomessa kalateiden seurannoissa tutkitaan pääasiassa kalojen läpikulkua eikä niinkään ohitusuoman potentiaalia elin- tai lisääntymisalueena. Ohitusuomien toimivuudesta vaellusväylänä on saatavilla seurantatuloksia (esim. Järvenpää ym. 2010, Raunio 2020), mutta seuranta on yleensä satunnaista ja tehty lähinnä lohikalojen näkökulmasta. Seuranta olisi tärkeää tehdä useammassa kohteissa ja pidemmällä aikavälillä, jotta saataisiin tarkempaa tietoa ohitusuomien toimivuudesta niin vaellusväylänä, lisääntymisalueena kuin biodiversiteetin ylläpitäjinä tai jopa monimuotoisuuden lisääjinä.

2.3 Virtavesien kunnostuksen oikeudellista taustaa

EU:n vesipuitedirektiivi (VPD, 2000/60/EY) on luotu yhtenäistämään jäsenmaiden vesien suojelua. Sen tavoitteena on saavuttaa pinta- ja pohjavesien hyvä tila. Suomi on sitoutunut toteuttamaan tämän tavoitteen vuoteen 2027 mennessä, vaikkakin jo nyt voidaan todeta, että kaikissa pintavesimuodostumissa tämä ei ole mahdollista (Westberg ym. 2021). Kansallisesti vesienhoitoa ohjaa laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004).

Uusin hallinnollinen velvoite, joka edistäisi virtavesien tilaa koko EU:n alueella on vireillä oleva ennallistamisasetus (engl. *Nature Restoration Law*) (COM (2022) 304 final). Sen tavoitteena on pysäyttää luontokato ja ennallistaa vuoteen 2030 mennessä vähintään 20 % EU:n maa- ja merialueista. Käytännössä ennallistamisasetus vaatii jäsenmaita tekemään luonnon tilaa parantavia toimenpiteitä, joista makeanveden ekosysteemejä koskee jokien ja purojen ennallistaminen (mm. vaellusesteiden poisto) ja valuma-alueiden kunnostukset vesistöjen ja merien tilan parantamiseksi, kuten metsä- ja maatalouden haittojen lieventämisen toimenpiteet.

Vesilaissa (VL, 587/2011) määritellään mille hankkeille vaaditaan lupa, esimerkiksi padon rakentaminen on tällainen hanke (VL 2:2-3). Lakiin on myös kirjattu kalatalousvelvoitteesta, joka edellyttää kalakannoille vahinkoja aiheuttavien hankkeiden vaikutusten ehkäisyä tai lieventämistä sillä vesialueella, johon hankkeen negatiiviset vaikutukset ulottuvat (VL 14:1-4). Kalatalousvelvoitetta ei kuitenkaan ole kirjattu monien vanhojen vesivoimalaitosten vesilupiin (Kosunen ja Mikkola 2017). Tällä hetkellä vesilaki on kuitenkin tarkistuksen alla, jotta velvoite koskisi myös vanhoja voimalaitoksia.

Uusi luonnonsuojelulaki (9/2023) tuli voimaan 1.6.2023. Uutta luonnonsuojelulaisissa on muun muassa vapaaehtoinen ekologinen kompensatio. Ekologisen kompensaation mahdollisuuden lisäämisellä myös vesilakiin voitaisiin ohjata lisää resursseja virtavesien kunnostukseen, toteuttaa kunnostusta kustannustehokkaammin ja kunnostaa mahdollisesti jopa kokonaisia ekosysteemejä (Koljonen ym. 2017). Kokonaisvaltaisten kunnostus- ja kompensatiotoimien suunnittelu ja onnistunut toteuttaminen vaatii kuitenkin kattavaa tietoa virtaveden eliöyhteisön rakenteesta ja monimuotoisuudesta.

2.3.1 Ohitusuomat osana ekologista kompensatiota

Ekologisella kompensatiolla (engl. *compensation* tai *offsetting*) tarkoitetaan sitä, että ympäristölle ihmistoiminnan vaikutuksesta aiheutunut haitta korvataan suojelemalla tai ennallistamalla ympäristöä muualla (ten Kate ym. 2004, Moilanen ja Kotiaho 2017). Ekologinen kompensatio koskee vain uusia hankkeita, eikä sitä voida soveltaa esimerkiksi jo olemassa oleviin vesivoimalaitospatoihin. Ohitusuomien merkitys ekologisen kompensaation näkökulmasta on monitulkintainen. Mitä ekologisesti merkittävämpi luontotyyppi on kyseessä, sitä mittavampi hyvityksen tulee olla (Kujala ym. 2021). Ekologisessa kompensaatiossa tulee tavoitella luonnon monimuotoisuuden yhtä hyvää tai parempaa lopputulosta kuin ennen monimuotoisuuden heikennystä. Kompensatiohyvityksien kriteereihin kuuluu menetelmästä riippumatta lisäisyys ja pysyvyys. Lisäisyydellä tarkoitetaan, että hyvitystoimenpiteenä ei voi pitää sellaista kunnostustoimea, joka olisi tehty joka tapauksessa. Ohitusuoma ei saa olla muun kunnostustarpeen takia suunniteltu, jolloin se ei sovi varsinaisen ekologisen kompensaation kriteereihin. Toinen haaste on, että ohitusuoma ei yksinään riitä palauttamaan joen ekologista tilaa

samalle tai paremmalle tasolle kuin mitä se oli ennen heikennystä. Esimerkiksi Imatrankoskesta on menetetty vesivoimatalouden vaikutuksesta noin 52 ha koskipinta-alaa. Imatran kaupunkipuron, joka ei varsinaisesti ole ohitusuoma, mutta voisi toimia sellaisena, pinta-ala on noin 0,37 ha. Vaikka kaupunkipuro toimii taimenen (*Salmo trutta*) luontaisena lisääntymisalueena, sen soveltuvuus ekologiseen kompensaatioon jää kuitenkin hyvin pieneksi (Koljonen ym. 2022). Luonnonmukainen ohitusuoma voisi kuitenkin toimia jo olemassa olevan padon kohdalla haitallisia ympäristövaikutuksia lieventävänä toimenpiteenä ja osaltaan korvata padon tuhoamia koskimaisia virtavesialueita, jos padon poisto ei ole mahdollista (Eloranta ym. 2003, Järvenpää ym. 2010).

Vaelluskalojen kulkua estävien voimalaitospatojen kohdalla on ehdotettu, että ekologisen kompensaation toimenpiteet voisivat kohdistua toiseen virtaveteen ja valuma-alueeseen, jos kompensaation toteuttaminen olisi siellä varmempaa (Koljonen ym. 2017). Virtavesiluontotyyppien kompensointi saman valuma-alueen jokivesissä voi olla haastavaa, koska virtavedet ovat todella moniulotteisia luontotyyppisiä, joissa koko yläpuolisen valuma-alueen tila vaikuttaa joen tilaan. Siksi jokeen rakennettava ohitusuoma ei riitä parantamaan joen ekologista tilaa, jos esimerkiksi valuma-alueen ravinnekuormitus pilaa veden laadun. Myös tästä syystä erityisesti uhanalaisille vaelluskaloille tärkeiden virtavesien heikentämistä tulee välttää, koska kohteiden ekologinen kompensointi on haastavaa (Raunio ym. 2018). Kompensaation kohdentaminen helpommin kunnostettaviin jokiin ja valuma-alueisiin säästäisi myös kunnostusten kustannuksissa (Venus ym. 2020). Ohitusuoma voi oikein rakennettuna kuitenkin vähintään toimia hyvin haittoja lieventävänä toimenpiteenä, vaikka se ei kokonaan palauttaisi uoman olosuhteita ennalleen (Järvenpää ym. 2010, Eloranta ym. 2003, Venus ym. 2020, Koljonen ym. 2022). Ohitusuomien toimivuutta virtavesien ekologisen tilan ja eliöyhteisön monimuotoisuuden parantamisessa on tutkittu vähän. Nykyaikaiset tutkimusmenetelmät, kuten seuraavassa kappaleessa esiteltävä ympäristö-DNA (eDNA) menetelmä, voivat antaa arvokasta tietoa ohitusuomien toimivuudesta sekä eliöyhteisöjen monimuotoisuudesta.

2.4 eDNA-menetelmä

Ympäristö-DNA (engl. *environmental DNA*, myöhemmin eDNA) on eliöistä irtoavaa tai erittyvää DNA:ta, joka edelleen leviää ympäristössä mm. veden virtausten mukana (Rees ym. 2014, Pawlowski ym. 2020). eDNA:ta voidaan kerätä minkälaisesta ympäristötyypistä tahansa eli se voi olla peräisin esimerkiksi maa-, vesi- tai ilmanäytteestä. eDNA-menetelmään perustuva tutkimus ja menetelmän kehitys on ollut valtavassa kasvussa viime vuosina (Hinlo ym. 2017, Norros ym. 2022).

Vesiekosysteemejä tutkittaessa eDNA-näyte yleensä suodatetaan vesinäytteestä (Wang ym. 2021). Suodattaessa vesi ohjataan suodattimen läpi,

jolloin DNA jää suodattimeen. Jokivesissä yleensä 0,5–2 l suodatettua vettä riittää antamaan kattavan kuvan lajikoostumuksesta (Pawlowski ym. 2020). Näytteenotossa tulee käyttää steriilejä välineitä ja käsineitä, jotta näytteet eivät kontaminoidu. Näytteestä eristetään DNA, jonka jälkeen eristetystä DNA:sta valitaan alukkeiden avulla halutun kohdelajin tai lajiryhmän DNA, joka monistetaan PCR-laitteella (Rees ym. 2014, Pawlowski ym. 2020). Tämän jälkeen monistettu DNA sekvensoidaan eli sen emäsjärjestys selvitetään ja järjestystä verrataan sekvenssitietokantoihin lajien määrittämiseksi.

eDNA:n havaittavuus riippuu DNA:n määrästä ympäristössä. Esimerkiksi kalat ja sammakkoeläimet erittävät DNA:ta enemmän kuin niveljalkaiset (Pawlowski ym. 2020). Määrä voi vaihdella myös elinkierron vaiheen mukaan. DNA:n hajoamisnopeus vaihtelee ympäristöstä ja sen fysikaalisista ja kemiallisista tekijöistä riippuen. DNA hajoaa nopeammin lämpimässä ja happamassa vedessä (Strickler ym. 2015). Myös UV-säteily ja korkea mikrobiologinen aktiivisuus hajottavat DNA:ta nopeammin. Eri tutkimuksien mukaan DNA:n on arvioitu säilyvän vedessä muutamasta päivästä 60 päivään. Suurin osa DNA:sta kuitenkin hajoaa muutaman päivän kuluessa sen erittymisestä veteen (Strickler ym. 2015). Myös näytteiden analysoinnissa käytettävien alukkeiden tarkkuus vaikuttaa merkittävästi eDNA-näytteiden tulosten tarkkuuteen ja luotettavuuteen (Pawlowski ym. 2020, Xiong ym. 2022). eDNA:n kulkeutumisesta virtavesissä on vaihtelevia tutkimustuloksia. Virtaamaolosuhteista riippumatta DNA kulkeutuu ainakin muutamia satoja metrejä jokisysteemeissä (Jane ym. 2015). Joidenkin tutkimuksien mukaan DNA voi kulkeutua joessa muutamista kilometreistä jopa sataan kilometriin (Deiner ja Altermatt 2014, Jane ym. 2015, Pont ym. 2018). Kulkeutumismatkaan vaikuttaa muun muassa virtaaman suuruus ja joen pohjan materiaali (Jane ym. 2015, Shogren ym. 2017). Suurempi virtaama kuljettaa DNA:ta kauemmas, kun taas pieni ja hidas virtaama lyhentää kulkeutumismatkaa.

Maailmalla eDNA-tutkimusta on tehty jo varsin runsaasti, myös virtavesissä (Lodge ym. 2012). eDNA-menetelmää on käytetty mm. eliöyhteisöjen monimuotoisuuden sekä vieraslajien ja uhanalaisten lajien levinneisyyden kartoittamiseen (Rees ym. 2014). Sen on myös todettu tunnistavan hyvin eri kalalajeja (Minamoto ym. 2011). eDNA-menetelmä on kustannustehokas, sillä se vaatii yleensä vähemmän työtunteja kuin perinteiset lajikartoitusmenetelmät. Samasta näytteestä voidaan määrittää useampia lajeja ja jopa koko eliöyhteisöjä. eDNA-menetelmää voidaan hyödyntää kaupallisten sovellusten ansiosta myös kansalaishavainnointiin sekä sellaisten tutkijoiden käyttöön, joiden taidot eivät ole riittävät lajien tunnistamiseen niiden morfologisten tuntomerkkien perusteella (Mächler ym. 2019). Huomattavana lisäetuna menetelmälle voidaan pitää sitä, että eDNA-menetelmä ei häiritse tai vahingoita makroskooppisia eliöitä (Deiner ym. 2016, Pawlowski ym. 2020, Rees ym. 2014).

eDNA-aineistosta ei välttämättä voi tehdä täsmällisiä määrittelyksiä lajien suhteellisista runsauksista, koska DNA:n erittyminen voi poiketa eri taksonien välillä (Pawlowski ym. 2020). eDNA-menetelmässä runsaiden lajien määrä voi myös ylikorostua ja peittää harvalukuisten lajien havaittavuutta (Rojahn ym. 2021). Epävarmuustekijöistä huolimatta vedessä esiintyvän DNA:n määrän on kuitenkin havaittu korreloivan kohtuullisen voimakkaasti kalarunsauden kanssa (mm. Wilcox ym. 2016). Näin ollen voidaan olettaa, että DNA:n suhteelliset osuudet näytteessä antavat ainakin suuntaa antavaa tietoa lajien todellisista suhteellisista runsauksista alueella.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Aineisto

Tutkimuksen eDNA-aineisto kerättiin 10 luonnonmukaisesta ohitusuomasta eri puolilta eteläistä Suomea ajanjaksoina 29.–30.6.2022 ja 4.–5.7.2022. Uomat vaihtelivat maantieteelliseltä sijainniltaan ja ominaisuuksiltaan (liite 1). Näytteenottoaikoja olivat seuraavat ohitusuomat (kuva 1):

- 1) Kissakosken ohitusuoma, Mäntyharjun reitti (Hirvensalmi)
- 2) Imatran kaupunkipuro, Vuoksi (Imatra)
- 3) Kämärinkoski, Kämärinkosken reitti (Varkaus)
- 4) Korpelan padon ohitusuoma, Lestijoki (Kannus)
- 5) Sääkskosken kalatie, Perhonjoki (Kruunupyy)
- 6) Pappilankosken ohitusuoma, Eurajoki (Eurajoki)
- 7) Sångarsforsin ohitusuoma, Siuntionjoki (Siuntio)
- 8) Brasaksen vesilaitoksen ohitusuoma, Mustijoki (Porvoo)
- 9) Strömsbergin kalatie, Porvoonjoki (Porvoo)
- 10) Kuuskosken kalatie, Koskenkylänjoki (Loviisa)



Kuva 1. Ohitusuomien ja niiden valuma-alueiden sijainti kartalla (Taustakartta: Maanmittauslaitos, valuma-alueajat: Syke).

Jokaisesta kohteesta otettiin neljä eDNA-näytettä: kaksi replikaattia ohitusuoman alaosasta eli ohitusuomasta poistuvasta vedestä sekä kaksi replikaattia ohitusuoman yläosasta eli ohitusuomaan virtaavasta pääuoman, eli varsinaisen jokiuoman, vedestä. Yhdessä kohteessa (Strömsberg) tulkitsimme maaston kartan perusteella väärin ja yksi näyte on otettu ohitusuoman alapuolelta varsinaisesta pääuomasta. Tämä näyte jätettiin huomioimatta tilastollisissa analyyseissä. Jokaisena näytteenottopäivänä otettiin myös yksi

blank- eli kontrollinäyte pullotetusta lähdevedestä. Yhteensä näytteitä tuli siis 40 + 4 blank-näytettä. Näytteet lähetettiin analysoitavaksi NatureMetrics laboratorioon Englantiin.

Tausta-aineistoksi kerättiin myös jokiin ja niissä oleviin ohitusuomiin liittyviä tietoja Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämästä ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertasta. Tällaisia tietoja olivat ohitusuomaa kuvaavat hydrologis-morfologiset ominaisuudet (liite 1), jokien vesikemialliset ominaisuudet (liite 2) sekä jokien valuma-alueiden maankäyttömuodot (Corine-maanpeite 2012) (liite 3). Tutkimusjoet vaihtelivat valuma-alueen koon (233–60582 km²) ja maankäyttömuotojen, vedenlaadun (mm. sameus 0,4–35,5 FNU, väriluku 17,4–233,8 mg/l Pt) suhteen sekä ekologiselta tilaltaan välttävästä hyvään ja ravinnekuormitukseltaan kohtalaisesta voimakkaaseen (liitteet 1–3). Itse ohitusuomat vaihtelivat nekin mm. pituuden (50–1000 m) ja kaltevuuden (1,4–6,8 %) suhteen (liite 1).

3.2 Menetelmät

3.2.1 eDNA-näytteiden keruu

Näytteiden keruussa käytettiin NatureMetrics laboratoriosta jokaiselle näytepaikalle tilattuja iDNature Aquatic eDNA Sampling Kit -näytteenottopakkauksen välineitä sekä VampireSampler-pumppua. Näytteet kerättiin ensin ohitusuoman alaosasta ennen yläosan eli pääuoman näytteenottoa kontaminaatiovaaran vähentämiseksi. Näytteenottopaikan syvyydestä ja olosuhteista riippuen vesinäytteet kerättiin joko kahlaten näytteenottopakkaukseen kuuluneeseen 3,5 l steriiliin näytteenottopussiin tai rannalta käsin teleskooppivarteen narulla kiinnitetyllä kloriitilla steriloidulla 3 l ämpärillä 10 l ämpäriin keräten. Kokoomaämpäriin oli asetettu 15 l muovipussi suojaamaan näytettä kontaminaatiolta. Ämpäriin kerättiin noin 9 l eli 3 pussillista/ämpärillistä vettä. Ämpäristä vettä pumpattiin suodattimen (0,8 µM huokoskoko) läpi VampireSampler -pumppulla. Koska pumppuun asetettavat letkut eivät riittäneet jokaiselle näytteenottopisteelle, käytimme 14 näytteen suodatuksessa näytteenottopakkauksen mukana tulevaa 100 ml ruiskua. Vettä suodatettiin suodattimen läpi niin kauan, että suodatin meni lähes tukkoon (joesta ja sen vedenlaadusta riippuen 575–2000 ml). Suodattimen tukkeuduttua se ilmattiin pumppaamalla pelkkää ilmaa niin kauan, että suodattimesta ei tullut enää vettä ulos. Kun suodatin oli ilmattu, siihen ruiskutettiin 1,5 ml säilöntäainetta ja se suljettiin korkilla ja laitettiin kenttälomakkeen kanssa steriiliin näytteenottopussiin, joka suljettiin huolellisesti. Näytepussit laitettiin heti autossa kuljetettavaan matkapakastimeen.

3.2.2 eDNA-näytteiden analysointi

Laboratoriossa DNA eristettiin suodattimista kaupallisen DNA:n eristystarvikepakkauksen (Qiagen DNeasy Blood and Tissue extraction kit) protokollan mukaan. DNA puhdistettiin PCR inhibiittoreista kaupallisten puhdistusvälineiden avulla. DNA:sta poimittiin ja monistettiin PCR-laitteella kalojen DNA käyttämällä alukkeita, jotka tarttuvat 12S rRNA-geenin alueelle. Jokaisesta näytteestä tehtiin 12 replikaattia sekä positiivinen ja negatiivinen kontrollinäyte, joille kaikille suoritettiin PCR-ajo. DNA:n monistuksen onnistuminen määritettiin geelielektrofooresilla. DNA:n monistaminen onnistui kaikissa muissa näytteissä paitsi Sångarsforsin toisessa pääuoman näytteessä. eDNA-analyysistä saadut tulokset esitettiin eri kalalajien DNA:n suhteellisina prosenttiosuuksina (%) koko näytteen eli kalayhteisön DNA:sta

3.2.3 Tilastolliset analyysit

Ennen tilastollisten analyysien tekoa eDNA-aineistolle tehtiin Hellingerin muunnos, joka normalisoi aineiston jakaumaa vähentäen nollien ja erittäin suurien lukujen painoarvoa aineistossa (Legendre ja Gallagher 2001, Laporte ym. 2021). Hellingerin muunnos on sopiva muunnos eDNA-aineistolle, kun halutaan tarkastella lajikoostumuksia ordinaatioanalyysillä (Laporte ym. 2021).

PERMANOVA (permutational multivariate analysis of variance) on ei-parametrinen monimuuttuja-analyysi (Anderson 2017), jolla testattiin ohitusuoman ja pääuoman kalayhteisöjen eroja. PERMANOVA perustuu etäisyysmatriisiin (esim. Bray-Curtis) ja sen testattava nollahypoteesi on, että mitta-avaruuden määrittelemät ryhmien painopisteet ja hajonta ovat samanarvoisia kaikissa ryhmissä. Testillä siis testataan ryhmien välisten erojen suuruutta. P-arvot lasketaan permutaatiotesteillä. Yhteisöekologian saralla yksi eniten käytetyistä erilaisuusmitoista on Bray-Curtisin erilaisuusindeksi, jonka avulla pystytään selvittämään biologista erilaisuutta (engl. *biological dissimilarity*) tutkimuspaikkojen lajistojen välillä (Bray ja Curtis 1957). Tässä tutkimuksessa Bray-Curtis erilaisuusindeksi laskettiin ohitusuoman ja pääuoman eliöyhteisöjen välillä. Indeksillä vaihtelee välillä 0-1. Maksimiluku kertoo, että vertailtavat eliöyhteisöt eivät jaa lainkaan samoja lajeja keskenään ja nolla taas ilmaisee niiden koostumuksen olevan täysin samanlainen. PERMANOVA tehtiin käyttäen R-ohjelman (R Core Team 2021) vegan-paketin *adonis* komentoa (Oksanen ym. 2022). Analyysi suoritettiin 999 permutaatiolla ja merkitsevyyden raja-arvona käytettiin $p < 0,05$. Koska samasta joesta otetut näytteet ovat toisistaan riippuvia, poissuljettiin PERMANOVA:n riippumattomuusoletus *strata* komennolla. Tällöin permutaatioita ei hyväksytty eri jokien eri näytteiden välillä. PERMANOVA:lla testattiin näytteenottoaikan eli ohitusuoman ja pääuoman sekä rinnakkaisnäytteiden vaikutusta kalayhteisön koostumukseen.

Bray-Curtisin erilaisuusindeksiluvut laskettiin R-ohjelman vegan-paketin *vegdist* komennolla. Indeksilukuja hyödynnettiin ohitusuoman ja pääuoman

kalayhteisöjen erilaisuuden asteen arvioinnissa. Indeksiluvut eivät yksinään kerro eliöyhteisön erojen syytä tai ”suuntaa” vaan pelkästään onko yhteisöissä eroja ja kuinka suuria erot ovat. Erojen syitä selvitettiin laskemalla Pearsonin korrelaatiokertoimet etäisyysindekseille ja ympäristömuuttujille. Indeksilukujen perusteella piirrettiin myös NMDS-ordinaatiokuvaaja (nonmetric multidimensional scaling), jonka avulla voitiin esittää eliöyhteisöjen eroja moniulotteisessa avaruudessa kaksiulotteisesti (Dexter ym. 2018). NMDS-analyysi tehtiin vegan-paketin *metaMDS* komennolla ja kuvaaja piirrettiin ggplot2-paketilla (Wickham 2016). NMDS-ordinaatioon sovitettiin myös merkitsevästi ($p < 0,05$) kalayhteisöjen sijaintia ordinaatioavaruudessa selittäviä ympäristömuuttujia. Tämä tehtiin vegan-paketin *envfit* komennolla, joka tekee korrelaatioanalyysin jokaiselle ympäristömuuttujalle erikseen niin, että ympäristömuuttujia käytetään riippuvaisena muuttujana ja ordinaation akseleita eli ordinaatiopisteitä selittävinä muuttujina. Korrelaation merkitsevyys testataan permutaatiotestillä.

Edellä mainittujen analyysien lisäksi tarkasteltiin ohitusuomien ja pääuomien välisiä lajimääriä sekä virtavesikalalajien, vaelluskalalajien ja uhanalaisten kalalajien esiintyvyyksiä. Lajimäärien ja eri kalalajien esiintyvyyden eroja testattiin Wilcoxonin merkittyjen sijalukujen testillä. Tämä ei-parametrinen testi soveltuu pienille otoksille sekä suhteellisten osuuksien testaamiseen eikä se ole normaali-jakautuneisuutta (Bergman ym. 2000). Wilcoxonin merkittyjen sijalukujen testit tehtiin IBM SPSS Statistics -ohjelmalla (versio 28.0.).

4 TULOKSET

4.1 PERMANOVA

Näytteenottopaikka (ohitusuoma vs. pääuoma) selitti merkitsevästi kalayhteisön eroja ($p = 0,003$), mutta selitysaste oli vain noin 5 % ($R^2 = 0,054$). Koska samalta paikalta otetut replikaatit eivät eronneet merkitsevästi toisistaan ($p = 0,99$, $R^2 = 0,002$; liite 4), replikaatit yhdistettiin jatkoanalyysijä varten.

4.2 Etäisyysindeksit ja NMDS-ordinaatio

Bray-Curtisin erilaisuusindeksien mukaan selkeästi suurin ero oli Imatran kaupunkipuron ja Vuoksen pääuoman välillä (taulukko 1). Tämän jälkeen suurimmat erot olivat Braksen ja Strömsbergin ohitusuomien ja jokien pääuomien välillä.

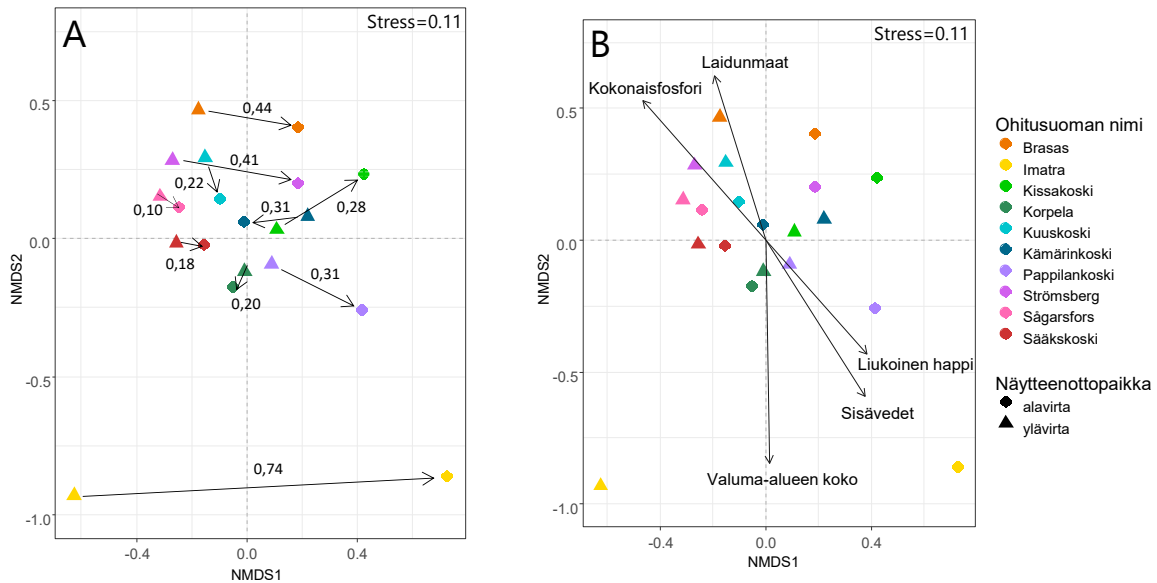
Taulukko 1. Pääuoman ja ohitusuoman eliöyhteisöjen väliset Bray-Curtisin erilaisuusindeksit.

Ohitusuoma	Bray-Curtisin erilaisuusindeksi
Imatra	0,74
Brasas	0,44
Strömsberg	0,41
Pappilankoski	0,31
Kämärinkoski	0,31
Kissakoski	0,28
Kuuskoski	0,22
Korpela	0,20
Sääkskoski	0,18
Sågarsfors	0,10

Etäisyyksien ja ympäristömuuttujien korrelaatioiden perusteella veden suuremmalla happipitoisuudella, pienemmällä kokonaisfosforin määrällä ja suuremmalla valuma-alueen koolla oli yhteys suurempaan eroon ohitusuoman ja pääuoman kalayhteisöjen välillä (liite 5). Etäisyys korreloi merkitsevästi liukoisen hapen ($r = 0,55$, $p = 0,012$), hapen kyllästysasteen ($r = 0,61$, $p = 0,004$), kokonaisfosforin ($r = -0,45$, $p = 0,047$) sekä valuma-alueen koon ($r = 0,81$, $p = 0,014$) kanssa.

Bray-Curtisin erilaisuusmatriisiin pohjautuvassa NMDS-ordinaatiossa ei voinut havaita systemaattisia johdonmukaisuuksia pisteiden sijoittumisessa ordinaatioavaruuteen (kuva 2A ja B). Imatran kaupunkipuro ja Vuoksen pääuoma erottuvat ordinaatiossa muista tutkimuspaikoista selvästi. Kaikki muut ohitusuomat, paitsi Kämärinkoski ja Korpela, asettuivat ordinaatioon jotakuinkin saman suuntaisesti eli pääuoman näyte oli vasemmalla ja ohitusuoman näyte oli oikealla. Erilaisuusindeksien perusteella pääuomasta kalayhteisöltään enemmän eroavat ohitusuomat asettuivat ordinaatiossa lähemmäs oikeaa laitaa.

NMDS-analyysin perusteella merkitsevistä ($p < 0,05$) kymmenestä ympäristömuuttujasta (ohitusuoman pituus: $R^2 = 0,51$, $p = 0,037$; liukoinen happi: $R^2 = 0,33$, $p = 0,024$; sameus: $R^2 = 0,36$, $p = 0,025$; kokonaistyyppi: $R^2 = 0,35$, $p = 0,037$; kokonaisfosfori: $R^2 = 0,50$, $p = 0,002$; valuma-alueen koko: $R^2 = 0,71$, $p = 0,002$); viljelysmaiden määrä valuma-alueella: $R^2 = 0,31$, $p = 0,034$; laidunmaiden määrä valuma-alueella: $R^2 = 0,43$, $p = 0,002$; sisävesien määrä valuma-alueella: $R^2 = 0,49$, $p = 0,003$) ordinaatioon asetettiin viisi merkitsevintä ($p < 0,025$; kuva 2B).



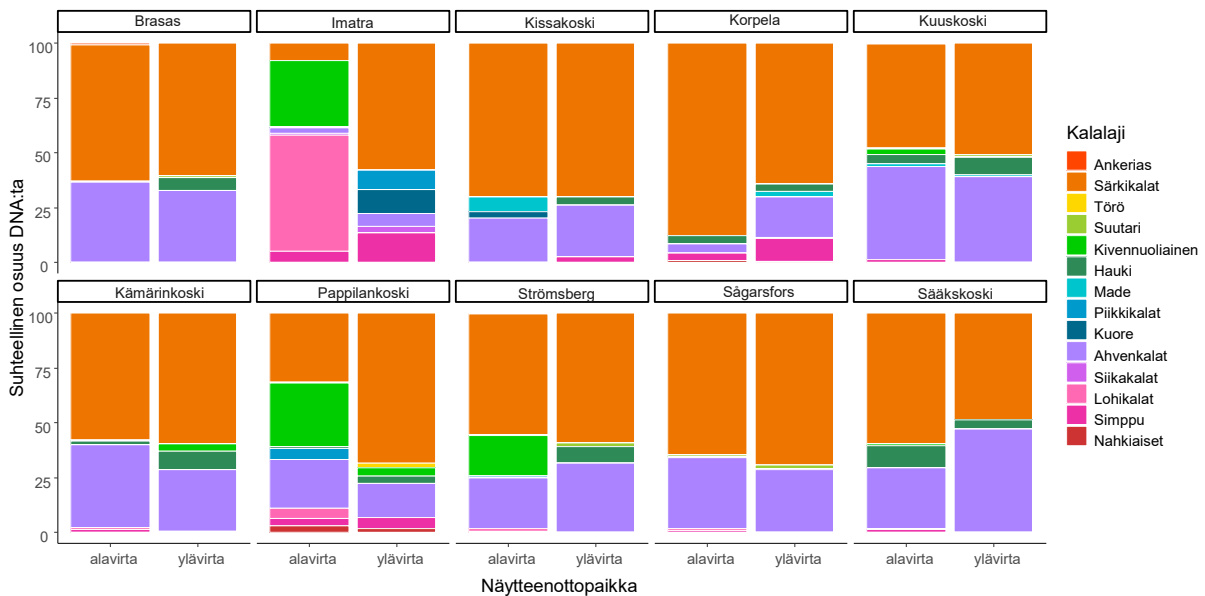
Kuva 2. NMDS-ordinaatiot, jotka on käännetty x-akselin suuntaisesti muuttujan "Näytteenottoaika" mukaan. A) Kuvassa on esitettyä näytteenottoaikojen kalayhteisöjen erot sekä kunkin ohitusuoman pääuoman ja ohitusuoman näytteen väliset Bray-Curtisin erilaisuusindeksit. Nuoli osoittaa suunnan ylänäytteestä alanäytteeseen. B) Ordinaatioon on asetettu ympäristömuuttujavektoreita, joilla on yhteys näytteenottoaikojen sijaintiin ordinaatiossa.

4.3 Kalayhteisöjen rakenne

Särjen (*Rutilus rutilus*) ja ahvenen (*Perca fluviatilis*) DNA:ta oli jokaisessa näytteessä ja useimmissa näytteissä myös eniten (kuva 3). Myös lahnan (*Abramis brama*) ja seipin (*Leuciscus leuciscus*) tai säyneen (*Leuciscus idus*) DNA:ta löytyi jokaisesta näytteestä ja hauen (*Esox lucius*) lähes kaikista näytteistä. Kiiskan (*Gymnocephalus cernua*) DNA:ta löytyi jokaisesta näytteestä paitsi Imatran näytteistä, salakan (*Alburnus alburnus*) kaikista paitsi Imatran kaupunkipuron näytteestä ja hauen kaikista paitsi Strömsbergin ja Kissakosken ohitusuoman näytteistä ja Imatran molemmista näytteistä. Kivenuoliainen (*Barbatula barbatula*) ja kivisimppu (*Cottus gobio*) esiintyivät suurimmassa osassa ohitusuomanäytteistä.

Harvemmin havaituista lajeista ankeriaan (*Anguilla anguilla*) DNA:ta löytyi Brasaksen, Kuuskosken, Sägarsforsin ja Strömsbergin ohitusuomista. Taimenen DNA:ta löytyi erityisen paljon Imatran kaupunkipurosta ja pienempiä määriä myös Pappilankosken, Sägarsforsin ja Kämärinkosken ohitusuomista. Lohta (*Salmo salar*) havaittiin vain Strömsbergin ohitusuomassa. Siikaa (*Coregonus lavaretus*) havaittiin Imatran kaupunkipuron pääuoman näytteessä ja

Pappilankosken ohitusuomassa. Nahkiaisen (*Lampetra fluviatilis*) tai pikkunahkiaisen (*Lampetra planeri*) DNA:ta löytyi Korpelan ja Pappilankosken pää- ja ohitusuomista sekä Kämärinkosken pääuomasta. Turvan (*Squalius cephalus*) ja vimpaa (*Vimba vimba*) DNA:ta löytyi Brasaksen ja Strömsbergin pää- ja ohitusuomista, mutta turpaa havaittiin myös Kuuskosken ohitusuomassa ja vimpaa Kuuskosken pää- ja ohitusuomassa. Kuoreen (*Osmerus eperlanus*) DNA:ta havaittiin ainoastaan Kissakosken ohitusuomassa ja Imatran kaupunkipuron ylävirran näytteessä. Mateen DNA:ta (*Lota lota*) havaittiin erityisesti Kissakosken ohitusuomassa ja Korpelan kalatien ylävirran näytteessä, mutta hyvin pieniä määriä myös muissa näytteissä. Kolmipiikkiä (*Gasterosteus aculeatus*) havaittiin ainoastaan Pappilankosken ja Strömbergin ohitusuomissa ja kymmenpiikkiä (*Pungitius pungitius*) vain Imatran kaupunkipurossa. Mudun (*Phoxinus phoxinus*) DNA:ta oli ainoastaan Kissakosken ohitusuomassa ja törön (*Gobio gobio*) DNA:ta oli ainoastaan Pappilankosken pää- ja ohitusuomassa.

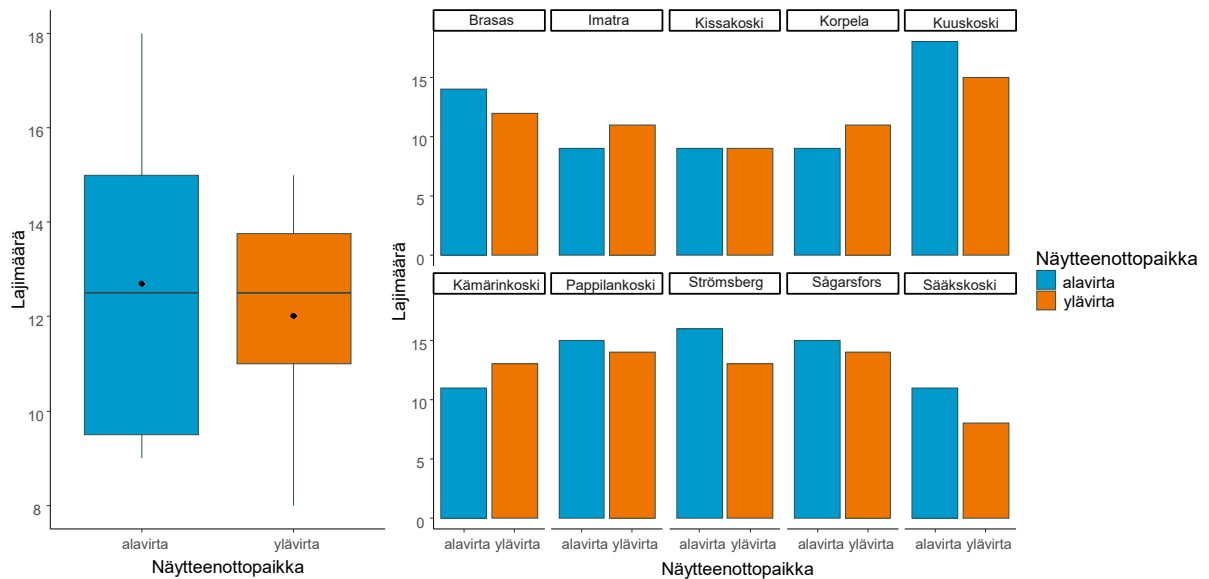


Kuva 3. Ohitusuoman ja pääuoman näytteiden alaheimoittain ryhmiteltyjen kalalajien suhteelliset osuudet (%) kalayhteisön DNA:sta.

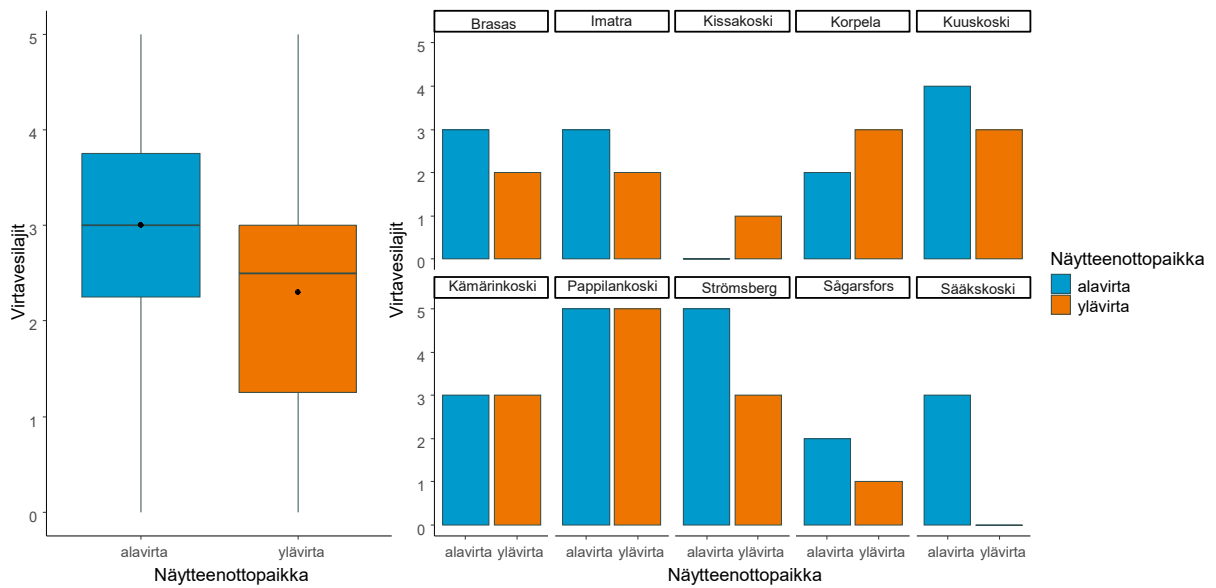
4.4 Lajimäärä ja analyysit esiintyvyyden perusteella

Wilcoxonin merkittyjen sijalukujen testin perusteella ohitusuomissa ei ollut merkitsevästi enempää kalalajeja ($Z = -1,08$, $p = 0,28$; kuva 4). Lajien esiintyvyyksien tarkastelun perusteella virtavesilajeja, eli vimpaa, töröä, turpaa, kivenuoliaista, siikaa, kirjolohta (*Oncorhynchus mykiss*), lohta, taimenta, kivisimppua ja nahkiaista, ei ollut ohitusuomissa merkitsevästi enempää kuin

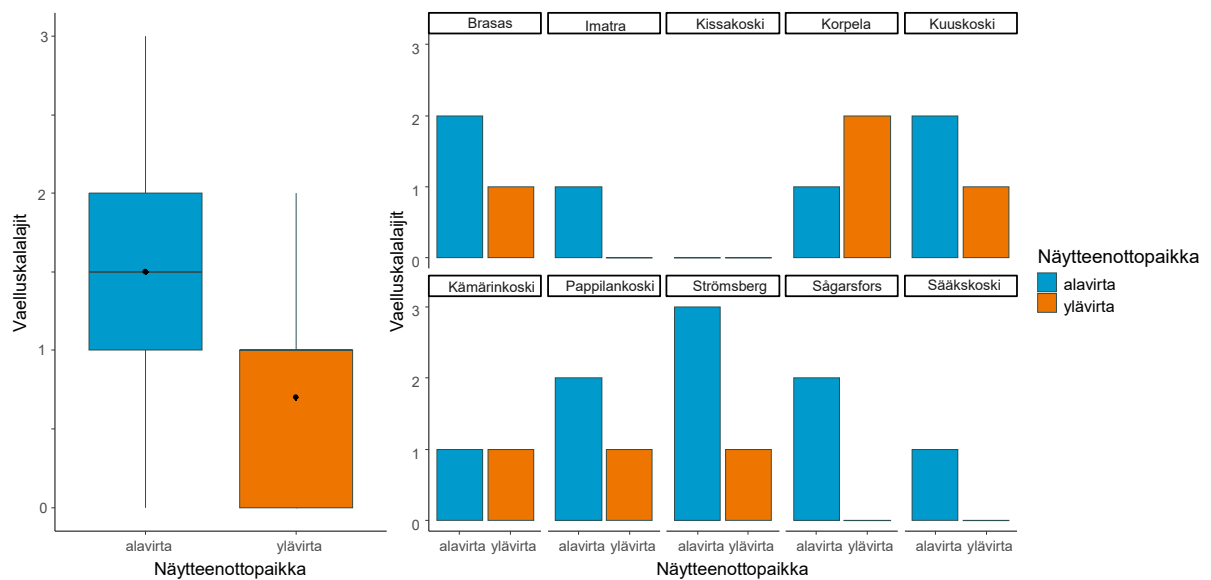
pääuomissa ($Z = -1,61$, $p = 0,12$; kuva 5). Vaelluskalalajeja eli lohta, taimenta, ankeriasta, vimpaa ja nahkiaista esiintyi enemmän ohitus- kuin pääuomissa ($Z = -2,13$, $p = 0,03$; kuva 6). Lajeja, jotka on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi [ankerias (äärimmäisen uhanalainen), made (silmälläpidettävä), siika (silmälläpidettävä), taimen (erittäin uhanalainen), lohi (erittäin uhanalainen)] oli ohitusuomissa keskimäärin ja tilastollisesti lähes merkitsevästi enemmän ($Z = -1,9$, $p = 0,058$; kuva 7).



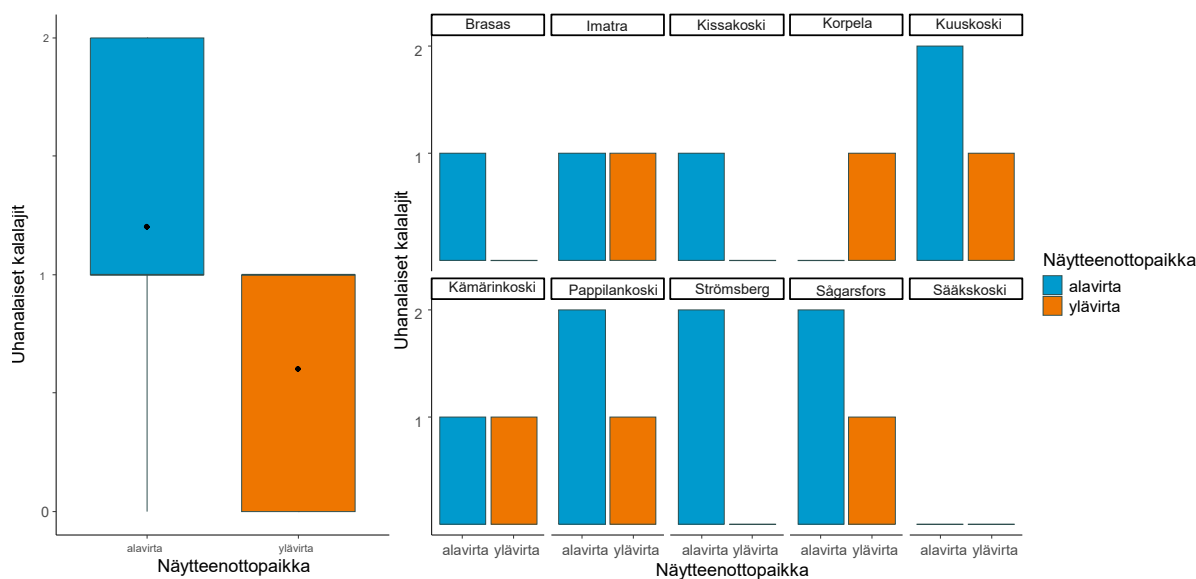
Kuva 4. Vasemmalla laatikkokuvaaja ohitusuoman (alavirta) ja pääuoman (ylävirta) kalalajimääristä. Poikkiviiva laatikon sisällä kertoo mediaanin ja mustat pisteet keskiarvon. Laatikot havainnollistavat puolet havainnoista ja viikset kertovat havaintojen ääriarvot. Oikealla pylväskuvaajassa ohitusuoman ja pääuoman kalalajimäärät eri tutkimusjoissa.



Kuva 5. Vasemmalla laatikkokuvaaja ohitusuoman (alavirta) ja pääuoman (ylävirta) virtavesikalalajien määrästä. Poikkiviiva laatikon sisällä kertoo mediaanin ja punaiset pisteet keskiarvon. Laatikot havainnollistavat puolet havainnoista ja viikset kertovat havaintojen ääriarvot. Oikealla pylväskuvaajassa ohitusuoman ja pääuoman virtavesikalalajimäärät joittain.



Kuva 6. Vasemmalla laatikkokuvaaja ohitusuoman (alavirta) ja pääuoman (ylävirta) vaelluskalalajien määrästä. Poikkiviiva laatikon sisällä kertoo mediaanin ja punaiset pisteet keskiarvon. Laatikot havainnollistavat puolet havainnoista ja viikset kertovat havaintojen ääriarvot. Oikealla pylväskuvaajassa ohitusuoman ja pääuoman vaelluskalalajimäärät joittain.



Kuva 7. Vasemmalla laatikkokuvaaja ohitusuoman (alavirta) ja pääuoman (ylävirta) uhanalaisten ja silmälläpidettävien kalalajien määrästä. Poikkiviiva laatikon sisällä kertoo mediaanin ja punaiset pisteet keskiarvon. Laatikot havainnollistavat puolet havainnoista ja viikset kertovat havaintojen ääriarvot. Oikealla pylväskuvaajassa ohitusuoman ja ohitusuoman uhanalaisten ja silmälläpidettävien kalalajien määrät joittain.

5 TULOSTEN TARKASTELO

Tutkimustulosten perusteella ohitusuomien ja jokien pääuomien kalayhteisöt erosivat koostumukseltaan. Useissa tutkimusjoissa ohitusuomissa esiintyi enemmän vaelluskaloja verrattuna pääuomaan. Ohitusuomissa ei kuitenkaan esiintynyt pääuomiin verrattuna merkittävästi enempää virtavesikalalajeja. Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja oli ohitusuomissa keskimäärin hieman enemmän kuin pääuomissa. Ohitusuoman koolla, vedenlaadulla ja valuma-alueen ominaisuuksilla havaittiin olevan yhteys kalayhteisöjen koostumukseen.

5.1 Ohitusuomien vaikutus kalayhteisöjen koostumukseen

Havaittujen virtavesilajien DNA:n määrä vaihteli voimakkaasti näytteenottoaikan mukaan. Esimerkiksi Imatran kaupunkipurossa taimenen DNA:ta oli näytteessä eniten (53 %), kun taas muissa kohteissa, joissa taimenta havaittiin, sen DNA:ta oli hyvin vähän (esim. Sågarsfors 0,75 %). Muiden virtavesilajien (esim. lohen tai ankeriaan) DNA:ta oli näytteissä pääsääntöisesti

huomattavasti vähemmän kuin seisovassa vedessä viihtyvien lajien (esim. särjen tai ahvenen) DNA:ta. eDNA-menetelmällä on havaittu olevan taipumus korostaa runsaita lajeja, jolloin harvalukuisemmat lajit voivat saada todellista pienemmän painoarvon näytteessä (Rojahn ym. 2021). Tämän perusteella voi olla, että osaa lajeista on tutkimusjoissa todellisuudessa enemmän kuin mitä näytteiden DNA:n suhteellisista osuuksista voisi päätellä. Vaelluskalojen DNA:ta löytyi ohitusuomista kuitenkin enemmän kuin jokien pääuomista. Myös uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja oli ohitusuomissa enemmän. Tämä selittyy sillä, että suuri osa Suomen vaelluskalalajeista on uhanalaisia (Hyvärinen ym. 2019).

Ohitusuoman pituus voi vaikuttaa havaittujen kalayhteisöjen erojen suuruuteen, sillä lyhyissä ohitusuomissa yläpuolisen uoman DNA:ta tulee ohitusuoman läpi ohitusuoman alaosaan otettuun näytteeseen. Pidemmässä uomassa pääuomasta peräisin oleva DNA saattaa sedimentoitua tai hajota matkan varrella (Thomsen ym. 2011, Jane ym. 2015), jolloin kalayhteisöjen erot ohitus- ja pääuoman välillä korostuvat. Ohitusuoman pituuden lisäksi DNA:n hajoamiseen voi vaikuttaa monet ohitusuoman ominaisuudet, kuten virtausnopeus, vesisyvyys, pohjan materiaali ja kasvillisuus (Jane ym. 2015, Strickler ym. 2015). Tutkimusaineistosta Imatran kaupunkipuro oli pisin (1000 m), yli kaksi kertaa pidempi kuin aineiston toiseksi pisin Korpelan kalatie (380 m). Bray-Curtis erilaisuusluvun (0,74) perusteella Imatran kaupunkipuron ja Vuoksen pääuoman kalayhteisöt erosivat toisistaan eniten. Muiden ohitusuomien erilaisuusluvut vaihtelivat välillä 0,10-0,44. On siis mahdollista, että Imatran puron pituus selittää sen ja Vuoksen pääuoman kalayhteisöjen välillä havaittuja eroja. Toisaalta Imatran kaupunkipuro erosi rakenteeltaan merkittävästi muista ohitusuomista, mikä voi myös selittää kalayhteisöjen suuria eroja. Tätä tukee se, että Brasaksen ohitusuoma oli aineiston lyhyin (50 m) ja Bray-Curtisin erilaisuusluku ohitusuoman ja pääuoman kalayhteisöjen välillä oli aineiston toiseksi suurin (0,44). Täten Imatran kaupunkipuron pituus ei todennäköisesti ole ainut sen muusta aineistosta erottumista selittävä tekijä.

Pääosassa tutkimuskohteista pääuoma oli padon läheisyydessä hidasvirtainen, jopa järvimäinen. Padot vaikuttavat laajasti jokielinympäristöihin muuttaen niiden olosuhteita, jolloin alkuperäinen jokilajisto voi vaihtua erityisesti patoaltaan alueella järviolosuhteisiin sopeutuneisiin lajeihin (Bednarek 2001, Brink ym. 2018). Ohitusuoman ja pääuoman väliset kalayhteisön erot selittyvät varmasti suurelta osin ohitusuomien jokimaisemilla ominaisuuksilla. Tätä tukee se, että Sångarsforsin ohitusuoman yhteydessä ollut pato on purettu vuonna 2007 (Ljungberg 2011), minkä takia patoallas on hävinnyt ja muuttunut koskimaisemmaksi habitaatiksi. Sångarsforsin ohitusuoman ja pääuoman kalayhteisöjen ero olikin Bray-Curtisin erilaisuusindeksin (0,10) perusteella aineiston pienin.

5.2 Ympäristömuuttujien vaikutukset kalayhteisöjen eroihin

Veden happi- ja ravinnepitoisuudella sekä sameudella oli yhteys kalayhteisöjen erojen suuruuteen ohitusuoman ja pääuoman välillä. Nämä muuttujat korreloivat positiivisesti joen valuma-alueen maankäyttömuodoista laidunmaiden ja viljelysmaiden määrän kanssa ja negatiivisesti sulkeutuneiden metsien ja sisävesien määrän kanssa. Tulosten perusteella vaikuttaa siltä, että koko joen valuma-alueen maankäyttömuodoilla ja siten edelleen veden laadulla on yhteys siihen, kuinka hyvin koko jokiuoma palvelee erityisesti virtavesilajeja ja miten hyvin ohitusuoma toimii virtavesihabitaattina. Mitä enemmän alueella on viljelys- ja laidunmaita, sitä enemmän jokiin päätyy ravinteita ja kiintoainetta, minkä on havaittu vaikuttavan jokien kalayhteisöjen koostumukseen negatiivisesti (Wang ym. 2000, Xie ym. 2023). Sulkeutuneissa metsissä ei oletettavasti ole samalla tavoin ojituksia kuin aktiivisessa metsätalousskäytössä olevissa metsissä, mikä sitoo ravinteita ja kiintoainetta valuma-alueella. Myös järvien määrä vaikuttaa ravinteiden ja kiintoaineen määrään, sillä järvet pidättävät ravinteita ja kiintoainetta sekä vähentävät niiden määrää alemmissa vesistöissä. Kirkas ja hapekas vesi on virtavesikalajien yksi elinolosuhteista, ja valitettavasti erityisesti Suomen rannikkojoissa vedenlaatua ei ole saatu parannettua yrityksistä huolimatta (Laamanen ym. 2021). Toisaalta järvien määrä valuma-alueella voi lisätä järvissä esiintyvien kalalajien havaittavuutta eDNA-näytteissä (Appelberg ym. 2000), mutta tämän tutkimuksen aineistosta tätä ei havaittu.

Vaikka parempi vedenlaatu oli yhteydessä suurempaan eroon ohitus- ja pääuoman kalayhteisöjen välillä, myös runsasravinteisissa joissa sijaitsevilla ohitusuomissa, kuten Brasaksen ja Strömsbergin ohitusuomissa, kalayhteisöjen erot oli havaittavissa. Vedenlaatutekijöiden lisäksi ohitusuoman olosuhteilla, kuten virtaamalla, jyrkkyydellä ja houkutusvirtaamalla, on suuri vaikutus siihen mitkä lajit uomaan päätyvät (Calles ja Greenberg 2005). Myös uoman ranta-alueen olosuhteet, kuten kasvillisuuden määrä, ja veden muut fysikaaliset ominaisuudet, kuten lämpötila, vaikuttavat kalayhteisöjen koostumukseen (Welsh ym. 2023).

5.3 eDNA-menetelmä

eDNA-menetelmä oli kalayhteisöjen koostumuksen määrittämiseen pääosin toimiva. Tätä tukee useimmilla tutkimuspaikoilla havaittu ohitusuoman kalayhteisöjen erilaisuus pääuomaa edustavaan näytteeseen verrattuna. Tämän lisäksi menetelmän toimivuutta voidaan arvioida vertaamalla rinnakkaisnäytteiden erilaisuutta. Samalta näytteenotto paikalta otetuissa

rinnakkaisnäytteissä oli jonkin verran eroja, esimerkiksi Imatran kaupunkipuron ylävirran rinnakkaisnäytteet olivat hyvin erilaisia. Tämä johtuu siitä, että kaupunkipuron ylävirran 1. replikaatti oli otettu kaupunkipuron ylimmästä osasta tuloputken suulta ja 2. replikaatti oli otettu voimalaitoksen kanavasta padon yläpuolelta. Nämä kohdat ovat ominaisuuksiltaan hyvin erilaisia, mikä näkyy myös replikaattien DNA koostumuksissa. Myös muissa näytteenottoaikoissa, esimerkiksi Kissakosken ylävirran, Korpelan alavirran ja Pappilankosken alavirran replikaateissa oli hieman eroavaisuuksia, vaikka näissä paikoissa näytteenotokohdat eivät merkittävästi eronneet toisistaan. Replikaatti ei kuitenkaan selittänyt ohitusuoman ja pääuoman välisiä kalayhteisöjen eroja merkitsevästi, mikä liittyy rinnakkaisnäytteiden väliseen pieneen hajontaan ja tukee siten menetelmän toimivuutta.

Alkuperäisenä tarkoituksena oli analysoida näytteistä myös selkärangatonlajit, mutta niiden analysointi epäonnistui. Tähän ei tiedetä tarkkaa syytä, mutta tämä ei kuitenkaan johdu näytteenoton aikana sattuneesta virheestä, koska samasta suodattimesta on pystytty eristämään onnistuneesti kalojen DNA:ta. Analyysien epäonnistuminen on saattanut liittyä esimerkiksi alukkeiden toimintaan (Pawlowski ym. 2020, Xiong ym. 2022). Kalalajeista menetelmän avulla ei pystytty erottamaan seipiä ja säynettä eikä myöskään nahkiaista ja pikkunahkiaista.

Näytteet otettiin hyvin lämpimällä säällä, mikä saattaa vaikuttaa tuloksiin. Useat virtavesilajit, kuten lohikalat, ovat herkkiä liian korkeille lämpötiloille (Yrjölä ym. 2021). Voi siis olla, että ohitusuomissa on ollut tavallista vähemmän näitä lajeja näytteenottohetkellä. DNA myös hajoaa nopeammin korkeissa lämpötiloissa (Strickler ym. 2015), mikä on voinut vaikuttaa DNA:n kulkeutumismatkoihin ja siten myös DNA:n suhteelliseen määrään näytteessä. Näytteenotto osui samaan aikaan salakan kutuajan kanssa, ja kalan kutemisen on havaittu lisäävän huomattavasti havaittavan DNA:n määrää vedessä (Takeuchin ym. 2019). Tämä saattaa selittää särkikaloiden DNA:n suurta osuutta näytteissä. Virtavesissä mm. virtaama, syvyys, pohjan materiaali sekä veden lämpötila ja kemialliset ominaisuudet vaikuttavat DNA:n kulkeutumismatkaan ja sedimentaatioon (Wilcox ym. 2018, Pont ym. 2021). Vaihtelevat ympäristön olosuhteet voivat siksi hankaloittaa eri jokisysteemeistä otettujen näytteiden vertailtavuutta.

eDNA-menetelmä on hyvin kätevä, sillä näytteiden otto on helppoa ja nopeaa. Näytteiden analysointi on myös suhteellisen nopeaa ja halpaa (Pont ym. 2019). Mm. Jerde ym. (2011), Pilliod ym. (2013) ja Valentini ym. (2016) ovat tutkimuksissaan todenneet, että eDNA-menetelmällä voidaan tunnistaa paljon enemmän lajeja kuin mitä sähkökoekalastuksissa on havaittu. Myös tämän aineiston perusteella havaittiin eDNA-menetelmän tunnistavan huomattavasti enemmän lajeja. Esimerkiksi Sääkskosken ohitusuomasta oli vuonna 2021 saatu sähkökoekalastamalla saaliiksi viisi eri kalalajia (Ympäristötiedon

hallintajärjestelmä Hertta), mutta eDNA-menetelmällä havaittiin ohitusuoman ylävirran näytteessä kahdeksan kalalajia ja alanäytteessä 11 kalalajia.

eDNA-menetelmää ei kuitenkaan olla vielä standardisoitu ja siihen liittyy epävarmuustekijöitä, jotka on syytä huomioida tulosten tulkinnassa. Esimerkiksi eri lajien runsauksista ei vielä toistaiseksi saada täysin tarkkaa tietoa (Pont ym. 2019). Tulevaisuudessa lajirunsausten tarkka määrittäminen voi olla mahdollista, sillä tähän mennessä on havaittu, että eDNA:n määrä voi selittää samoilta paikoilta mitattuja sähkökoekalastussaaliin runsauksia jopa 59 % (Wilcox ym. 2016). Tällä hetkellä eDNA-menetelmä on toimiva erityisesti perinteisten lajikartoitusmenetelmien kanssa yhdessä käytettynä, sillä se tunnistaa lajeja herkemmin ja laajemmin kuin perinteiset menetelmät (Jerde ym. 2011, Pilliod ym. 2014, Valentini ym. 2016).

5.4 Ohitusuomat ekologisenkompensaation menetelmänä

Jos joessa olevaa patoa ei voida poistaa, luonnonmukaiset ohitusuomat vaikuttaisivat olevan hyvä keino lieventää padon aiheuttamia haittoja juuri vaelluskalojen ja myös joidenkin virtavesikalalajien kannalta, koska esimerkiksi ankeriaan, taimenen, lohen, mudun ja kivennuoliaisen DNA:ta löytyi pääsääntöisesti vain ohitusuomista. Tämä viittaisi siihen, että luonnonmukaiset ohitusuomat voivat läpikulkuväylänä toimimisen lisäksi tarjota elin- ja lisääntymishabitaatteja suurellekin joukolle lajeja. Ohitusuomien elinhabitaattipotentiaali on havaittu myös muissa tutkimuksissa (mm. Gebler 2012, Pander ym. 2013, Tamario ym. 2018). Suhteellisten DNA osuuksien perusteella virtavesikalalajien määrä tutkimusjoissa oli kuitenkin huomattavasti pienempi kuin generalistilajien tai seisovan veden lajien, mutta tämä voi osin johtua eDNA-menetelmän taipumuksesta korostaa runsaita lajeja. Kompensaatiomenetelmänä luonnonmukainen ohitusuoma voi korvata menetettyjä koskimaisia habitaatteja mutta on muistettava, että pelkkä ohitusuoman rakentaminen ei riitä elvyttämään kalayhteisöjä, jos jokien tila on heikko (Koljonen ym. 2022). Siksi tulisi kiinnittää huomiota entistä enemmän valuma-alueen kunnostuksiin ja sitä kautta vedenlaadun parantamiseen.

5.5 Ohitusuomien tarkempi tarkastelu

Imatran kaupunkipuro eroaa muista näytteenottopaikoista siten, että se ei ole varsinainen ohitusuoma vaan keinotekoinen uoma, joka on rakennettu korvaamaan menetettyä virtavesihabitaattia ja tukemaan taimenen lisääntymistä Vuoksen alueella (Koljonen ym. 2022). Koska uomaa ei ole tarkoitettu

vaellusväylänä toimiseen, sen rakenne eroaa muista kohteista. Uoman yläpää ei ole sellaisenaan yhteydessä padon yläpuoliseen uomaan, vaan kaupunkipuron vesi tulee putken kautta voimalaitoksen kanavasta kaupunkipuron yläpään lampeen (liite 6; kuva 8). Kaupunkipuro (liite 6; kuva 9A) on siis rakennettu erityisesti taimenen lisääntymishabitaatiksi. eDNA-näytteiden perusteella Imatran kaupunkipuro näyttää toimivan tehtävässään mallikkaasti, sillä taimenen DNA:ta löytyi purosta runsaasti (53 %). Myös virtavesille ominaisten kivenuoliaisen (31,2 %) ja kivisimpun (5,3 %) DNA:ta havaittiin kaupunkipurossa. Luonnonmukaisten ohitusuomien suunnittelussa voitaisiin mahdollisuuksien mukaan ottaa enemmän huomioon eri eliöiden elinympäristönä toimiminen ja saavuttaa samankaltaista menestystä kuin Imatralla. Imatran kaupunkipuron (Vuoksen) valuma-alue on todella suuri verrattuna tutkimuksen muihin ohitusuomiin, mikä voi osaltaan vaikuttaa Imatran erottumiseen muusta aineistosta. PERMANOVA:n tulos oli kuitenkin merkitsevä ilman Imatraakin eli sen mukanaolo analyysissä ei yksinään aiheuttanut merkitsevää eroa ohitusuomien ja pääuomien välillä.

Pappilankosken ohitusuomasta löytyi virtavesilajien, kuten kivenuoliaisen (29,2 %), kolmipiikin (4,8 %) ja taimenen (4,6 %) DNA:ta. Pääuoman näytteestä löytyi myös siian DNA:ta (0,07 %). Pappilankosken ohitusuoman on todettu mahdollistavan myös nousuvaatimuksiltaan vaativamman siian nousun (Lempinen 2003). Nahkiaisen DNA:ta havaittiin ohitusuomassa ja pääuomassa, mutta ohitusuomassa enemmän (3,2 % vs. 1,7 %). Aineiston ainut törö-havainto löytyi Pappilankosken pääuomasta (2 %) ja ohitusuomasta (0,11 %). Eurajoen ekologisen tilan luokitus on hyvä, mutta ravinnekuormitus on luokiteltu voimakkaaksi. Ravinnekuormituksesta huolimatta lajiston perusteella Pappilankoski on nostettava esiin onnistuneena ohitusuomana ja mahdollisesti myös kalojen virtavesihabitaattina. Valitettavasti uoma suljetaan talveksi, mikä heikentää sen potentiaalia elinympäristönä. Jos tämä korjattaisiin, voisi Pappilankosken ohitusuoma toimia ympärivuotisena elinympäristönä ohituksen mahdollistamisen lisäksi.

Kissakosken ohitusuoma (liite 6; kuva 9B) oli ainut paikka, missä havaittiin mutua (1 %), mikä kielii myös vedenlaadusta, sillä mutua viihtyy vain hapekkaissa ja vähäravinteisissa vesissä (Yrjölä ym. 2021). Kissakosken ekologinen tila on hyvä ja ravinnekuormitus on arvioitu vähäiseksi. Kokonaisuudessaan Kissakosken vedenlaatu oli aineiston parhaimmista. Muita Kissakosken ohitusuomassa havaittuja virtavesissäkin viihtyviä, hapekkaita ja viileitä vesiä suosivia lajeja, olivat made (6,6 %) ja kuore (3,1 %). Ohitusuoma on melko lyhyt, suora ja suojaavaa kasvillisuutta on vähän, mutta uoma kuitenkin lisäsi vaellus- ja virtavesilajien määrää pääuomaan verrattuna.

Sääkskosken ohitusuomasta löytyi vähän kivenuoliaisen (0,92 %), kirjolohen (0,28 %) ja kivisimpun (2,47 %) DNA:ta. Sääkskosken ohitusuomassa oli enemmän haukea, särkeä ja salakkaa kuin pääuomassa, mikä poikkesi muista kohteista. Sääkskosken ohitusuoman yläpäässä on tekninen osuus. Uomaan on

asennettu houkutusvirtaamaa lisäävä putki, joka avataan tarvittaessa eli lohikalajien nousun aikaan, mutta se ei ollut toiminnassa, kun näytteet otettiin. Aikaisempien seurantatulosten perusteella (Järvenpää ym. 2010) olisi voinut olettaa, että uomasta olisi löytynyt lohen tai taimenen DNA:ta. Tosin lämmin keli saattoi vaikuttaa näiden kalalajien esiintyvyyteen näytteenottohetkellä.

Korpelan ohitusuomassa on tekniset osuudet uoman ylä- ja alapäässä. Korpelan pääuomassa havaittiin enemmän virtavesikalalajien DNA:ta kuin ohitusuomassa. Esimerkiksi kivisimpun DNA:ta oli enemmän pääuoman näytteessä (10,4 % vs. 3,3 %) ja mateen DNA:ta (2,5 %) vain pääuomassa. Vaelluskaloista ohitusuomaan ja sen yläpuolelle oli löytänyt vain nahkiainen. On mahdollista, että ohitusuoman alajuoksun tekninen osuus vähentää kalojen halukkuutta nousta uomaan.

Kämärinkoskessa oli vain vähän taimenen (0,9 %) ja kivisimpun (1,2 %) DNA:ta. Kämärinkoskessa monen virtavesissä esiintyvän lajin, kuten kivenuoliaisen, nahkiaisen ja mateen, DNA:ta oli enemmän pääuoman näytteessä kuin ohitusuoman näytteessä, mikä saattoi kääntää paikan muuhun aineistoon verrattuna päinvastaiseksi ordinaatiossa.

Strömsber, Brasas, Kuuskoski ja Sågarsfors sijaitsevat maantieteellisesti hyvin lähekkäin ja ne on kaikki luokiteltu keskisuuriksi savimaiden joiksi, joten tietyt ominaispiireet, kuten sameampi vesi on niille tyypillistä. Näissä kohteissa oli myös paljon maatalousalueita sekä asutusta, ja toisaalta vähemmän sisävesiä puskuroimassa ravinne- ja kiintoainekuormitusta. Strömsbergin ohitusuoman yläpäässä on settipato eli poikkilautarakenne (liite 6; kuva 10A), joka muodostaa vaellusesteen ja voi siten osaltaan selittää suhteellisen suurta Bray-Curtisin erillaisuusindeksiä (0,413). Jos kalat eivät pääse nousemaan uomasta eteenpäin niin ne joutuvat jäämään ohitusuomaan, mikä korostaa pääuoman ja ohitusuoman kalayhteisön koostumuksen eroja. Ohitusuomasta löytyikin enemmän virtavesi-, vaellus- ja uhanalaisten kalalajien, kuten ankeriaan, kivenuoliaisen ja lohen, DNA:ta. Itse ohitusuoma (liite 6; kuva 10B) voisi varmasti toimia joidenkin lajien elinympäristönä, mutta settipatoratkaisu tulisi korjata läpikuljettavaksi. Vesi on melko sameaa ja ravinnekuormitus voimakasta, mutta potentiaalia Strömbergin ohitusuomasta kuitenkin löytyy, jos vain kalojen vaellus mahdollistetaan.

Brasaksen 50 m pituinen ohitusuoma oli uomista lyhyin, mutta kalayhteisöjen erot pääuoman ja ohitusuoman välillä olivat Bray-Curtisin etäisyysindeksin perusteella yllättävänkin suuria (0,44). Joen ravinnekuorma on voimakasta ja vesi sameaa. Ohitusuomassa havaittiin huomattava määrä salakan DNA:ta (53,8 %). Ohitusuomasta löytyi myös kivenuoliaisen (0,15 %) ja vimpan DNA:ta (0,12 %). Vaikka Brasaksen ohitusuoman ja pääuoman kalayhteisöt olivat Bray-Curtisin indeksin mukaan erilaiset, virtavesilajiston elinhabitaattia lisäävänä ratkaisuna Brasaksen ohitusuoma on kuitenkin kovin lyhyt. Mustijoen olosuhteet, kuten ravinnepitoisuus, sameus ja veden väri, voivat olla haastavia hapekkaista ja kirkkaita vesiä suosiville virtavesikalalajeille.

Kuuskosken ohitusuomasta löytyi virtavesikalalajien, kuten ankeriaan, (0,14 %), turvan (0,46 %), kivenuoliaisen (2,6 %) ja kivisimpun (1,33 %) DNA:ta. Suhteelliset DNA osuudet olivat kuitenkin hyvin pieniä. Myös Koskenkylänjoessa vedenlaatu on heikko, vesi on sameaa ja ravinnekuorma voimakas, mikä voi hankaloittaa Kuuskosken ohitusuoman toimimista virtavesilajien elinympäristönä.

Sågarsforsin ohitusuomaa ei voi suoraan verrata muihin tutkimuksen ohitusuomiin, sillä joen pato on purettu vuonna 2007. Siispä ohitusuoman yläpuolinen pääuoma on muuttunut patoaltaasta virtavesimäisemmäksi habitaatiksi. Tämä näkyi aineiston pienimpänä Bray-Curtisin erilaisuusindeksinä (0,10). Ohitusuomasta löytyi kuitenkin vähän ankeriaan (0,06 %) ja taimenen (0,75 %) DNA:ta, mitä ei pääuomassa havaittu. Muuten ohitus- ja pääuoman näytteiden koostumukset olivat samankaltaiset. Tässäkin kohteessa valuma-alueen kunnostukset ravinnekuorman ja kiintoaineen määrän vähentämiseksi olisi tärkeä toimenpide, sillä Siuntionjoen ravinnekuorma on arvioitu merkittäväksi.

Ohitusuomat rakennetaan usein juuri lohikalojen nousun mahdollistamista varten. Tässä tutkimuksessa lohikalojen DNA:n suhteelliset runsaudet (Imatran kaupunkipuroa lukuun ottamatta) jäivät pieniksi. Tähän saattoi vaikuttaa näytteenottohetken poikkeuksellisen lämmin sää ja toisaalta eDNA-menetelmän taipumus korostaa runsaita lajeja. On myös syytä pohtia, olisiko ohitusuomien toiminnassa parantamisen varaa. Ohitusuomien toimivuuden arvioimiseen tarvittaisiin enemmän pitkäaikaisseurantaa. Olisi myös mielenkiintoista ottaa eDNA-näytteet pääuomasta ohitusuoman alapuolelta, jotta voitaisiin mahdollisesti nähdä, onko padon alapuolella lajeja, jotka eivät nouse ollenkaan ohitusuomaan ja yhä eteenpäin padon yläpuolelle. Olisi suositeltavaa syventää ja tarkentaa tämän tutkimuksen tietoja tutkimuksella, jossa olisi enemmän tutkittavia uomia ja eDNA-näytteitä. Pohjaeläinten sisällyttäminen tuleviin tutkimuksiin toisi arvokasta tietoa ohitusuomien toimimisesta eri eliöryhmien elinympäristönä.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tulosten perusteella voidaan todeta, että luonnonmukainen ohitusuoma voi vaikuttaa padottujen jokien kalayhteisöjen koostumukseen lisäämällä erityisesti vaellus- ja virtavesilajien esiintymistä joessa. Joidenkin virtavesilajien DNA:ta löytyi vain ohitusuomasta, joten ohitusuoma voi todennäköisesti toimia myös virtavesilajien pääasiallisena elinympäristönä tai lisääntymisalueena. Ohitusuoman toimiminen elinympäristönä vaatii ohitusuomalta enemmän kuin pelkkä vaellusyhteyden ylläpitäminen. Tällöin ohitusuoman koolla ja ominaisuuksilla on merkitystä joen lajimäärän ja erityisesti virtavesilajien runsastuttajina. Hyvinvoivan virtavesiyhteisön turvaamiseksi on myös otettava

huomioon vedenlaadun merkitys ja koko valuma-alueen tila. Näiden syiden vuoksi tulisi panostaa ohitusuomien huolelliseen suunnitteluun ja toteutukseen. Ohitusuomien toimintaa olisi suotavaa seurata tarkemmin pitkällä aikavälillä, jotta niitä voitaisiin edelleen kehittää. On arvokasta saada tietoa luonnonmukaisista ohitusuomista eliöiden kulkuväylänä, mutta myös elinympäristönä. Tässä tutkimuksessa saatiin tietoa luonnonmukaisten ohitusuomien vaikutuksista kalayhteisön koostumukseen, uhanalaisten ja harvinaisten vaelluskalojen esiintymiseen sekä niiden merkityksestä virtavesilajien suosimana ympäristönä.

KIITOKSET

Suuret kiitokset ohjaajilleni FT Saija Koljoselle (Syke), FT Antti Elorannalle (Jyväskylän yliopisto) ja FT Kimmo Toloselle (Syke). Haluaisin kiittää myös Heikki Hämäläistä hyvistä aivoriivistä, joista sain paljon apua gradun loppurutistukseen. Kiitos Suomen luonnonsuojelusäätiölle apurahasta, joka myönnettiin Itämeri-rahastosta Wärtsilä Oyj:n nimikkoapurahana. Gradututkimukseni on osa Suomen Akatemian rahoittamaa Suomen Ympäristökeskuksen, Luonnonvarakeskuksen ja Itä-Suomen yliopiston yhteistä SusHydro konsortiohanketta (hankenumero 332190) ja on osittain rahoitettu myös maa- ja metsätalousministeriön kalatalouden edistämismäärärahoista.

Jyväskylässä 29.10.2023
Anne Lehtinen

KIRJALLISUUSLUETTELO

- Anderson, M.J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley Online Libr.*: 1–15. doi:<https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Anderson E.P., Freeman M.C. & Pringle C.M. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Res. Appl.* 22: 397–411.
- Appelberg M., Bergquist B.C. & Degerman E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Int. Ver. Für Theor. Angew. Limnol. Verhandlungen.* 27: 311–315
- Artell J., Lankia T., Venejärvi R. & Iho A. 2022. Kansalaisten näkemykset vesivoiman tuotannosta ja sen luontovaikutusten hallinnasta: Kansalaiskyselyn tulokset. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 84/2022*. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 85 s.
- Bednarek, A.T. 2001. Undamming rivers: A Review of the ecological impacts of dam removal. *Environ. Manag.* 27: 803–814.
- Bergmann R., Ludbrook J. & Spooren W.P.J.M. 2000. Different outcomes of the Wilcoxon-Mann-Whitney test from different statistics packages. *Am. Stat.* 54: 72–77.
- Bunt C.M., Castro-Santos T. & Haro A. 2012. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration: Performance of fish passage structures. *River Res. Appl.* 28: 457–478.
- Bray, J.R. and Curtis, J.T. 1957 An Ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325–349.
- Brink K., Gouhg P., Royte J., Schollema P.P. & Wanningen. H. 2018. From Sea to Source 2.0. Protection and restoration of fish migration in rivers worldwide. World Fish Migration Foundation, Netherlands.
- Calles E.O. & Greenberg L.A. 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Emån. *River Res. Appl.* 21: 951–960.
- COM (2022) 304 final. Komission ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukseksi luonnon ennallistamisesta. saatavissa: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52022PC0304>
- Deiner K., & Altermatt F. 2014. Transport distance of invertebrate environmental DNA in a natural river. *PLoS One.* 9: e88786.
- Deiner K., Fronhofer E.A., Mächler E., Walser J.-C. & Altermatt F. 2016. Environmental DNA reveals that rivers are conveyor belts of biodiversity information. *Nat. Commun.* 7: 12544.
- Dexter E., Rollwagen-Bollens G. & Bollens S.M. 2018. The trouble with stress: A flexible method for the evaluation of nonmetric multidimensional scaling. *Limnol. Oceanogr. Methods.* 16: 434–443.

- Direktiivi 2000/60/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. EYVL L327, 22.12.2000
Saataavissa: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060&from=FI>
- Eloranta, A., Harjula, H., Jormola, J., Meisalmi, T., Nissinen, R. Eliöstön kulkumahdollisuuksien parantaminen. Teoksessa: Jormola, J., Harjula, H. & Sarvilinna, A. (toim.) 2003. *Luonnonmukainen vesirakentaminen – Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun*. Suomen ympäristö 631. 168 s. Suomen ympäristökeskus. Helsinki, saatavissa <http://www.ymparisto.fi/julkaisut>
- Gebler R.-J. 2012. Near -nature watercourses at hydropower plants as fishways and running water habitats. 9th ISE, Vienna, saatavissa: https://restorerivers.eu/wiki/images/0/06/Gebler_near_nature_water_courses_2012.pdf
- Gustafsson S., Österling M., Skurdal J., Schneider L.D. & Calles O. 2013. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: The effects of adding habitat heterogeneity. *Ecol. Eng.* 61: 345–353.
- Higgins J., Zablocki J., Newsock A., Krolopp A., Tabas P. & Salama M. 2021. Durable freshwater protection: A framework for establishing and maintaining longterm protection for freshwater ecosystems and the values they sustain. *Sustainability* 13: 1950.
- Hinlo, R., Gleeson, D., Lintermans, M., & Furlan, E. 2017. Methods to maximise recovery of environmental DNA from water samples. *PLoS One*. 12: e0179251. doi:<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0179251>.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kempainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) 2019. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- IBM SPSS Statistics. IBM Corp. Released 2021. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 28.0. Armonk, NY: IBM Corp
- Iho A., Soininen N., Vehviläinen I., Koljonen S., Artell J. & Belinskij A. 2023. Rivers under pressure: Interdisciplinary feasibility analysis of sustainable hydropower. *Environ. Policy Gov.* 33: 191–205.
- Jane S. F., Wilcox T. M., McKelvey K. S., Young M. K., Schwartz M. K., Lowe W. H., Letcher B. H. & Whiteley A. R. 2015. Distance, flow and PCR inhibition: eDNA dynamics in two headwater streams. *Mol. Ecol. Resour.* 15: 216–27.
- Jerde C. L., Mahon A. R., Chadderton W. L. & Lodge D. M. 2011. “Sight-unseen” detection of rare aquatic species using environmental DNA. *Conserv. Lett.* 4: 150–157.
- Järvenpää L., Jormola J. & Tammela A. 2010. *Luonnonmukaisten ohitusuomien suunnittelu rakennetussa vesistössä - Lohen palauttaminen Oulujokeen*. Suomen ympäristö 5/2010. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. saatavissa <http://hdl.handle.net/10138/37987>
- Koljonen S, Koski A., Leinonen K., Haapala A., Jormola J., Menna T., Tapaninen M., Vähänäkki P. & Syrjänen J. 2022. *Luonnonmukainen elinympäristö*

- ekologisena kompensatona virtavesissä – Imatran kaupunkipuron suunnittelu, toteutus ja seuranta.* Suomen ympäristökeskuksen raportteja 19/2022. Helsinki. saatavissa <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5481-2>
<http://hdl.handle.net/10138/343599>
- Koljonen, S. Maunula, M., Artell, J., Belinskij, A., Hellsten, S., Huusko, A., Juutinen, A., Marttunen, M., Mustajoki, J., Mäki-Petäys, A., Rotko, P., Soininen, N., Vehanen, T. 2017. *Vaelluskalakantojen elvyttäminen – ympäristövirtaama ja muut ratkaisut.* Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 69/2017. Valtioneuvoston kanslia. saatavissa <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-461-0>
- Kontula T. & Raunio A. (toim.). 2018. *Suomen luontotyyppeiden uhanalaisuus 2018. Luontotyyppeiden punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet.* Suomen ympäristö 5/2018. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö. Helsinki. saatavissa <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3>
- Kosunen N. & Mikkola I. 2017. *Selvitys Suomen alle 5 MW vesivoimalaitosten sekä niihin välittömästi liittyvien säännöstelyhankkeiden vesilain mukaisten lupien kalatalousvelvoitteista.* Varsinais-Suomen ELY-keskus, kalatalouspalvelut - yksikkö/Linnunmaa Oy.
- Kujala H., Halme P., Pekkonen M., Rytteri T., Raunio A., Kullberg P., Koljonen S. & Keränen I. 2021. *Heikennyksen ja hyvityksen arviointi ekologisessa kompensaatiossa.* Suomen ympäristökeskuksen raportteja 39/2021. Suomen ympäristökeskus. Helsinki, saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/334544>
- Laamanen M., Suomela J., Ekeboom J., Korpinen S., Paavilainen P., Lahtinen T., Nieminen S. & Hernberg A. 2021. *Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma vuosille 2022–2027.* Ympäristöministeriön julkaisuja 2021:30. Ympäristöministeriö, saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-198-6>
- Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä 30.12.2004/1299
- Laporte M., Reny-Nolin E., Chouinard V., Hernandez C., Normandeau E., Bougas B., Côté C., Behmel S. & Bernatchez L. 2021. Proper environmental DNA metabarcoding data transformation reveals temporal stability of fish communities in a dendritic river system. *Environ. DNA* 3: 1007–1022.
- Legendre P. & Gallagher E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*. 129: 271–280.
- Lempinen, P. 2003. Kokemuksia luonnonmukaisista kalateistä Uudellamaalla. *Vesitalous* 5/2003.
- Li P., Li D., Sun X., Chu Z., Xia T. & Zheng B. 2022. Application of ecological restoration technologies for the improvement of biodiversity and ecosystem in the river. *Water* 14: 1402.
- Ljungberg R. 2011. *Kunnostuksen vaikutukset vuollejokisimpukkaan (Unio crassus). Siuntionjoen Sångarsforsin padon purkamisen ja kalatien rakentaminen.*

- Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 15/2011. saatavissa: <https://www.doria.fi/handle/10024/87709>
- Lodge D. M., Turner C. R., Jerde C. L., Barner M. A., Chadderton L., Egan S. P., Feder J. L., Mahon A. R. & Pfrender M. E. 2012. Conservation in a cup of water: estimating biodiversity and population abundance from environmental DNA. *Mol. Ecol.* 21: 2555–2558
- Luonnonsuojelulaki 5.1.2023/9
- Minamoto T., Yamanaka H., Takahara T., Honjo M. N. & Kawabata Z. 2011. Surveillance of fish species composition using environmental DNA. *Limnol.* 13: 193–197.
- Moilanen A & Kotiaho J.S. 2017. *Ekologisen kompensaaion määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset*. Suomen ympäristö 5/2017. Ympäristöministeriö. Helsinki. saatavissa <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4754-8>
- Mächler E., Little C. J., Wüthrich R., Alther R., Fronhofer E. A., Gounand I., Harvey E., Hürlemann S., Walser J.-C. & Altermatt F. 2019. Assessing different components of diversity across a river network using eDNA. *Environ. DNA* 1: 290–301.
- Norros V., Laamanen T., Meissner K., Iso-Touru T., Kahilainen A., Lehtinen S., Lohtander-Buckbee K., Nygård H., Pennanen T., Ruohonen-Lehto M., Sirkiä P., Suikkanen S., Tolkkinen M., Vainio E., Velmala S., Vuorio K. & Vihervaara P. 2022. *Roadmap for implementing environmental DNA (eDNA) and other molecular monitoring methods in Finland – Vision and action plan for 2022–2025*. Reports of the Finnish Environment Institute 20/2022. Finnish Environment Institute, saatavissa <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2022101161592>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., ... & Weedon, J. 2022. *Vegan Community Ecology Package*. Version 2.6-2 April 2022. The Comprehensive R Archive Network. saatavissa <http://cran.r-project.org>.
- Olkio K. & Eloranta A. 2007. *Virtavesikunnostusten sosioekonomisista vaikutuksista Keski-Suomessa: loppuraportti*. Keski-Suomen ympäristökeskus, Jyväskylä.
- Opperman J., Grill G. & Hartmann J. 2015. *The Power of Rivers: Finding balance between energy and conservation in hydropower development*. The Nature Conservancy. Washington DC.
- Palmer, M. A., Menninger, H. L. & Bernhardt, E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshw. Biol.* 55: 205–222.
- Pander J, Mueller M, Geist J. 2013. Ecological functions of fish bypass channels in streams: Migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Res. Appl.* 29: 441–450.
- Pawlowski J., Apothéloz-Perret-Gentil L., Mächler E., & Altermatt F. 2020. *Environmental DNA applications for biomonitoring and bioassessment in aquatic ecosystems*. Federal Office for the Environment. Bern. saatavissa

<https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/water/water--publications/publications-water/environmental-dna-applications-in-biomonitoring-and-bioassessment.html>

- Pilliod D.S., Goldberg C.S., Arkle R.S. & Waits L.P. 2014. Factors influencing detection of eDNA from a stream-dwelling amphibian. *Mol. Ecol. Resour.* 14: 109–116.
- Poff N.L. & Hart D.D. 2002 How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Biosci.* 52: 659–668.
- Pont D., Rocle M., Valentini A., Civade R., Jean P., Maire A., Roset N., Schabuss M., Zornig H. & Dejean T. 2018. Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. *Sci. Rep.* 8: 10361.
- Raunio, A., Anttila, S., Pekkonen, M. & Ojala, O. 2018. *Luontotyyppeiden soveltuminen ekologiseen kompensatioon Suomessa*. Suomen ympäristö 4/2018. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. saatavissa <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4815-6>
- Raunio, J. 2020. *Kalamäärien arviointi Hietaman voimalaitoksen alakanavassa ja kalatiessä vuonna 2020*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 500/2020. Kymijoen vesi ja ympäristö ry.
- Rees H.C., Maddison B.C., Middleditch D.J., Patmore J.R. & Gough K.C. 2014. Review: The detection of aquatic animal species using environmental DNA – a review of eDNA as a survey tool in ecology. *J. Appl. Ecol.* 51: 1450–1459.
- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., Kidd K.A., MacCormack T.J., Olden J.D., Ormerod S.J., Smol J.P., Taylor W.W., Tockner K., Vermaire J.C., Dudgeon D. & Cooke S.J. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94: 849–873.
- Rinnevalli R., Artell J., Iho A., Konu H., Pokki H., Ahopelto L., Ojanen H., Kuoppala M. & Louhi P. 2021. *Vaellusesteiden purkaminen osana vaelluskalojen elinympäristökunnostuksia*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 29/2021. Luonnonvarakeskus, saatavissa <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-199-8>
- Rojahn J., Gleeson D., Furlan E., Haeusler T. & Bylemans J. 2021. Improving the detection of rare native fish species in environmental DNA metabarcoding surveys. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 31: 990–997.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Shogren A. J., Tank J. L., Andruszkiewicz E., Olds B., Mahon A. R., Jerde C. L. & Bolster D. 2017. Controls on eDNA movement in streams: Transport, retention, and resuspension. *Sci. Rep.* 7: 5065.

- Siikamäki P., McWhirr T., Jormola J. & Harjula H. 2004. Vesirakentaminen ja säännöstely. Teoksessa: Walls M. & Rönkä M. (toim.), *Veden varassa*. Edita Publishing Oy, Helsinki, s. 127–130
- Silva A.T., Lucas M.C., Castro-Santos T., Katopodis C., Baumgartner L.J., Thiem J.D., Aarestrup K., Pompeu P.S., O'Brien G.C., Braun D.C., Burnett N.J., Zhu D.Z., Fjeldstad H.-P., Forseth T., Rajaratnam N., Williams J.G. & Cooke S.J. 2018. The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish Fish.* 19: 340–362.
- Strickler K. M., Fremier A. K. & Goldberg C. S. 2015. Quantifying effects of UV-B, temperature, and pH on eDNA degradation in aquatic microcosms. *Biol. Conserv.* 183: 85–92.
- Takeuchi A., Iijima T., Kakuzen W., Watanabe S., Yamada Y., Okamura A., Horie N., Mikawa N., Miller M.J., Kojima T. & Tsukamoto K. 2019. Release of eDNA by different life history stages and during spawning activities of laboratory-reared Japanese eels for interpretation of oceanic survey data. *Sci. Rep.* 9: 6074.
- Tamario, C., Degerman E., Donadi S., Spjut D. & Sandin L. 2018. Nature-like fishways as compensatory lotic habitats. *River Res. Appl.* 34: 253–61.
- ten Kate, K., J. Bishop, and R. Bayon. 2004. *Biodiversity offsets: views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, United Kingdom.
- Thomsen P.F., Kielgast J., Iversen L.L., Wiuf C., Rasmussen M., Gilbert M.T.P., Orlando L. & Willerslev E. 2011. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Mol. Ecol.* 21: 2565–2573.
- Tolonen J., Leka J., Yli-Heikkilä K., Hämäläinen L. & Halonen L. 2019. *Pienvesiopus - Pienvesien tunnistaminen ja lainsäädäntö*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 36/2019. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. saatavissa <http://hdl.handle.net/10138/306503>
- United Nations. 1992. *Convention on Biological Diversity*. United Nations, New York.
- Valentini A., Taberlet P., Miaud C., Civade R., Herder J., Thomsen P.F., Bellemain E., Besnard A., Coissac E., Boyer F., Gaboriaud C., Jean P., Poulet N., Roset N., Copp G.H., Geniez P., Pont D., Argillier C., Baudoin J.-M., Peroux T., Crivelli A.J., Olivier A., Acqueberge M., Le Brun M., Møller P.R., Willerslev E. & Dejean T. 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Mol. Ecol.* 25: 929–942.
- Vannote R., Minshall G., Cummins K., Sedell J. & Cushing C. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130–137.
- Venus T.E., Smialek N., Pander J., Harby A. & Geist J. 2020. Evaluating cost trade-offs between hydropower and fish passage mitigation. *Sustainability.* 12: 8520.
- Vesiläki 27.5.2011/587.

- Vörösmarty C. J., McIntyre P. B., Gessner M. O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S., Sullivan C. A., Liermann C. R. & Davies P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*. 467: 555–561.
- Wang S., Yan Z., Hänfling B., Zheng X., Wang P., Fan J. & Li J. 2021. Methodology of fish eDNA and its applications in ecology and environment. *Sci. Total Environ.* 755: 142622.
- Wang L., Lyons J., Kanehi P., Bannerman R. & Emmons E. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in Southeastern Wisconsin streams. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 36: 1173–1189.
- Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B. & Claret C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshw. Biol.* 47: 517–539.
- Welsh D.P., Ludlam J.P., Downs E.L., Gordon E.S., Clark E.V., Levy B., Huang J. & O'Connor A.M. 2023. Stream fish community structure across an urban gradient in a northeastern US watershed. *Environ. Biol. Fishes.* 106: 1579–1595.
- Westberg V., Bonde A., Koivisto A-M., Puro H., Siiro P. & Teppo A. 2021. *Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuosille 2022–2027 – Osa 1: Vesienhoitoaluekohtaiset tiedot.* Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. saatavissa <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-398-010-5>
- Wickham H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis.* Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, saatavissa <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Wilcox T.M., McKelvey K.S., Young M.K., Sepulveda A.J., Shepard B.B., Jane S.F., Whiteley A.R., Lowe W.H. & Schwartz M.K. 2016. Understanding environmental DNA detection probabilities: A case study using a stream-dwelling char *Salvelinus fontinalis*. *Biol. Conserv.* 194: 209–216.
- Xie J., Wang C., Liu L., Duan Y., Huo B. & Li D. 2023. Assessment of aquatic ecological health based on the characteristics of the fish community structures of the Hun River basin, Northeastern China. *Water.* 15: 501.
- Xiong F., Shu L., Zeng H., Gan X., He S. & Peng Z. 2022. Methodology for fish biodiversity monitoring with environmental DNA metabarcoding: The primers, databases and bioinformatic pipelines. *Water Biol. Secur.* 1: 100007.
- Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta. Onlinetietokanta (Viitattu 6.8.2022).
- Yrjölä S., Lehtonen H. & Nyberg K. 2021. *Suomen kalat.* Otava, Keuruu.
- Zarfl C., Berlekamp J., He F., Jähnig S.C. & Darwall W. 2019. Future large hydropower dams impact global freshwater megafauna. *Sci. Rep.* 9: 18531.

LIITE 1. OHITUSUOMIEN OMINAISUUKSIA

Ohitusuomien pituudet mitattu Maanmittauslaitoksen Karttapaikka palvelun mittaustyökalulla. Ekologisen tilan luokitus ja ravinnekuormitus on saatu Vesi.fi palvelusta.

Ohitusuoman nimi	Rakennusvuosi	Uoman pituus (m)	Uoman kaltevuus (%)	Vesitetty talvella	Ekologisen tilan luokitus (Asteikolla erinomainen-hyvä-tyydyttävä-välttävä-huono)	Ravinnekuormitus (Asteikolla vähäinen-kohtalainen-merkittävä-voimakas)
Brasaksen ohitusuoma	1994	50	5.4	Kyllä	Välttävä	Voimakas
Imatran kaupunkipuro	2014	1000	2.2	Kyllä	Hyvä (voimakkaasti muunnettu)	Kohtalainen
Sääkosken ohitusuoma	2005	304	1.4	Kyllä	Välttävä	Merkittävä
Kissakosken ohitusuoma	2012	150	3.2	Kyllä	Hyvä	Vähäinen
Korpelan kalatie	2013	380.7	4.0	Ei	Hyvä	Voimakas
Kuuskosken ohitusuoma	2008	137	3.9	Kyllä	Välttävä	Voimakas
Pappilankosken ohitusuoma	2011	150	2.9	Ei	Hyvä	Voimakas
Sågarsforsin ohitusuoma	2008	250	3.0	Kyllä	Tyydyttävä	Merkittävä
Kämärinkoski	1987	270	1.5	Kyllä	Tyydyttävä	Merkittävä
Strömsbergin ohitusuoma	2000	140	6.8	Kyllä	Tyydyttävä	Voimakas

LIITE 2. JOKIEN VEDENLAATUTIEDOT

Tiedot ovat viiden vuoden (2018–2022) kesäkuukausien (kesä-elokuu) keskiarvoja. Kissakosken tiedot on vuodelta 2008, koska uudempia tietoja ei löytynyt. Mittaustulokset on otettu ohitusuomien lähimmältä näytteenotto paikalta ja tiedot haettu ympäristöhallinnon ylläpitämästä ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertasta.

Vedenlaatu muuttuja	Ohitusuoma									
	Brasas	Imatra	Kissakoski	Korpela	Kuuskoski	Kämärinkoski	Pappilankoski	Strömsberg	Sågarsfors	Sääkskoski
Liukoinen happi (mg/L)	7.6	9.3	9.5	8.0	7.6	7.8	8.7	8.9	7.1	8.1
Hapen kyllästysaste (kyll.%)	83.1	95.3	95.0	84.3	83.6	83.2	92.4	97.6	80.1	81.9
Sameus (FNU)	19.2	0.8	0.4	10.9	35.5	2.1	6.0	18.7	19.3	4.9
Sähkönjohtavuus (mS/m)	15.5	6.5	4.8	3.6	11.7	5.3	17.0	24.8	11.6	5.4
Alkaliniteetti (mmol/L))	0.7	0.2	0.2	0.2	0.6	0.2	0.7	1.1	0.6	0.1
pH	7.4	7.2	6.9	6.7	7.3	7.1	7.5	7.8	7.4	6.7
Väriluku (mg/L Pt)	117.7	37.4	17.4	136.1	62.5	45.0	28.0	67.3	94.0	233.8
Kokonaistyyppi (µg/L)	1740.7	382.5	410.0	588.6	1327.3	464.0	946.2	2457.1	1018.0	1045.0
Kokonaisfosfori (µg/L)	70.4	8.8	5.3	43.5	82.3	20.0	30.1	74.1	80.3	71.9
Kemiallinen hapenkulutus (mg/L)	19.7	8.1	6.2	20.7	12.6	10.2	7.9	12.9	39.0	25.7

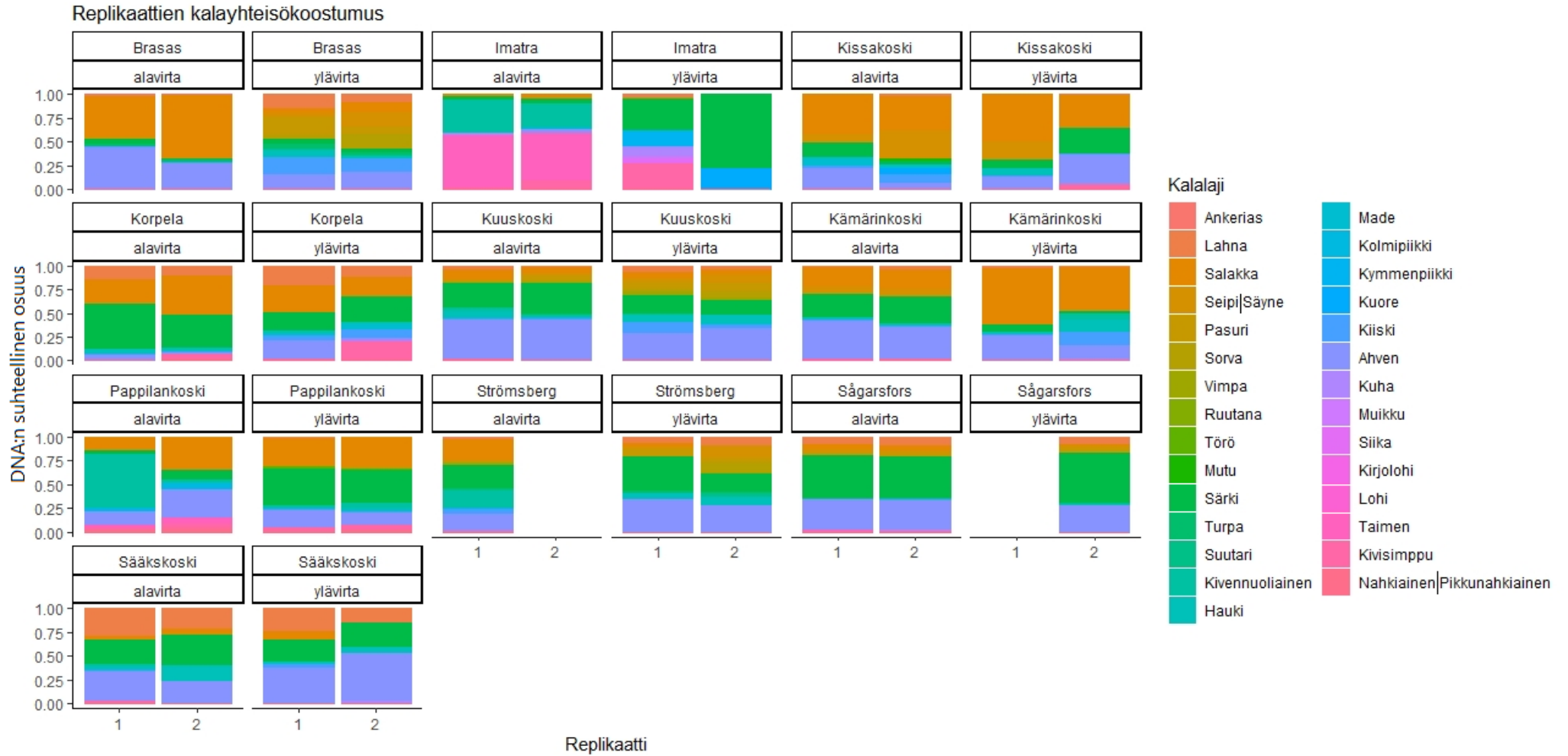
LIITE 3. OHITUSUOMIEN VALUMA-ALUEIDEN KOKO JA MAANKÄYTTÖMUODOT PROSENTTIOSUUKSINA

Lähde: VALUE valuma-alueen rajaustyökalu.

* 11=Asuinalueet; 12=Teollisuuden, palveluiden ja liikenteen alueet; 13=Maa-ainestenottoalueet, kaatopaikat, rakennustyöalueet; 14=Virkistys ja vapaa-ajan tointa-alueet; 21= Viljelysmaat; 22=Monivuotiset viljelmät; 23=Laidunmaat; 24=Heterogeeniset maatalousvaltaiset alueet; 31= Sulkeutuneet metsät; 32=Harvapuustoiset metsät, pensastot sekä avoimet kankaat; 33=Avoimet kankaat ja kalliomaat; 41=Sisämaan kosteikot ja avosuot; 42=Rannikon kosteikot; 51=Sisävedet; 52=Merivedet

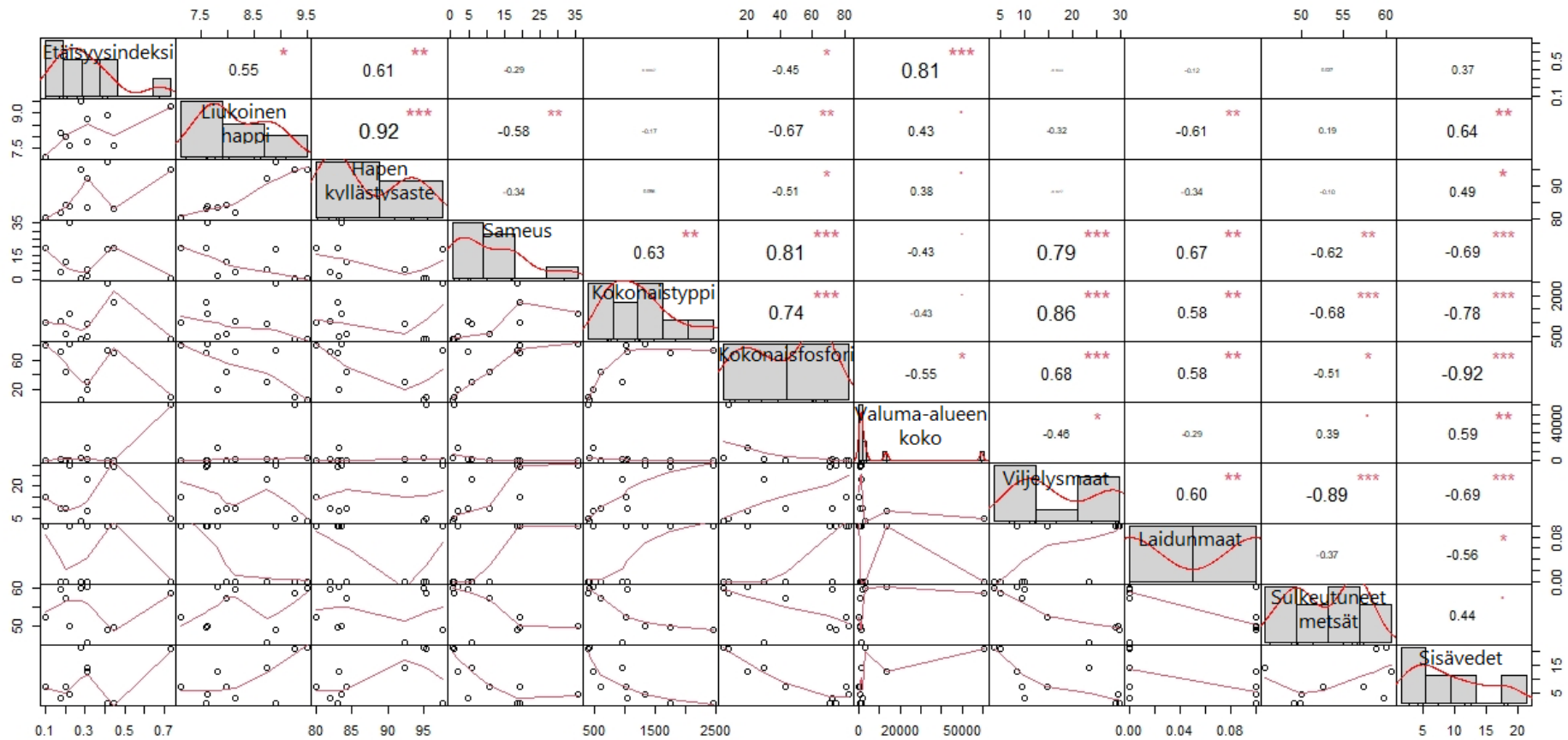
Maankäyttö- muoto (%)	Ohitusuoma									
	Brasas	Imatra	Kissakoski	Korpela	Kuuskoski	Kämärinkoski	Pappilankoski	Strömsberg	Sågarsfors	Sääkskoski
11*	2.8	0.8	0.7	0.5	1.6	1	2.2	3.5	4.7	0.6
12*	2.8	1.1	1	0.8	1.9	1.3	2.2	3.5	3.4	1
13*	0.3	0.2	0.1	0.1	0.2	0.3	0.6	0.5	0.5	0.2
14*	0.8	0.5	0.7	0.2	0.4	0.4	0.6	0.5	2.4	0.2
21*	28.9	4.9	3.6	9.5	29.6	8.4	23.3	29.9	14.7	9.8
22*	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
23*	0.1	0	0	0	0.1	0.1	0	0.1	0.1	0
24*	0.7	0.4	0.4	0.3	0.5	0.5	0.5	0.6	1.9	0.3
31*	49.9	58.8	60.1	57.4	50.1	60.6	45.8	49.2	52.6	59.7
32*	11.6	10	10.1	13.1	10.4	11.9	9	10.3	10.6	13.5
33*	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0.2	0.1
41*	0.5	2.6	1.8	10.7	0.6	2.9	1.8	0.3	1.5	11.2
51*	1.6	20.6	21.3	7.4	4.5	12.6	13.9	1.5	7.4	3.3
Valuma-alueen koko (km ²)	775.4	60582.2	3437.4	1098.1	849.9	13466.7	1222.2	1138.8	232.6	2237.9

LIITE 4. KALALAJIEN SUHTEELLISET DNA-OSUDET REPLIKAATEITTAIN



LIITE 5. BRAY-CURTISIN ERILAISUUSINDEKSIEN KORRELAATIOT ERI SELITTÄVIEN YMPÄRISTÖMUUTTUJIEN KANSSA

Taulukkoon on valittu ympäristömuuttujista korrelaatioiltaan merkitsevimmät muuttujat sekä näiden kanssa voimakkaasti korreloivia muuttujia. Tähdet kertovat merkitsevästä korrelaatiosta. Pienellä fontilla kirjoitettu luku tarkoittaa korrelaation olevan lähellä nollaa.



LIITE 6. KUVIA KOHTEISTA



Kuva 8. Imatran kaupunkipuron yläpään lampi, johon vesi tulee putken kautta oikealla näkyvästä patokanavasta.



Kuva 9. A) Imatran kaupunkipuro B) Kissakosken ohitusuoma



Kuva 10. A) Strömsbergin ohitusuoman yläpään settipatorakenne. B) Strömsbergin ohitusuoma.