

Pro gradu -tutkielma

**Puulajin, puun tuoreuden ja sijaintisyvyyden
vaikutus vesiselkärangattomien runsauteen ja
monimuotoisuuteen pienvesistöissä**

Milla Saarinen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede

05.06.2020

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ympäristötiede

Milla Saarinen Puulajin, puun tuoreuden ja sijaintisyvyyden vaikutus vesiselkärangattomien runsauteen ja monimuotoisuuteen pienvesistöissä
Pro gradu -tutkielma: 60 s., 5 liitettä (12 s.)
Työn ohjaajat: Lehtori Heikki Hämäläinen ja yliopistonopettaja Elisa Vallius
Tarkastajat: Yliopistonlehtori Anssi Lensu ja lehtori Heikki Hämäläinen
Kesäkuu 2020

Hakusanat: puulaji, pohjaeläin, toiminnallinen ravinnonkäyttöryhmä, Gllvm

Vesistöihin lisättävällä puuaineksella voidaan kasvattaa ravintoresurssien määrää ja lisätä habitaattien rakenteellista monimuotoisuutta, ja siten todennäköisesti vesiselkärangattomien runsautta ja monimuotoisuutta. Tavoitteena oli tutkia, miten puuainesta voitaisiin hyödyntää pienvesistöjen biologisen tilan parantamisessa ja miten puulaji, puun tuoreus sekä sijaintisyvyys vaikuttavat puun pinnalle muodostuvan pohjaeläimistön runsauteen, lajimäärään ja lajikoostumukseen. Kenttäkoe toteutettiin metsäojituksen laskeutusaltaissa ja se koostui kahdesta erillisestä koejärjestelystä. Aktiivipyydyksillä tutkittiin puuaineksen vaikutusta erityisesti vesipatsaassa eläviin vesiselkärangattomiin kahden puukäsittelyaltaan ja kahden verrokkialtaan avulla. Yhdessä altaassa toteutetussa kokeessa selvitettiin puulajin (koivu, mänty ja kuusi), puun tuoreuden (tuore ja vuosi sitten kaadettu) ja sijoitusyvyyden (5 ja 45 cm) sekä puupintojen biofilmin vaikutuksia pohjaeläimistöön. Altaiden välillä ei havaittu puukäsittelystä johtuvia eroja vesiselkärangatonyhteisöissä. Sen sijaan tutkimus osoitti, että havupuuaines ylläpiti lajirikkaampaa ja runsaampaa pohjaeläinyhteisöä kuin koivu. Lisäksi puuaineksen sijoittaminen vesipatsaan yhteyttävään kerrokseen mahdollisti monimuotoisemman ja runsaamman pohjaeläimistön kehittymisen. Näiden tekijöiden vaikutusta vesiselkärangattomiin selittää suurelta osin puiden pinnoille kehittyvän biofilmikasvuston määrän vaihtelu.

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

Milla Saarinen: The impact of tree species, freshness of wood and placement depth on abundance and diversity of freshwater invertebrates in small water bodies
MSc thesis: 60 p., 5 appendices (12 p.)
Supervisors: Lecturer Heikki Hämäläinen and University Teacher Elisa Vallius
Inspectors: University lecturer Anssi Lensu and Lecturer Heikki Hämäläinen

June 2020

Keywords: tree species, benthic animal, functional feeding group, Gllvm

Wood added to water bodies can increase the amount food resources and the structural diversity of habitats, and thus likely the abundance and diversity of freshwater invertebrates. In this thesis, I examined if wood material could be used to improve the biological state of small water bodies, and how the tree species and placement depth as well as freshness of the wood affect the abundance, species composition and number of benthic animals on wood surfaces. The field experiment was carried out in pools of forest drainage areas and it consisted of two separate test arrangements. Activity traps were used to study the effect of wood on the invertebrates living in a water column by comparing two wood treatment pools and two control pools. In the experiment, which was implemented in one pool explored tree species (birch, pine and spruce), freshness of wood (fresh and a year ago overthrown) and placement depth (5 and 45 cm) as well as the amount of biofilm on the wood surfaces. The invertebrate communities between pools did not differ from each other due to wood treatment. However, the study showed that coniferous wood maintained a more species-rich and abundant benthic animal community than birch. In addition, the placement of wood in the photosynthetic zone of the water column enabled the development of more diverse and abundant benthic animal communities. The effects of these factors could be largely explained by the amount of biofilm on wood surfaces.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	6
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	11
2.1 PuuMaVesi-hanke.....	11
2.2 Puulajikoe.....	13
2.2 Puukäsittelykoe	15
2.3 Näytteiden käsittely	16
2.4 Tilastolliset analyysit	17
2.4.1 Vesiselkärangattomien lajimäärä ja runsaus	18
2.4.2 Vesiselkärangattomien biomassa	19
2.4.3 Vesiselkärangattomien lajikoostumus	21
4 TULOKSET	24
4.1 Puulajin, tuoreusasteen ja sijaintisyvyyden vaikutus pohjaeläimiin	24
4.2 Tutkimusaltaiden ja sijaintisyvyyden vaikutus vesiselkärangattomiin	30
4.2 Puulajiaineiston lajikoostumus	33
4.2 Puukäsittelyaineiston lajikoostumus	39
5 TULOSTEN TARKASTELU	40
6 JOHTOPÄÄTÖKSET	44
KIITOKSET	45
KIRJALLISUUS	45
LIITE 1. Tutkimusaltaiden vesikemialliset tiedot	49
LIITE 2. Tutkimuksen lajilista	50
LIITE 3. Puukappaleiden pohjaeläinten keskimääräiset (n = 5) laji- ja runsausarvot	53

LIITE 4. Tutkimusaltaiden vesiselkärangattomien keskimääräiset (n = 6) laji- ja runsausarvot pyydyksissä	55
LIITE 5. Tilastollisten menetelmien suorittamiseen tarvittavat R:n komennot	57

1 JOHDANTO

Vesistöjen ekologiseen tilaan ja veden laatuun vaikuttavat luonnonhuuhtouman lisäksi ihmistoiminnan aiheuttamat useat kuormituslähteet, kuten maa- ja metsätalous (Joensuu ym. 2016). Metsätalous voi olla merkittävin kuormituksen aiheuttaja erityisesti pienvesistöjen valuma-alueilla (Joensuu ym. 2016). Metsätalouden kuormituslähteistä ojituksen, hakkuiden ja metsien lannoituksen on todettu aiheuttavan suurimmat vesistöhaitat, jotka näkyvät muun muassa valumavesien kiintoaineskulkeutumina, veden sameutumisena ja ravinnepitoisuuksien kasvuna (Tattari ym. 2015).

Viime vuosien aikana on havaittu, että metsätalouden aiheuttama vesistöjen ravinnekuormitus on todellisuudessa aikaisemmin luultua huomattavasti suurempi (Riikilä ym. 2017). Vesistökuormituksen lisääntymisen on todettu johtuvan erityisesti metsätalouden vanhoista ojitusalueista (Riikilä ym. 2017), joiden kuormituksen odotetaan nousevan vielä tulevien vuosien aikana (Nieminen ym. 2017). Ojitusalueiden ravinteiden huuhtoutumiseen vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa alueen metsänhoito- ja käsittelyhistoria, ojituksen ikä, kuivatuksen osuus metsäalueesta ja alueen sijainti (Nieminen ym. 2018).

Vesistöjen tilaa voidaan parantaa erilaisilla vesiensuojelumenetelmillä, ja esimerkiksi metsäojitus- ja purokunnostuskohteisiin on toteutettu useita erilaisia toimenpiteitä kiintoaines- ja ravinnekuormituksen vähentämiseksi sekä vesistön ekologisen tilan ja monimuotoisuuden parantamiseksi. Metsätalouden piirissä käytetään tavallisesti kaivu- ja perkauskatkoja, lietekuoppia, kosteikkoja ja laskeutusaltaita vesiensuojelun tukena (Joensuu ym. 2016). Menetelmien toiminta perustuu tyypillisesti veden virtauksen hallintaan. Esimerkiksi laskeutusaltaiden tavoitteena on saada veden viipymä altaassa riittävän pitkäksi, jotta mahdollisimman iso osa veden mukanaan tuomasta kiintoaines- ja

ravinnehiukkasista saataisiin laskeutumaan altaan pohjalle (Joensuu ym. 2016). Vesiensuojelurakenteilla, kuten kosteikoilla, voidaan vesistökuormituksen lisäksi ehkäistä myös luonnon monimuotoisuuden vähenemistä (Joensuu ym. 2012), ja siten parantaa eliöiden saatavilla olevien habitaattien sekä resurssien monimuotoisuutta.

Vesistöjen ekologisen tilan ja saastuneisuuden seurannassa on jo pitkään hyödynnetty vesiselkärangattomia indikaattorilajien tavoin niiden herkkyyden vuoksi (Verberk ym. 2008, Suter ja Cormier 2014, Rääpysjärvi ym. 2016). Vesiselkärangattomat ovat selkärangattomia, jotka elävät ainakin jossain elämänsä vaiheessa vesiekosysteemissä. Pohjaeläimillä tarkoitetaan tässä tutkielmassa erityisesti vedenalaisilla pinnoilla eläviä vesiselkärangattomia. Vesiselkärangattomat ovat elintavoiltaan ja morfologialtaan hyvin monimuotoinen ryhmä ja lajisto vaihtelee muun muassa vesistötyyppien ja -vyöhykkeiden sekä olosuhteiden mukaan.

Ympäristöjen heterogeenisyys tukee lajirikkaampien eliöyhteisöjen kehittymistä, sillä erilaiset elinympäristöt suosivat tyypillisesti eri lajeja (Williams 1964, Vinson ja Hawkins 1998). Esimerkiksi vesiselkärangattomien lajimäärän on havaittu kasvavan elinympäristöjen vaihtelevuuden mukaan, sillä alueellinen monimuotoisuus lisää eläinten saatavilla olevia resursseja (Heino 2000, Harmon ym. 2004). Lisäksi lievät häiriöt voivat lisätä elinympäristön vesiselkärangattomien lajirikkautta (Death ja Winterbourn 1995).

Vesiselkärangattomien monimuotoisuuteen voivat vaikuttaa useat eri tekijät. Esimerkiksi kalattomissa vesistöissä hyötyä saavat erityisesti saalistukselle alttiit selkärangattomat, kuten sukeltajat (Dytiscidae) ja sudenkorennot (Odonata), jotka esiintyvät runsaslukuisempina pienissä kalattomissa vesistöissä sekä vesistöiden rantavyöhykkeissä (Diehl 1992, Tolonen ym. 2003). Myös erilaiset vesikemialliset olosuhteet suosivat tiettyjä lajeja. Esimerkiksi ankarissa olosuhteissa vesiselkärangattomien lajimäärä yleensä vähenee voimakkaasti, mutta poikkeuksena on toisaalta lajeja, jotka suosivat muun muassa hyvin happamia

elinympäristöjä (Bendell ja McNicol 1995). Lisäksi kasvillisuus vaikuttaa monin tavoin vesiselkärangatonyhteisöihin tarjoamalla esimerkiksi ravinnonlähteen, elinympäristön ja suojapaikan (Leps ym. 2019, Ferreira ym. 2010).

Vesiselkärangattomia luokitellaan esimerkiksi niiden ravinnonhankintatavan perusteella (Gerino ym. 2003). Näitä luokkia kutsutaan toiminnallisiksi ravinnonkäyttöryhmiksi ja ne voidaan jaotella viiteen ryhmään, pilkkoihin, kerääjiin, suodattajiin, laiduntajiin/kaapijoihin ja petoihin (Kelly ym. 2015). Ravinnonhankintatapa heijastuu esimerkiksi eläinten morfologisten piirteiden, kuten suuosien, rakenteessa sekä eläinten käyttäytymisessä. Ravinnonhankintatapa myös määrittelee lajille suosiolliset elinympäristöt, sillä eri ympäristötekijöiden on havaittu vaikuttavan toiminnallisiin ravinnonkäyttöryhmiin eri tavoin (Heino 2000).

Eri toiminnallisiin ravinnonkäyttöryhmiin kuuluvat vesiselkärangattomat käyttävät puuainesta ja sen pinnalle kertyvää materiaalia ravinnonlähteenään eri tavoin (Hoffmann ja Hering 2000). Esimerkiksi kaapijoihin ja laiduntajiin kuuluvat vesiselkärangattomat käyttävät ensisijaisena ravinnonlähteenään vedenalaisille pinnoille kiinnittyneitä leviä, mutta myös puupinnoille kehittyvää biofilmiä (Gerino ym. 2003, Hoffmann ja Hering 2000). Biofilmi on vedenalaisille pinnoille muodostuva limainen kerros, joka koostuu muun muassa sienirihmastoista, levistä, bakteereista ja alkueläimistä (Hoffmann ja Hering 2000). Lisäksi puuaineksen pintaan biofilmin ohella takertunut hienojakoinen hiukkasmainen orgaaninen aines tarjoaa tärkeän ravinnonlähteen erityisesti kerääjiin kuuluville lajeille, sekä virtavesissä eläville selkärangattomille (Hoffmann ja Hering 2000).

Ravinnonkäyttöryhmistä pilkkokat käyttävät ravintonaan karkeaa orgaanista aineista, kuten kasvien osia, lehtikariketta tai varsinaista puuainesta, ravintolähteen saatavuuden mukaan (Gerino ym. 2003, Hoffmann ja Hering 2000). Puuaines voikin tarjota kestävyytensä ja hitaan hajoamisensa takia monille pilkkojille tai muille karkeaa orgaanista ainesta ravinnokseen käyttäville vesiselkärangattomille ainoan ympärivuotisesti saatavilla olevan vakaan ravinnonlähteen (Spänhoff ja Clevin

2010). Kestävyyden ansiosta puuaines muodostaa pitkäaikaisen elinympäristön ja kiinnittymispinnan vesiselkärangattomille (Benke ja Wallance 2003, Nakano ym. 2018). Lisäksi puuaines tarjoaa monenlaisia suoja- ja munimispaikkoja sekä alustan aikuistumiselle (Hoffmann ja Hering 2000). Esimerkiksi eräät vesiperhosheimot (Trichoptera) käyttävät puuainesta koteloputkien rakentamiseen tai pyydysverkkojen kiinnityspintana (Benke ja Wallace 2003, Benke ym. 1984).

Suomen ympäristökeskuksen vuosina 2018–2020 koordinoiman ja ympäristöministeriön rahoittaman ”Puupohjaisilla uusilla materiaaleilla tehoa metsätalouden vesiensuojeluun ja vesistökuunnostuksiin (PuuMaVesi)” -hankkeen tavoitteena oli kehittää puuainekseen perustuva vesiensuojelumenetelmä (Vuori ym. 2018). Tämän Jyväskylän yliopistossa toteutettuun osahankkeeseen liittyvän gradutyön tavoitteena oli tarkastella, miten puuaineksen laatua ja asettelua määrittävät tekijät vaikuttavat pienvesistöjen biologiseen monimuotoisuuteen ja miten vesistöihin lisättävällä puuaineksella voitaisiin parantaa niiden tilaa. Monimuotoisuutta arvioitiin vesiselkärangatonyhteisöjen avulla, ja puuainesta määrittävistä tekijöistä tutkimukseen valittiin suojelumenetelmän toteutuksen kannalta tärkeät puulaji, puun tuoreus, sekä puuaineksen sijaintisyvyys vesipatsaassa.

Tutkimuslajeiksi valittiin Suomen kolme yleisintä puulajia mänty, kuusi ja koivu (Luke 2013). Jokaisesta puulajista oli mukana sekä tuore että ylivuotinen kappale. Tuoreella puulla tarkoitettiin tässä yhteydessä muutama päivä ennen kokeen aloittamista kaadettua puuta, kun taas ylivuotinen puu oli kaadettu jo vuotta aikaisemmin. Lisäksi puukappaleita tutkittiin kahdessa eri sijaintisyvydessä. Ylemmän kerroksen puukappaleet sijoitettiin noin viisi senttimetriä vedenpinnan alapuolelle ja alemman kerroksen puut suunnilleen 45 cm:n syvyyteen.

Tutkimuksessa pyrittiin vastaamaan kahteen kysymykseen:

- I. Miten puulaji ja sijaintisyvyys sekä tuoreusaste vaikuttavat puun pinnalle muodostuvan pohjaeläimistön runsauteen ja monimuotoisuuteen?

II. Vaikuttaako pienvesistöihin lisättävä puuaines niiden biologiseen monimuotoisuuteen?

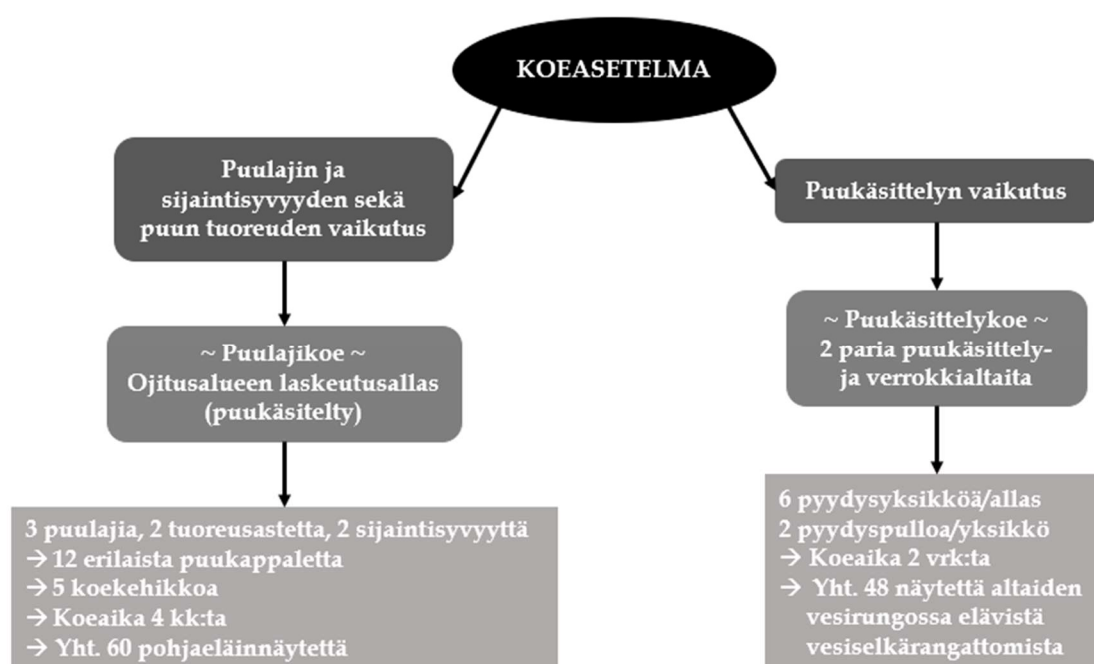
Ensimmäisen tutkimuskysymyksen nollahypoteesi (H_0) oli, että tutkittavien puukappaleiden ominaisuudet (laji, tuoreus ja sijaintisyvyys) eivät vaikuta pohjaeläinten runsauteen tai monimuotoisuuteen. Vastaavasti toisen tutkimuskysymyksen nollahypoteesi kuului, että pienvesistöihin lisättävällä puuaineksella ei ole vaikutusta vesistöjen biologiseen tilaan eli vesiselkärangattomien runsauteen, lajimäärään tai lajikoostumukseen.

Toisaalta teorian ja olemassa olevan kirjallisuuden perusteella voitiin vastahypoteesina (H_1) odottaa puuaineksen lisäävän ja monipuolistavan eläinten saatavilla olevia ravintoresursseja sekä kasvattavan elinympäristöjen rakenteellista monimuotoisuutta (Wallace ym. 1995), ja siten lisäävän myös vesiselkärangattomien runsautta ja monimuotoisuutta. Pohjaeläinten laji- ja yksilömäärien odotettiin olevan runsaampia kuusella ja männyllä, koska niiden kuori on rakenteeltaan karkeampi ja vaihtelevampi kuin koivun sileä kuori. Karkeampi pinta helpottaa esimerkiksi pohjaeläinten kiinnittymistä pinnoille ja pedoilta suojautumista. Kuoren vaihtelevuus tarjoaa pohjaeläimille myös enemmän elintilaa. Lähempänä vedenpintaa odotettiin olevan lajirikkaampi ja runsaampi pohjaeläinyhteisö kuin syvemmillä vedenlaatutekijöiden, kuten happipitoisuuden, pH:n, lämpötilan ja valon, takia (Vinson ja Hawkins 1998). Tuore puuaines sisältää todennäköisesti enemmän puuta suojaavia uuteaineita (Bilby 2003), jotka voivat haitata pohjaeläimistön kehittymistä. Lisäksi puulajin, sijaintisyvyyden ja puun tuoreuden odotettiin vaikuttavan vesiselkärangatonyhteisöihin puiden pinnoille kehittyvän biofilmikasvuston perusteella, sillä biofilmi muodostaa tärkeän ravinnonlähteen usealle vesiselkärangatonlajille (Eggert ja Wallace 2007).

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

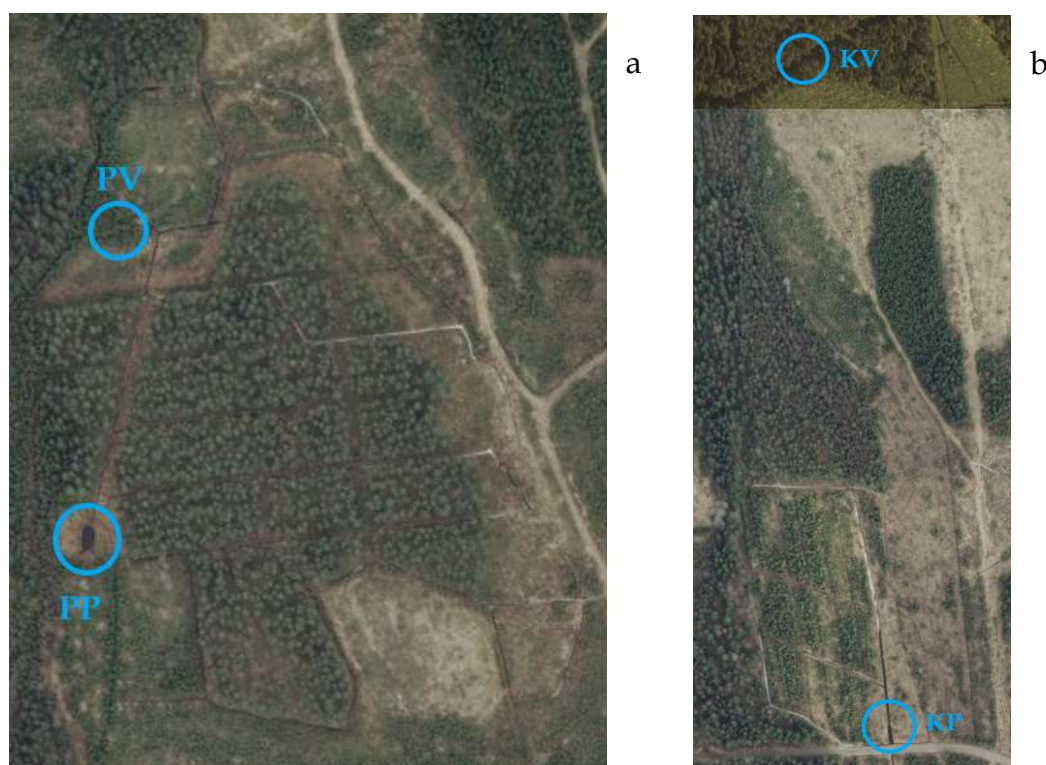
2.1 PuuMaVesi-hanke

Tutkimuskysymyksiensä pohjalta suunniteltiin kenttäkoe tarvittavan tutkimusaineiston keräämiseksi. Suunnittelussa otettiin huomioon koejärjestelyn kaksi erillistä kokonaisuutta, jotka koostuivat puulaji- ja puukäsittelykokeista (Kuva 1).



Kuva 1. Tutkimuksen koeasetelman kenttäkokeet ja niiden pääpiirteet.

Kenttäkoe toteutettiin PuuMaVesi-hankkeen tutkimusaltaisissa, jotka olivat ojitettujen suometsäalueiden laskeutusaltaita. Altaita oli neljä ja ne muodostivat kaksi paria puukäsittely- ja verrokkialtaita (Kuva 2). Laskeutusaltat sijaitsivat Joutsassa lähellä Leivonsuon kansallispuistoa, ja ne kuuluivat Rutajärven alaosaan Sorsanselkään laskevaan Joutsjoen valuma-alueeseen. Altaiden tilavuudet vaihtelivat 50 m^3 – 100 m^3 välillä. Molempiin puukäsittelyaltaisiin oli asennettu kuusirankaniput kevättalvella 2018 pitkäaikaisempia seurantoja varten. Yksittäinen rankanippu oli kooltaan noin kolme neliometriä ja nippuja oli noin kymmenen kappaletta kummassakin puukäsittelyaltaassa.



Kuva 2. Tutkimusaltaiden sijainti ilmakuvissa: (a) Pyydysojan puukäsittelyallas (PP) ja sen verrokkiallas (PV), sekä (b) Koiramäen puukäsittelyallas (KP) ja sen verrokkiallas (KV).

Tutkimusaltaat erosivat toisistaan vesikemiallisten olosuhteiden perusteella. Esimerkiksi vuosien 2018–2019 aikana Suomen ympäristökeskuksen toteuttamien vedenlaatumittauksien keskiarvojen perusteella pH-arvot altaiden välillä vaihtelivat (Liite 1). Ainoastaan Koiramäen puukäsittelyaltaan pH-arvo oli yli kuuden. Lisäksi altaiden välillä oli eroja muun muassa vesikasvillisuuden määrässä. Pyydysojan altaissa kasvillisuutta oli lähinnä altaan matalimmilla reunoilla. Pyydysojan puukäsittelyaltaassa oli myös hieman vesisammalta. Koiramäen verrokkialtaassa ei ollut kasvillisuutta juuri ollenkaan. Sen sijaan Koiramäen puukäsittelyaltaassa oli lähestulkoon koko altaan leveydeltä ja pituudelta runsas vesikasvillisuus.

2.2 Puulajikoe

Puulajikokeen tutkimusympäristöksi valittiin PuuMaVesi-hankkeen koealtauksiin lukeutuva Pyydysojan puukäsittelyallas, koska allas sijaitsi sopivalla etäisyydellä metsäautoteistä ja koska se oli kooltaan tarpeeksi syvä ja suuri puulajikoetta varten. Lisäksi Suomen ympäristökeskus seurasi säännöllisin väliajoin altaan vedenlaatua. Puukappaleiden tutkimista varten rakennettiin puurunkoisia kehikoita yhteensä viisi kappaletta ja ne kaikki sijoitettiin samaan altaaseen (Kuva 3). Jokaiseen kehikkoon kiinnitettiin 12 erilaista puukappaletta, kolme tutkittavaa puulajia, kaksi eri puun tuoreusastetta sekä kaksi tarkasteltavaa sijaintisyvyyttä (Kuva 4). Asetelma koostui käytännössä siis viidestä erillisestä lohkokosta, sillä yksittäisten koekehikoiden sisällä ei ollut käsittelykombinaatioiden toistoja. Puukappaleiden järjestys satunnaistettiin kehikoiden sisällä, mutta siten, että samaa tuoreusastetta ja samaa puulajia olevat kappaleet olivat kohdakkain syvyysuunnassa. Puukappaleet olivat 30 cm:n pituisia ja läpimitaltaan viidestä kahdeksaan senttimetriä. Koekehikoiden sijainnit altaassa pidettiin kokeen ajan vakioina.



Kuva 3. Pyydysojan puukäsittelyallas tulo-ojan suulta kuvattuna sekä koekehikoiden asettelu altaassa.



Kuva 4. Puulajiasetelman koekehikko. Puukappaleet on asetettu kahdelle eri korkeudelle.

Koekehikot rakennettiin tukeviksi, jotta ne kestäisivät liikuttelua ja jotta kaikkien tutkittavien puukappaleiden etäisyydet pysyisivät vakioina. Lisäksi koeyksiköiden molempiin päihin laitettiin kellukkeiksi Finnfoam-lämmöneristelevyt, jotta puukappaleiden sijaintisyvyudet pysyisivät vakioina riippumatta veden pinnan korkeuden vaihteluista. Koeyksiköiden nostaminen ja liikuttelu onnistui kahden puurangan avulla, joita hyödynnettiin myös koeyksiköiden telakoinnissa. Näin estettiin koeyksiköiden vapaa liikkuminen altaassa.

Puulajikokeen kesto oli neljä kuukautta ja sen toteutus sijoittui vuoden 2019 toukokuun 28. päivästä syyskuun 27. päivään, jolloin suoritettiin pohjaeläinnäytteenotto. Koekehikot nostettiin ensin vedestä maalle ja puukappaleet irrotettiin yksitellen, minkä jälkeen niiden pinnat harjattiin ämpärissä vähäisen vesimäärän kanssa. Ämpärissä ollut näyte seulottiin 500 µm silmäkoon putkiseulalla, ja seulalle jäänyt aines huuhdottiin näyterasiaan 70 prosenttisella etanolilla.

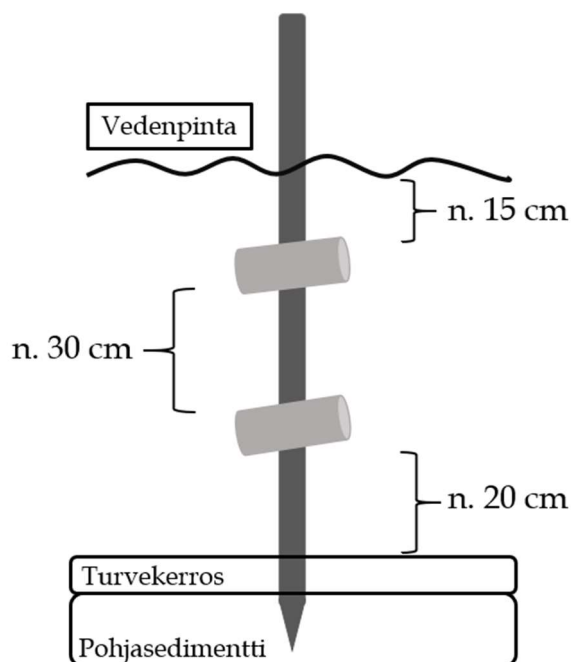
Toimintamalliin päädyttiin olosuhteiden, kuten laskeutusaltan syvyyden ja paksun turvekerroksen, takia. Lisäksi näytteenottoon tarvittavan välineistön määrä ja niiden kuljetus altaalle, sekä menetelmän toistettavuus puukappaleiden välillä vaikuttivat toimintamallin valintaan. Näin oli hyväksyttävä se, että koeyksiköiden rannalle nostamisen sekä puukappaleiden irrotuksen aikana puiden pinnoilta

saattoi karata eläimiä. Toimintamalli kohteli kuitenkin samalla tavoin kaikkia koeyksiköitä ja puukappaleita. Lisäksi näytteenoton aikana puukappaleiden molempien päätyjen läpimitat mitattiin työntömitalla. Mittauksien keskiarvona saatua halkaisijaa käytettiin puukappaleiden pinta-alojen määrittämiseen.

2.2 Puukäsittelykoe

Puukäsittelykoe toteutettiin kaikissa neljässä koealtaassa. Kokeessa hyödynnettiin aktiivipyydyksiä, joilla voitiin kerätä näytteitä erityisesti vesipatsaassa vapaasti liikkuvista, nektisistä, vesiselkärangattomista. Puukäsittelykoe suoritettiin 21.–23. syyskuuta välisenä aikana vuonna 2019. Pyyntiaika oli siis kaksi vuorokautta, minkä jälkeen pyydykset nostettiin ylös ja näytteet seulottiin 500 µm:n putkiseulalla. Seulalle jäänyt aines huuhdottiin 70 prosenttisella etanolilla näyterasioihin.

Aktiivipyydysten toiminta perustui käytännössä perinteisten katiskojen toimintamalliin. Pyydykset tehtiin yhden litran muovipulloista leikkaamalla niistä pois suuosa, mikä sen jälkeen käännettiin pullon sisään. Osat kiinnitettiin toisiinsa paperiliittimillä. Valmiit pyydyspullot sidottiin kumilenkeillä altaiden läheisyydestä sahattuihin ohuisiin puurankoihin. Jokaiseen tukikeppiin kiinnitettiin aina kaksi pyydyspulloa eri syvyyksille. Ylempi pullo sijoitettiin suunnilleen 15 cm:ä vedenpinnan alapuolelle ja alempi pullo noin 55 cm:n syvyyteen (Kuva 5).



Kuva 5. Puukäsittelykokeen tutkimusyksikkö ja sen sijoitus altaaseen.

Jokaiseen altaaseen laitettiin kuusi aktiivipyydysyksikköä, mikä tarkoitti yhteensä 12 pyydyspulloa. Pyydykset sijoitettiin lähelle altaan reunoja siten, että altaan molemmille pitkille sivuille tuli kolme pyydystä, yksi tulo-ojan suulle, yksi altaan keskikohdille ja yksi lähtöojan suulle. Koiramäen verrokkialtaassa aktiivipyydysyksiköt oli asennettava muista altaista poiketen vaakatasoon, sillä altaan pohja oli liian kovaa, jotta tukikeppi olisi pysynyt pystyssä. Lisäksi altaassa oli vettä vain puolisen metriä. Tukikepin toinen pää lepäsi altaan reunalla ja toinen oli suunnattu viistosti altaan pohjaan. Näin ollen pullojen etäisyys toisistaan syvyys suunnassa oli vain noin 15 cm:ä ja alimmaisen pullon etäisyys pohjasta oli noin 10–15 cm:ä.

2.3 Näytteiden käsittely

Vesiselkärangatonnäytteitä säilytettiin kylmähuoneessa 70 prosenttiseen etanoliin säilötyinä. Ennen näytteiden määrittystä vesiselkärangattomat poimittiin erilleen muusta materiaalista. Eläimet määritettiin niin pitkälle kuin se ajankäytöllisesti oli järkevää. Esimerkiksi surviaissääskitoukat määritettiin vain sukutasolle asti, kun

taas useimmat muut eläimet lajitasolle. Lyhyiden ja yksinkertaisuuden vuoksi tunnistettuja taksoneita kutsutaan tässä työssä jatkossa lajeiksi. Näytteistä taulukoitiin lajien esiintymisrunsaudet sekä eläinten näytekohtaiset kokonaismassat. Eläinten esiintymisrunsauksista muodostettiin myös kaksi summamuuttujaa, jotka kertoivat vesiselkärangattomien näytekohtaiset lajimäärät ja yksilörunsaudet.

2.4 Tilastolliset analyysit

Puulajikokeen aineistossa oli neljä diskreettiä selittävää muuttujaa, joista kolme olivat melko ilmeisiä tutkimuskysymyksen ja koejärjestelyn perusteella, eli puulaji, puun tuoreus ja sijaintisyvyys. Lisäksi koekehikkoa voitiin pitää selittävänä tekijänä, sillä kehikoiden väliset erot olosuhteissa saattoivat aiheuttaa vaihtelua pohjaeläinten runsauteen ja monimuotoisuuteen. Näin koekehikon aiheuttama vaikutus saatiin myös kontrolloitua. Puukäsittelykokeen aineistossa oli puolestaan kaksi diskreettiä selittävää muuttujaa, eli tutkimusallas ja pullojen sijaintisyvyys. Molemmissa aineistoissa vastemuuttujina olivat vesiselkärangattomien yksilörunsaus, lajimäärä ja biomassa. Puulajiaineiston kohdalla vasteena oli myös puukappaleiden pinnoilla kasvaneen biofilmin kuivapaino. Lisäksi biofilmin kuivapainoa hyödynnettiin pohjaeläinten lajimäärän ja runsauden vaihtelua tutkittaessa. Biofilmiaineisto oli kerätty puulajikokeesta ja se liittyi tutkimukseen, missä tarkasteltiin puukappaleiden pinnoille kehittyviä levä- ja biofilmikasvustoja (Kirjokivi 2020).

Tilastolliset analyysit suoritettiin RStudio-ohjelmalla (R Core Team 2019) ja analyysien toteuttamiseen tarvittavat komennot on esitetty Liitteessä 5. Puulajin, tuoreusasteen ja sijaintisyvyyden vaikutusta pohjaeläinten lajimäärään ja runsauteen tutkittiin Poisson-regressiomallilla, koska Poisson-jakauma soveltui parhaiten lukumäärämuotoisille vasteille (Nyblom 2015). Lisäksi edellä mainittujen tekijöiden vaikutusta pohjaeläinten biomassaan tarkasteltiin lineaarisella

regressiomallilla, sillä lähtökohtaisesti normaalijakauma sopi jatkuva-arvoiselle muuttujalle.

Vastaavasti tutkimusaltaiden ja sijaintisyvyyden vaikutusta vesiselkärangattomien lajimäärään ja runsauteen tutkittiin Poisson-regressiomallilla. Lineaarisella regressiomallilla tarkasteltiin vesiselkärangattomien massan vaihtelua.

Regressiomallien lisäksi aineistojen tarkastelussa hyödynnettiin mallipohjaista ordinaatiomenetelmää, jolla pystyttiin tutkimaan aineistojen lajikoostumusta. Näin puukappaleita ja altaita voitiin vertailla myös lajistollisten erojen tai samankaltaisuuksien pohjalta (Niku ym. 2019).

2.4.1 Vesiselkärangattomien lajimäärä ja runsaus

Puulajiaineistoon sovitettut Poisson-mallit olivat muotoa:

$$\log(\lambda_i) = \beta_0 + \beta_1 \text{Puulaji}_{kuusi} + \beta_2 \text{Puulaji}_{mänty} + \beta_3 \text{Tuoreus}_{tuore} + \beta_4 \text{Syvyys}_{ylempi} + \beta_5 \text{Kehikko}_2 + \beta_6 \text{Kehikko}_3 + \beta_7 \text{Kehikko}_4 + \beta_8 \text{Kehikko}_5 + \varepsilon_i \quad (1)$$

jossa λ_i oli mallin vasteen, eli lajimäärän tai runsauden, odotusarvo. β_0 oli mallin vakiotermi, joka antoi estimaatin koekehikossa yksi ja 45 cm:n syvyydessä sijainneelle ylivuotiselle koivukappaleelle. β_i :t olivat selittävien muuttujien kertoimet ja ε_i oli mallin virhetermi.

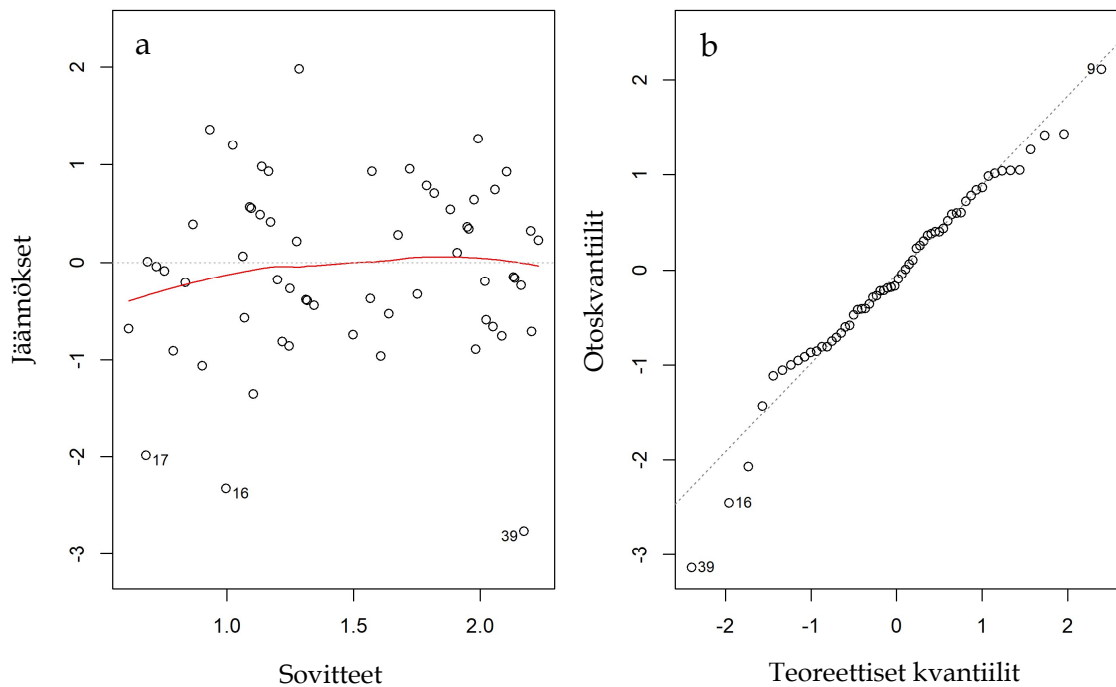
Vastaavasti puukäsittelyaineiston Poisson-mallit olivat muotoa:

$$\log(\lambda_i) = \beta_0 + \beta_1 \text{Allas}_{KV} + \beta_2 \text{Allas}_{PP} + \beta_3 \text{Allas}_{PV} + \beta_4 \text{Syvyys}_{ylempi} + \varepsilon_i \quad (2)$$

jossa λ_i oli vesiselkärangattomien lajimäärän ja runsauden odotusarvo.

Poisson-jakauman oletuksena on, että mallin odotusarvo ja varianssi ovat yhtä suuret (Nyblom 2015). Mikäli varianssi on odotusarvoa suurempi, aineistossa esiintyy ylihajontaa. Mallin standardoitujen jäännösten neliösumman avulla pystyttiin tarkastelemaan mallin sopivuutta aineistoon vertaamalla sitä $\chi^2(n-p-1)$ - jakaumaan, jossa n oli havaintojen ja p estimoitujen parametrien lukumäärä (Nyblom 2015).

Poisson-jakaumaoletus sopi puulajiaineistoon hyvin molempien vasteiden kohdalla (lajimäärä: $p \approx 0,14$, runsaus: $p = 1$), eikä malleissa siten esiintynyt ylihajontaa. Lisäksi malleista piirrettiin jäännöskuvaajat, joiden perusteella Poisson-mallit sopivat hyvin aineiston mallintamiseen molemmille vasteille (Kuva 6).



Kuva 6. Esimerkki puulajiaineistoon sovitetun Poisson-mallin jäännöstarkastelusta. Mallin vasteena on pohjaeläinten lajimäärä. Kuvaajassa on esitetty mallin vasteiden jäännökset sovitteiden suhteen (a) sekä otoskvantiilit vastaavien teoreettisten kvantiilien suhteen (b).

Puukäsittelykokeen osalta aineistoon sovitettujen Poisson-mallien sopivuustarkastelut suoritettiin vastaavalla tavalla. Aineistoissa ei ollut ylihajontaa (lajimäärä: $p \approx 0,26$; runsaus: $p = 1$) ja jäännöstarkasteluiden perusteella Poisson-jakaumaoletukset sopivat hyvin aineiston mallintamiseen.

2.4.2 Vesiselkärangattomien biomassa

Puulajiaineistoon sovitettu lineaarinen regressiomalli oli muotoa:

$$\lambda_i = \beta_0 + \beta_1 \text{Puulaji}_{kuusi} + \beta_2 \text{Puulaji}_{mänty} + \beta_3 \text{Tuoreus}_{tuore} + \beta_4 \text{Syvyys}_{ylempi} + \beta_5 \text{Kehikko}_2 + \beta_6 \text{Kehikko}_3 + \beta_7 \text{Kehikko}_4 + \beta_8 \text{Kehikko}_5 + \varepsilon_i \quad (3)$$

jossa λ_i oli mallin vasteen, eli eläinten massan odotusarvo. β_0 oli mallin vakiotermi, β_i :t olivat selittävien muuttujien regressiokertoimet ja ε_i oli mallin virhetermi.

Puukäsittelyaineiston regressiomalli oli muotoa:

$$\lambda_i = \beta_0 + \beta_1 Allas_{KV} + \beta_2 Allas_{PP} + \beta_3 Allas_{PV} + \beta_4 Syvyys_{ylempi} + \varepsilon_i \quad (4)$$

jossa λ_i oli vesiselkärangattomien massan odotusarvo.

Lineaarisen regressiomallin tärkein matemaattinen oletus liittyy mallin lineaarisuuteen (Nyblom 2015). Lisäksi mallin virheet (ε) oletetaan riippumattomiksi. Koska muuttujat olivat diskreettejä, ei mallin lineaarisuutta voitu tarkastella. Sen sijaan tutkittiin sovitetun mallin jäännösten lineaarisuutta jäännöskuvioiden avulla. Oletukset olivat voimassa, jos kuvaajassa ei havaittu mitään systemaattista kuviota. Lisäksi mallin jäännösten normalisuutta voitiin tutkia kvanttilikuvaajalla (Nyblom 2015). Jos jäännökset sijoittuivat pääasiassa suoralle, niiden voitiin olettaa olevan normaalijakauman mukaisia.

Puulajiaineiston osalta lineaariset mallit vaativat muunnoksia vastemuuttujien jakaumiin. Lopullinen muunnos valittiin mallin vasteen histogrammikuvaajan ja kvanttilikuvaajan perusteella. Pohjaeläinten massan arvoille tehtiin logaritminen muunnos. Arvoihin oli kuitenkin lisättävä ensin luku yksi, sillä arvojen joukossa oli muutama nollatulos. Muunnoksen jälkeen malli sopi aineiston esittämiseen. Myös puukäsittelyaineiston vesiselkärangattomien massan vaihtelun esittämiseen sopi parhaiten malli, jossa massan arvot olivat logaritmimuunnettuja, kunhan ensin massan arvoja oli korotettu yhdellä.

2.4.3 Vesiselkärangattomien lajikoostumus

Ekologisissa tutkimuksissa on perinteisesti käytetty klassisia ordinaatiomenetelmiä, kuten NMDS-ordinaatiota (Non-metric MultiDimensional Scaling), pääkomponenttianalyysiä (PCA) tai oikaistua korrespondenssianalyysiä (DCA), havaintokohteiden välisien lajistollisten erojen tarkasteluun (Jongman ym. 1987). Menetelmien päätarkoitus on muodostaa matalaulotteinen sirontakuvaaja, jossa moniulotteisen lajiaineiston vaihtelu on pyritty esittämään kahden tai muutaman vastemuuttujan avulla (Jongman ym. 1987).

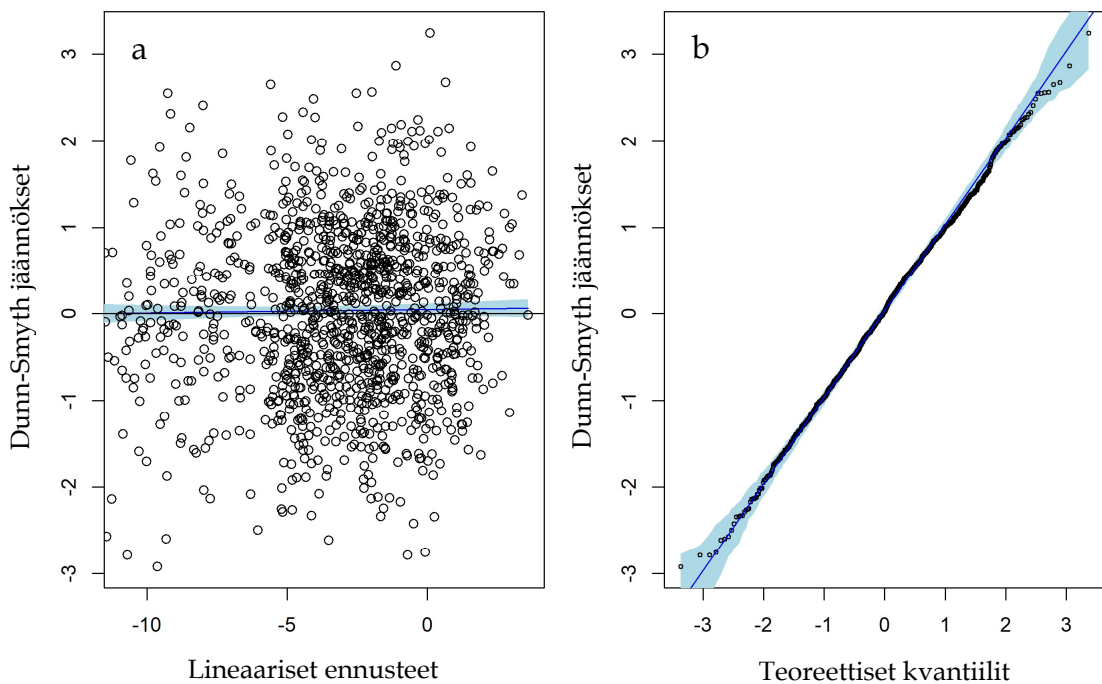
Näiden algoritmipohjaisten ordinaatiomenetelmien sijaan tässä tutkimuksessa päädyttiin käyttämään melko uutta mallipohjaista ordinaatiomenetelmää, jonka toiminnot saatiin käyttöön R-ohjelmiston gllvm-paketin avulla (Niku ym. 2020). ”Yleistetty lineaarinen latentti muuttuja” -malli (Generalized linear latent variable model) tarjoaakin edellä mainittuihin menetelmiin verrattuna tiettyjä etuja analysoinnin tueksi (Hui ym. 2015). Esimerkiksi mallin oletuksien pohjalta voitiin tarkastella mallin sopivuutta aineistoon suhteellisen helposti ja nopeasti. Lisäksi mallin muodostamiseen vaadittujen valintojen arviointi helpottui. Malliin oli lajien esiintymisrunsauksien ohella mahdollista sisällyttää selittäviä muuttujia (Niku ym. 2019).

Tutkimuksen lajiaineistot olivat luonteeltaan lukumäärämuotoisia, jolloin malliin vaadittiin linkkifunktioksi joko negatiivinen-binomi- tai Poisson-jakauma (Niku ym. 2019). Aineistoihin sopi paremmin AIC_C-arvojen perusteella malli, jossa oli Poisson-linkkifunktio.

Latenttimalli olettaa, että jatkuva-arvoiset latentit muuttujat ovat normaalijakautuneita havaintokohteiden suhteen (Hui ym. 2015). Lisäksi lajiarvojen oletetaan olevan lineaarisia latenttien muuttujien suhteen. Aineistoon parhaiten soveltuvat mallit valittiin jäännöskuvaajien, AIC_C-arvojen sekä mallien sirontakuvaajissa esiintyneen ryhmittelyn perusteella. Puulajiaineistoon sopi parhaiten malli, joka perustui ainoastaan pohjaeläinten esiintymisrunsauksiin.

$$\log(\mu_{ij}) = \alpha_i + \beta_0 + u_i' \theta_j \quad (5)$$

missä i tarkoitti puukappaleita ja j yksilöi pohjaeläinlajeja (Niku ym. 2019). Mallin vasteena oli lajien esiintymisrunsaudet (μ_{ij}). Latentteja muuttujia (u_i) voitiin pitää mittaamattomina ympäristömuuttujina. Käytännössä ne muodostivat aineiston sisältämää vaihtelua parhaiten selittävät ordinaatioakselit, joiden perusteella voitiin muodostaa sirontakuvaaja (Hui ym. 2015). Tutkimuksen lajiaineiston sisältämän vaihtelun selittämiseen riitti kaksi latenttia muuttujaa. Mallissa oli myös latentteihin muuttujiin liittyvät lajiarvojen regressiokertoimet (θ_j) sekä lajikohtainen vakio (β_{0j}). Lisäksi malliin oli otettu mukaan valinnaisena satunnainen rivivaikutus (α_i). Satunnaisvaikutuksien tehtävä mallissa oli varmistaa, että latentit muuttujat ilmaisevat vain laskennallisia lajien koostumuksen eroja (Hui ym. 2015). Malli sopi hyvin puulajiaineiston esittämiseen, esimerkiksi jäännöskuvaajien perusteella (Kuva 7).



Kuva 7. Pohjaeläinten esiintymisrunsauksiin perustuvan latenttimallin jäännöskuvaajat. Kuvaajassa on esitetty vasteen jäännökset sekä lineaaristen ennusteiden (a) että teoreettisten kvantiilien suhteen (b). Jäännökset sijoittuvat melko tasaisesti nollan molemmiin puolin riippumatta ennusteiden suuruudesta, eikä havaittavissa ole selkeää kuviota (a). Lisäksi jäännökset ovat normaalijakautuneita, sillä ne sijoittuvat pääosin suoralle (b).

Toiseksi muodostettiin latenttimalli, jolla tarkasteltiin yksittäisten selittäjien vaikutusta vesiselkärangattomien lajikoostumukseen. Mallissa oli siis pohjaeläinten esiintymisrunsauksien lisäksi puulajiaineiston selittävät tekijät.

$$\log(\mu_{ij}) = \alpha_i + \beta_0 + \beta_1 \text{Puulaji}_{\text{kuusi},i} + \beta_2 \text{Puulaji}_{\text{mänty},i} + \beta_3 \text{Syvyys}_{\text{ylempi},i} + \beta_4 \text{Tuoreus}_{\text{tuore},i} + \beta_5 \text{Kehikko}_{2,i} + \beta_6 \text{Kehikko}_{3,i} + \beta_7 \text{Kehikko}_{4,i} + \beta_8 \text{Kehikko}_{5,i} + u_i' \theta_j \quad (6)$$

missä β_j :t olivat selittäviin muuttujiin (puulaji, puun tuoreus, sijaintisyvyys ja koekehikko) liittyviä lajiarvojen regressiokertoimia (Niku ym. 2019). AIC_C-arvojen perusteella mallin sisältämän vaihtelun esittämiseen riitti vain yksi latentti muuttuja. Malli soveltui aineistoon, vaikka lineaarisuusoletus ei toteutunut yhtä hyvin kuin edellisessä mallissa, sillä jäännökset pakkautuivat tiiviiksi ryhmäksi ennusteiden kasvaessa.

Puulajiaineistosta jouduttiin poistamaan kaksi tutkimuksessa mukana ollutta puukappaletta, sillä niissä ei ollut yhtäkään pohjaeläinlajia. Nämä puukappaleet sijaitsivat molemmat kolmannessa koekehikossa sen alemmalla tasolla. Toinen puukappaleista oli tuore kuusi ja toinen ylivuotinen koivu. Nollarivit eivät sopineet latenttimallin muodostamiseen.

Puukäsittelyaineistoon soveltui parhaiten vesiselkärangattomien esiintymisrunsauksiin perustuva latenttimalli, joka vastasi tällöin muodoltaan mallia 5. Mallissa i tarkoitti pyydyspulloja ja j yksilöi vesiselkärangatonlajit. Malliin valittiin AIC_C-arvojen mukaisesti kolme latenttia muuttujaa.

4 TULOKSET

4.1 Puulajin, tuoreusasteen ja sijaintisyvyyden vaikutus pohjaeläimiin

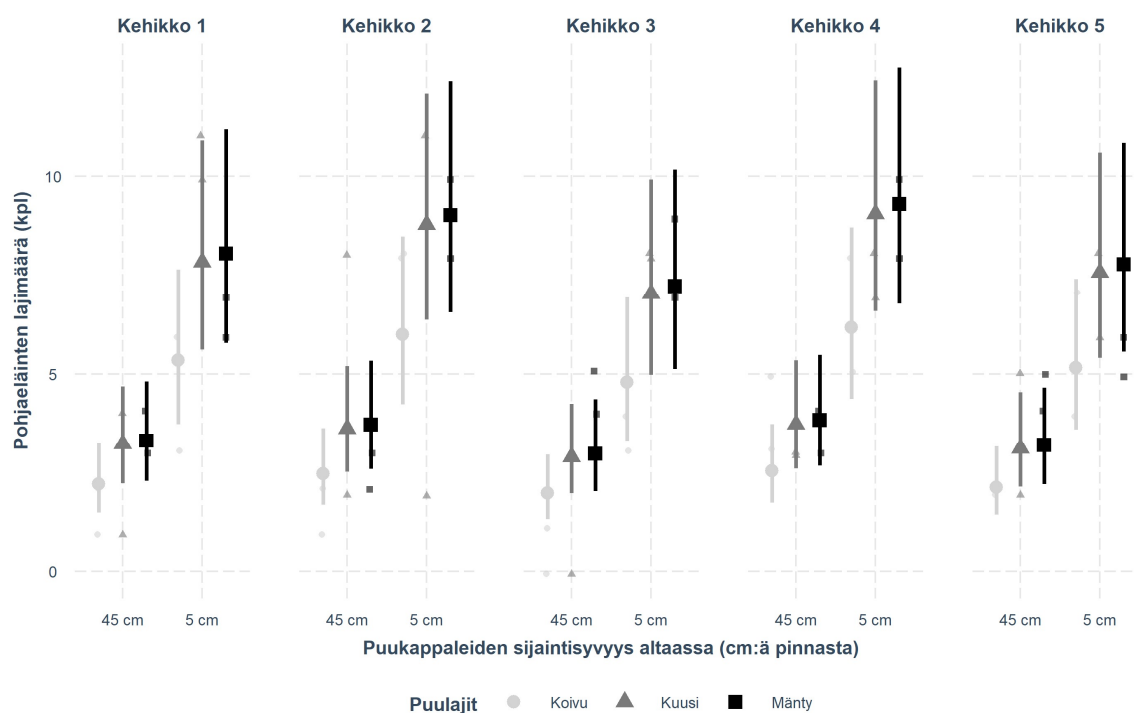
Puulajikokeen puukappaleista löytyi yhteensä 1057 vesiselkärangatonyksilöä ja 23 lajia (Liite 2). Keskimäärin kuusikappaleilla ($n = 20$) oli 28,4 pohjaeläinyksilöä ja 5,5 lajia (Liite 3). Vastaavasti mäntyrungoilla oli noin 16,4 eläintä ja 5,7 lajia. Havupuiden keskimääräisistä laji- ja runsausarvoista poiketen koivukappaleilla esiintyi ainoastaan noin 8,1 eläintä ja 3,8 lajia.

Puulaji ja sijaintisyvyys selittivät tilastollisesti merkitsevästi pohjaeläinten lajimäärän vaihtelua puukappaleiden välillä (Malli 1, Taulukko 1). Koivu erosi sekä männystä että kuusesta pienemmän lajimäärän perusteella. Mänty ja kuusi eivät lajimäärien suhteen eronneet toisistaan. Männyn ja kuusen välinen tarkastelu toteutettiin vaihtamalla mallin vakiotasoksi mänty koivun sijaan. Lähempänä vedenpintaa pohjaeläinten lajimäärät olivat suurempia kuin syvemmillä. Eri koekehikoiden tai puun tuoreusasteiden välillä ei sen sijaan esiintynyt tilastollisesti merkitsevää vaihtelua. Mallin selitysaste oli 0,65, mikä tarkoitti sitä, että malli selitti pohjaeläinten lajimäärän vaihtelusta 65 prosenttia ja 35 prosenttia kuului satunnaisvaihtelun piiriin.

Taulukko 1. Lajimäärän vaihtelua kuvastavan mallin parametrien kertoimet ja niiden 95 prosentin luottamusvälit.

		Kertoimen estimaatti	Luottamusväli (95 %)	
			2,5 %	97,5 %
β_0	Vakio	0,79	0,39	1,16
β_1	Kuusi	0,38	0,09	0,68
β_2	Mänty	0,41	0,12	0,71
β_3	Tuore	-0,07	-0,29	0,16
β_4	Ylempi	0,89	0,64	1,14
β_5	Kehikko 2	0,11	-0,24	0,47
β_6	Kehikko 3	-0,11	-0,49	0,26
β_7	Kehikko 4	0,14	-0,21	0,50
β_8	Kehikko 5	-0,04	-0,40	0,33
			Selitysaste (R^2)	
			0,65	

Lähempänä vedenpintaa sijainneiden puiden lajimäärän odotusarvo oli noin 2,4 ($\exp(0,89)$) kertaa suurempi kuin syvemmillä (Kuva 8). Keskimäärin havupuiden lajimäärät olivat 1,5-kertaisia ($\exp(0,38$ tai $0,41)$) koivuun nähden.



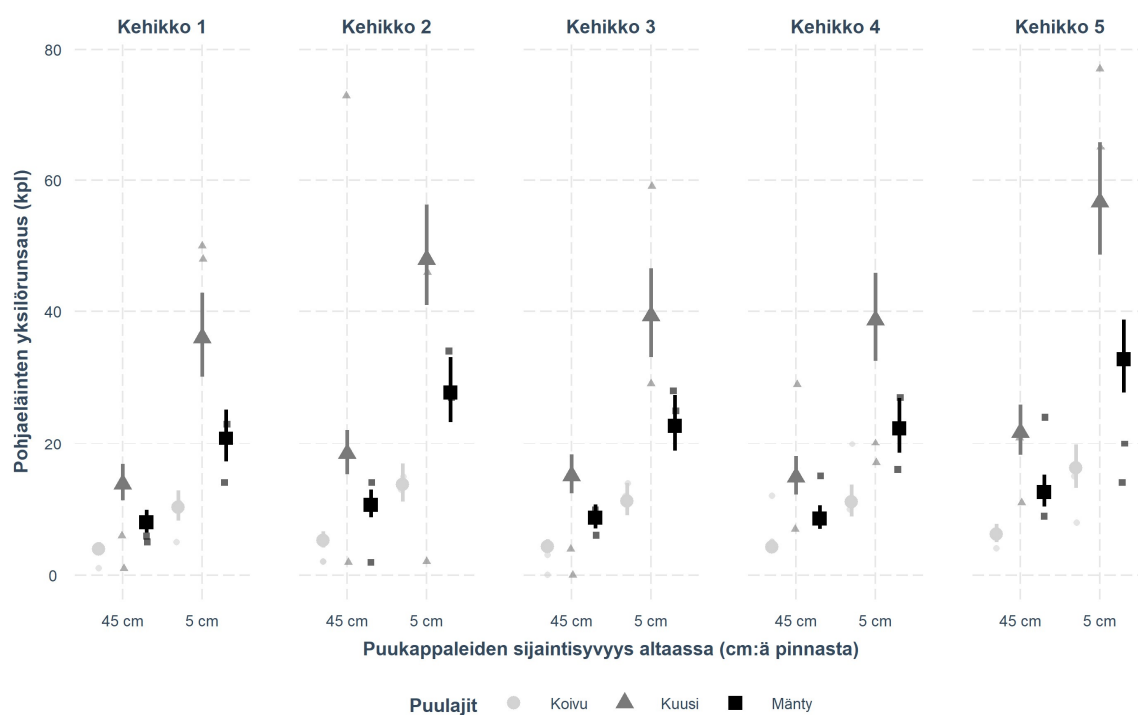
Kuva 8. Pohjaeläinten lajimäärän vaihtelu puulajin, sijaintisyvyyden sekä koekehikon perusteella. Isot symbolit kuvastavat lajimäärän odotusarvoja eri puukappaleissa ja symboleiden viikset ilmaisevat odotusarvojen 95 prosentin luottamusvälit. Pienemmillä symboleilla on kuvaajassa esitetty alkuperäisen aineiston lajimäärät molemmilla puiden tuoreusasteilla.

Puuaineksen sijaintisyvyys ja puulaji olivat tilastollisesti merkitseviä tekijöitä myös yksilörunsauden vaihtelun selittämisessä (Malli 1, Taulukko 2). Lähempänä pintaa esiintyi enemmän pohjaeläimiä kuin syvemmillä. Kuusipuut ylläpitivät runsainta pohjaeläimistöä ja koivun lisäksi kuusi erosi myös männystä, sillä kuusen ja männyn kertoimien luottamusvälit eivät leikanneet toisiaan. Lisäksi puun tuoreudella sekä koekehikoilla kaksi ja viisi oli merkitsevä vaikutus eläinten runsauteen. Vuosi sitten kaadetuilla puukappaleilla viihtyi hieman enemmän pohjaeläimiä kuin tuoreella puulla. Malli selitti pohjaeläinten yksilörunsauden vaihtelusta noin 50 prosenttia.

Taulukko 2. Pohjaeläinten runsauden vaihtelua selittävän mallin parametrien kertoimet ja niiden 95 prosentin luottamusvälit.

		Kertoimen estimaatti	Luottamusväli (95 %)	
			2,5 %	97,5 %
β_0	Vakio	1,37	1,13	1,60
β_1	Kuusi	1,25	1,08	1,43
β_2	Mänty	0,71	0,52	0,90
β_3	Tuore	-0,13	-0,26	-0,01
β_4	Ylempi	0,96	0,83	1,09
β_5	Kehikko 2	0,29	0,09	0,49
β_6	Kehikko 3	0,09	-0,12	0,29
β_7	Kehikko 4	0,07	-0,13	0,28
β_8	Kehikko 5	0,45	0,27	0,65
Selitysaste (R^2)			0,50	

Lähempänä vedenpintaa sijaitsevien puiden pohjaeläinten runsaus oli noin 2,6-kertainen verrattuna syvemmillä olleisiin puihin (Kuva 9). Puun tuoreudella ei ollut kovin suurta vaikutusta pohjaeläinten runsauteen, sillä tuoreusasteiden välinen ero oli vain 1,1-kertainen ylivuotisten puiden hyväksi. Kuusi oli 3,5 kertaa runsaampi kuin koivu ja mänty oli noin kaksi kertaa runsaampi kuin koivu. Kuusi oli eläinten runsauden suhteen keskimäärin 1,7-kertainen mäntyyn verrattuna.



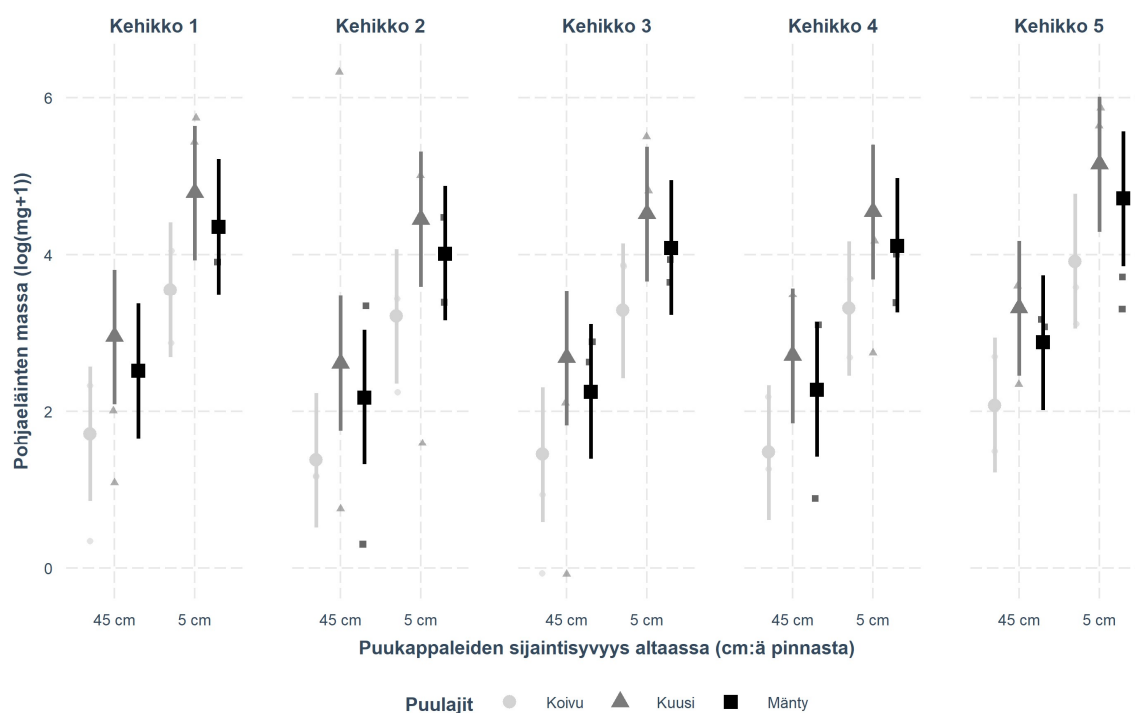
Kuva 9. Pohjaeläinten yksilörunsauden vaihtelu puulajien, sijaintisyvyyksien sekä koekehikoiden välillä. Isot symbolit kuvastavat eläinten runsauksien odotusarvoja eri puukappaleilla ja symboleiden viikset ilmaisevat odotusarvojen 95 prosentin luottamusvälit. Pienemmillä symboleilla on kuvaajassa esitetty alkuperäisen aineiston eläinten runsaudet molemmilla tuoreusasteilla.

Pohjaeläinten biomassan vaihtelua selittivät tilastollisesti merkitsevästi jälleen sijaintisyvyys ja puulaji (Malli 3, Taulukko 3). Lähempänä pintaa sijainneilla puukappaleilla pohjaeläinten massa oli suurempi kuin syvemmillä. Koivulla oli pienin eläinten biomassa ja se erosi sekä kuusesta että männystä. Mallin vakiotasoa vaihtamalla nähtiin, että männyn ja kuusen välillä ei ollut eroja. Mallin selitysasteen mukaan malli pystyi selittämään pohjaeläinten massan vaihtelusta 54 prosenttia.

Pohjaeläinten biomassa oli vedenpinnan lähellä noin 5,3-kertainen syvemmillä esiintyneeseen eläinten massa verrattuna (Kuva 10). Kuusella eläinten massa oli noin 3,5-kertainen koivuun nähden ja männyllä massa oli noin 2,2-kertainen koivuun verrattuna. Esimerkiksi kehikossa yksi ylempänä vesipatsaassa olleen koivupuun pohjaeläinten massan odotusarvo oli 33,8mg ($\exp(1,71 + 1,84) - 1$), männyn 76,5mg ja kuusen 119,3mg.

Taulukko 3. Pohjaeläinten massan vaihtelua selittävän lineaarisen regressiomallin kertoimet ja niiden 95 prosentin luottamusvälit.

		Kertoimen estimaatti	Luottamusväli (95 %)	
			2,5 %	97,5 %
β_0	Vakio	1,71	0,85	2,57
β_1	Kuusi	1,24	0,54	1,94
β_2	Mänty	0,80	0,10	1,50
β_3	Tuore	-0,39	-0,96	0,18
β_4	Ylempi	1,84	1,27	2,41
β_5	Kehikko 2	-0,34	-1,24	0,57
β_6	Kehikko 3	-0,27	-1,17	0,64
β_7	Kehikko 4	-0,24	-1,15	0,66
β_8	Kehikko 5	0,36	-0,54	1,27
Selitysaste (R^2)			0,54	



Kuva 10. Pohjaeläinten biomassan vaihtelu puulajien, sijaintisyvyyksien ja koekehikoiden välillä. Isot symbolit kuvastavat eläinten massojen odotusarvoja eri puukappaleilla ja symboleiden viikset ilmaisevat odotusarvojen 95 prosentin luottamusvälit. Pienemmillä symboleilla on kuvaajassa esitetty alkuperäisen aineiston pohjaeläinten massat molemmilla tuoreusasteilla.

Viimeisenä tarkasteltiin puulajin, tuoreusasteen ja sijaintisyvyyden vaikutusta puupinnoilla esiintyneeseen biofilmiin. Tarkoituksena oli vertailla pohjaeläinten lajimäärän ja runsauden vaihtelua selittävien tekijöiden, ja biofilmin tuhkatomaan biomassaan vaikuttavien tekijöiden yhteyttä toisiinsa. Kaikissa puukappaleissa biofilmin biomassa oli suurempi ylempänä vesipatsaassa sijainneilla puukappaleilla, sillä biomassa oli suunnilleen kaksinkertainen syvemmällä oleviin vastaaviin puukappaleisiin nähden (Kirjokivi 2020). Puulajien osalta kuusi erosi sekä männystä että koivusta runsaamman biofilmikasvuston ansiosta. Kuusen pinnoille kertyneen biofilmin tuhkaton biomassa oli kaksinkertainen mäntyyn ja 2,3-kertainen koivuun verrattuna. Mänty ja koivu eivät eronneet toisistaan. Myös puun tuoreus vaikutti tilastollisesti merkitsevästi biofilmikasvuston määrään puiden pinnoilla. Kuivien, eli vuosi sitten kaadettujen, puiden biofilmin biomassa oli kuitenkin vain 1,5-kertainen tuoreisiin puihin nähden.

Biofilmin vaihtelu puukappaleiden välillä näyttäisi suurelta osin riippuvan samoista tekijöistä kuin pohjaeläinten vaihtelu. Pohjaeläinten lajimäärän, yksilörunsauden ja massan vaihtelua tarkasteltiin myös vastaavanlaisilla malleilla kuin aikaisemminkin, mutta selittäjänä oli ainoastaan biofilmin kuivapaino. Kyseisten mallien selitysasteet olivat noin 30 prosentin luokkaa (lajimäärä: 27%, runsaus: 33% ja massa: 31%). Kun selitysasteita verrattiin edellä esitettyjen pohjaeläinmallien selitysasteisiin (lajimäärä: 65%, runsaus: 50% ja massa: 54%), havaittiin, että eläinten lajimäärän, runsauden ja massan vaihtelusta suuri osa selittyi biofilmikasvuston määrällä. Kuitenkin myös puulajilla ja sijaintisyvyydellä oli itsessään vaikutusta pohjaeläimistöön.

4.2 Tutkimusaltaiden ja sijaintisyvyyden vaikutus vesiselkärangattomiin

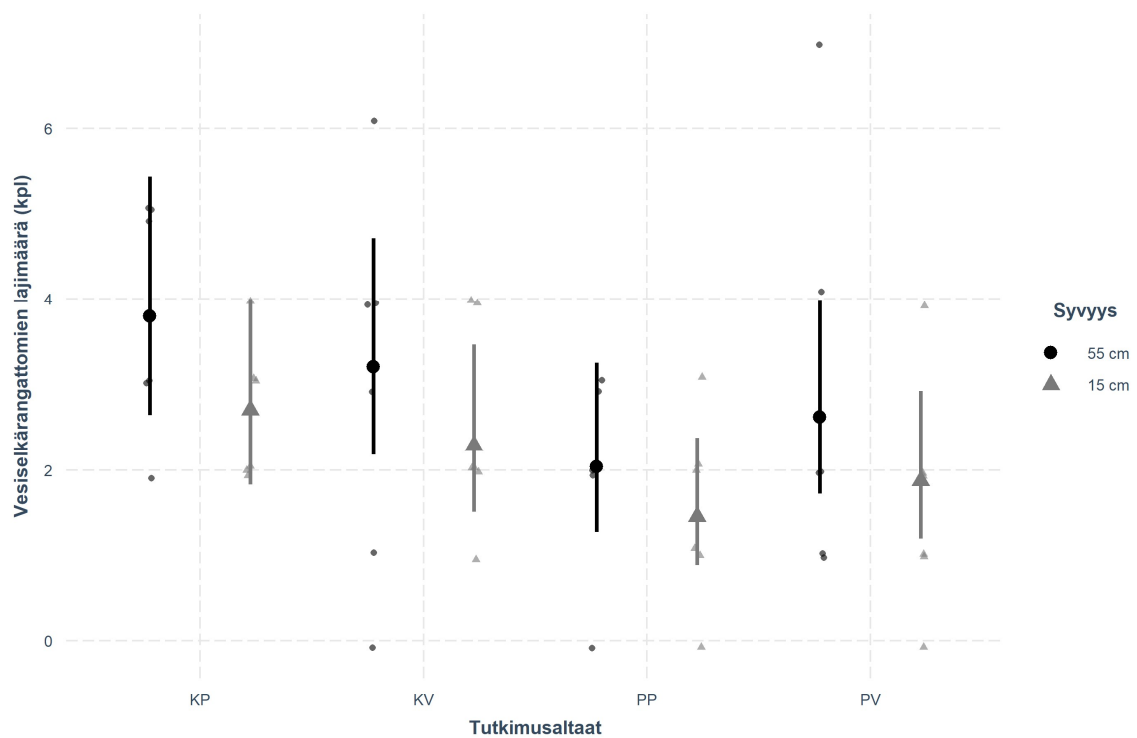
Puukäsittelyaineisto koostui 378 vesiselkärangattomasta ja 34 lajista (Liite 2). Tutkimusaltaiden pyydysten lajimäärät vaihtelivat keskimäärin ($n = 12$) kahden ja kolmen lajin välillä (Liite 4). Altaiden järjestys lajimäärän mukaan pienimmästä suurimpaan oli Pyydysojan puukäsittely-, Pyydysojan verrokki-, Koiramäen verrokki- ja Koiramäen puukäsittelyallas. Vastaava järjestys piti paikkansa myös eläinten runsauden suhteen. Pyydysojan puukäsittelyaltaan pyydyksessä oli keskimäärin kaksi yksilöä. Pyydysojan ja Koiramäen verrokkialtaissa eläinten runsaus oli suunnilleen viiden yksilön luokkaa. Koiramäen puukäsittelyaltaasta löytyi huomattavasti runsain vesiselkärangatonyhteisö, sillä altaan pyydyksissä oli keskimäärin 19 yksilöä.

Ainoastaan Koiramäen ja Pyydysojan puukäsittelyaltaat erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi lajimäärien suhteen (Malli 2, Taulukko 4). Altaiden välisiä eroja tarkasteltiin myös vaihtamalla mallin vakiotasoa, jolloin nähtiin, että verrokkialtaat eivät eronneet toisistaan tai kummastakaan puukäsittelyaltaasta. Pyydysojan puukäsittelyaltaan lajimäärä oli muihin altaisiin verrattuna pienin, kun taas Koiramäen puukäsittelyallas oli altaista lajirikkain. Sijaintisyvyys ei vaikuttanut lajimäärän vaihteluun. Mallin selitysaste osoittautui melko heikoksi, sillä malli selitti vain 20 prosenttia lajimäärän vaihtelusta.

Taulukko 4. Vesiselkärangattomien lajimäärän selittävän mallin parametrien kertoimet ja niiden 95 prosentin luottamusvälit.

		Kertoimen estimaatti	Luottamusväli (95 %)	
			2,5 %	97,5 %
β_0	Vakio	1,33	0,97	1,67
β_1	KV-allas	-0,17	-0,64	0,30
β_2	PP-allas	-0,62	-1,17	-0,10
β_3	PV-allas	-0,37	-0,87	0,12
β_4	Ylempi	-0,34	-0,70	0,02
Selitysaste (R^2)			0,20	

Koiramäen puukäsittelyallas oli vesiselkärangattomien lajimäärien perusteella 1,9-kertainen Pyydysojan puukäsittelyaltaaseen nähden. Tutkimusaltaiden lajimäärien odotusarvot vaihtelivat kuitenkin vain kahden ja neljän lajin välillä (Kuva 11).



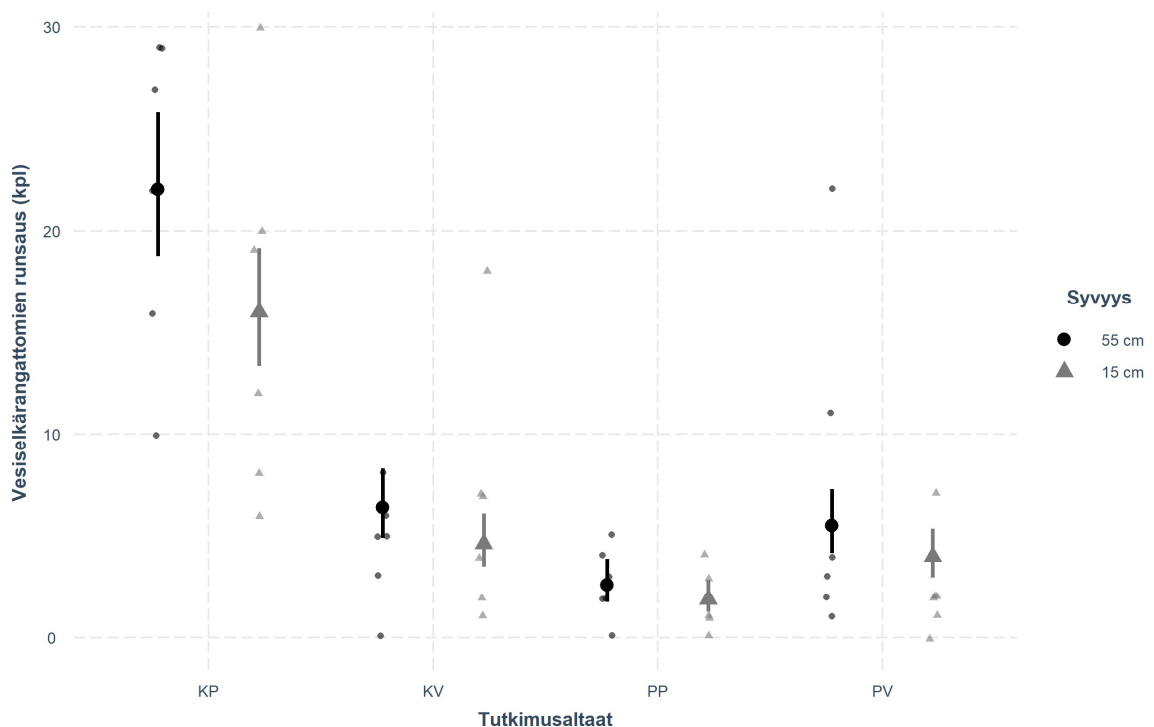
Kuva 11. Vesiselkärangattomien lajimäärän vaihtelu tutkimusaltaiden ja sijaintisyvyyksien välillä. Isot symbolit kuvastavat lajimäärän odotusarvoja eri syvyyksillä ja symboleiden viikset ilmaisevat odotusarvojen 95 prosentin luottamusväliä. Pienemmillä symboleilla on kuvaajassa esitetty alkuperäisen aineiston kuuden eri pyydyksen lajimäärien arvot. KV-altaan alemman pyydyksen syvyys poikkeaa kuvaajassa esitetystä arvosta. Oikea syvyys oli noin 35 cm.

Koiramäen puukäsittelyallas erosi tilastollisesti merkitsevästi kaikista muista altaista runsaimman vesiselkärangatonyhteisön vuoksi (Malli 2, Taulukko 5). Puolestaan Pyydysojan puukäsittelyallas erosi muista altaista pienimmällä eläinten runsaudella, koska altaan kertoimen luottamusväli ei leikannut lainkaan muiden altaiden luottamusvälien kanssa. Verrokkialtaat eivät sen sijaan eronneet toisistaan, mikä havaittiin, kun mallin vakiotasoa muutettiin. Lisäksi pyydysten sijaintisyvyys vaikutti tilastollisesti merkitsevästi eläinten runsauteen. Malli selitti vesiselkärangattomien runsauden vaihtelusta noin 61 prosenttia.

Taulukko 5. Vesiselkärangattomien runsautta kuvaavan mallin parametrien kertoimet ja niiden 95 prosentin luottamusvälit.

		Kertoimen estimaatti	Luottamusväli (95 %)	
			2,5 %	97,5 %
β_0	Vakio	3,09	2,93	3,24
β_1	KV-allas	-1,24	-1,52	-0,97
β_2	PP-allas	-2,13	-2,56	-1,75
β_3	PV-allas	-1,39	-1,69	-1,10
β_4	Ylempi	-0,32	-0,53	-0,12
Selitysaste (R^2)				0,61

Tutkimusaltaissa syvemmällä sijainneet pyydykset olivat vesiselkärangattomien suhteen noin 1,4 kertaa runsampia kuin lähempänä pintaa olleet pyydykset (Kuva 12). Koiramäen puukäsittelyaltaassa eläinten runsaus oli noin 8,4 kertaa suurempi kuin Pyydysojan puukäsittelyaltaassa ja suunnilleen neljä kertaa suurempi kuin verrokkialtaissa.



Kuva 12. Vesiselkärangattomien runsauden vaihtelu tutkimusaltaiden ja sijaintisyvyyksien välillä. Isot symbolit kuvastavat runsauden odotusarvoja eri syvyyksillä ja symboleiden viikset ilmaisevat odotusarvojen 95 prosentin luottamusvälit. Pienemmillä symboleilla on kuvaajassa esitetty alkuperäisen

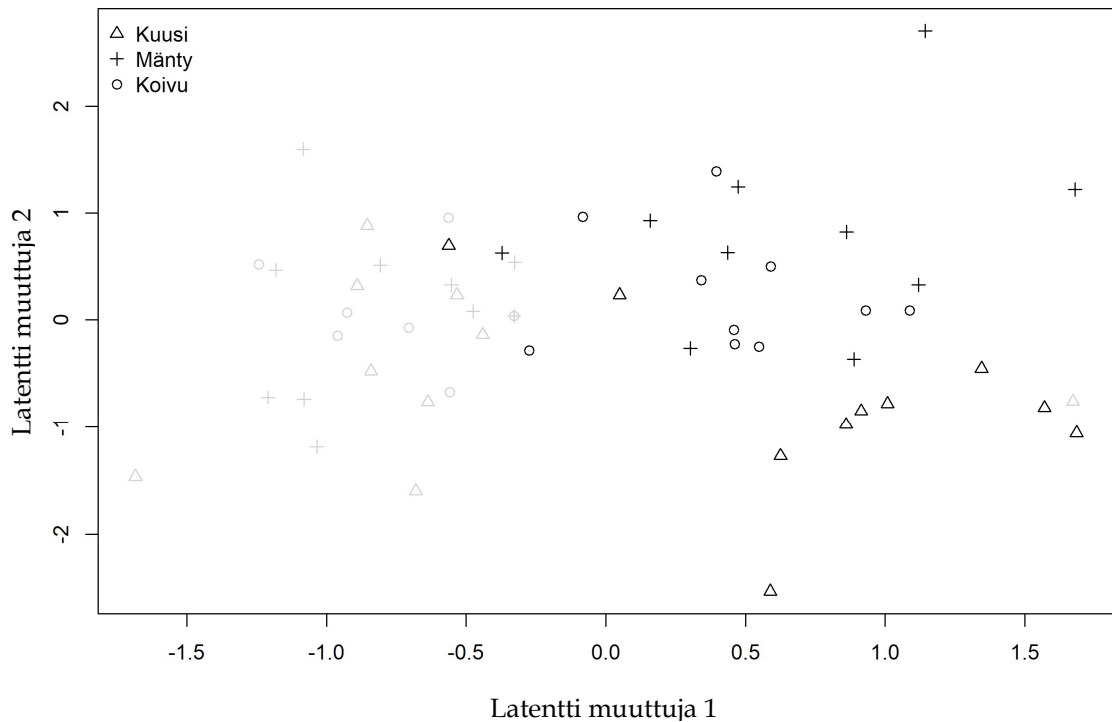
aineiston kuuden eri pyydyksen yksilörunsauksien arvot. KV-altaan alemman pyydyksen syvyys poikkeaa kuvaajassa esitetystä arvosta. Oikea syvyys oli noin 35 cm.

Kolmanneksi tarkasteltiin tutkimusaltaiden ja sijaintisyvyyden vaikutuksia vesiselkärangattomien massan vaihteluun. Tutkimusaltaiden tai sijaintisyvyysien välillä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja ($F = 1,72$; $df_1 = 4$, $df_2 = 43$ ja p -arvo = 0,16).

4.2 Puulajiaineiston lajikoostumus

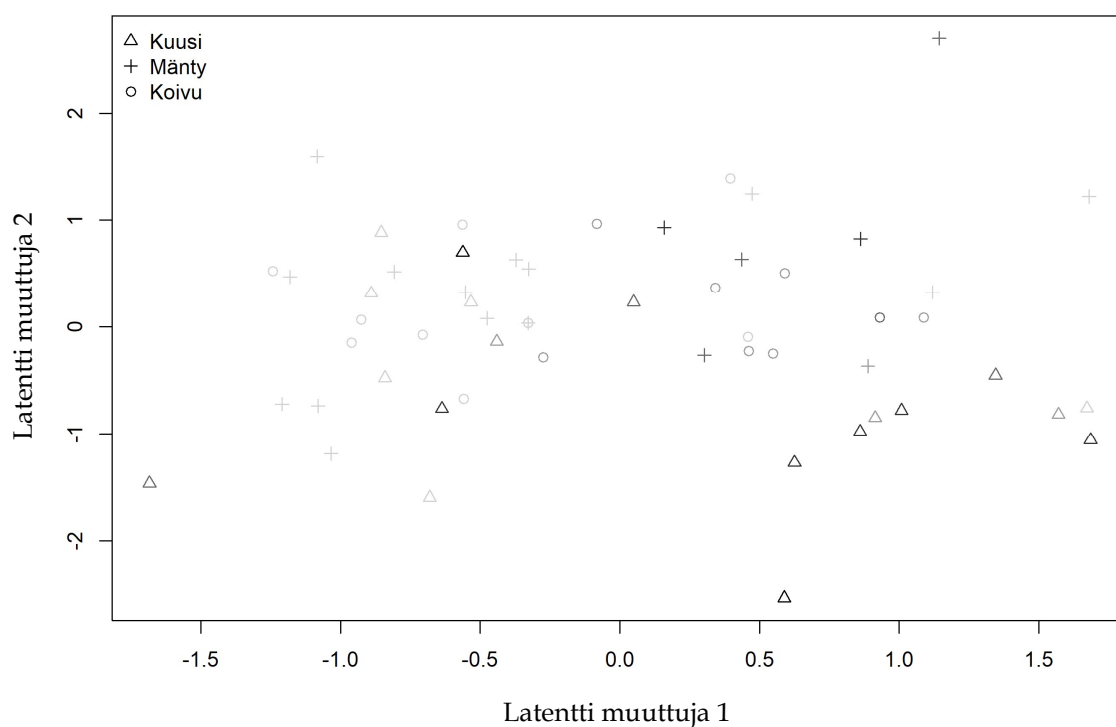
Pohjaeläimistön lajikoostumuksen vaihtelua tarkasteltiin mallipohjaisella ordinaatiomenetelmällä, jonka tulokset havainnollistettiin kahden latentin muuttujan avulla piirretyillä sirontakuvaajilla. Ensimmäiseksi tutkittiin pelkästään pohjaeläimien esiintymisrunsauksien vaihtelua puukappaleiden välillä (Malli 5, Kuva 13). Syvemmillä altaassa sijainneet puut sijoittuivat pääsääntöisesti lähemmäksi kuvaajan vasemmanpuoleista reunaa ja vastaavasti veden pinnan tuntumassa olleet puut löytyivät todennäköisemmin kuvaajasta oikealta. Täten syvyydellä näytti olevan merkittävä vaikutus pohjaeläinten lajikoostumuksen muodostumiseen.

Puukappaleet ryhmittivät sirontakuvaajassa niiden lajikoostumuksen perusteella, mikä tarkoitti sitä, että lähellä toisiaan sijainneet puukappaleet olivat todennäköisemmin lajistoltaan samankaltaisempia. Lähempänä pintaa altaassa sijainneet kuusipuut ryhmittivät kuvaajassa oikean alakulman suuntaan muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta. Tämä antoi viitteitä siitä, että kuuset olivat lajistoltaan samankaltaisempia kuin muut puukappaleet. Muita puuaineksen ominaisuuksista johtuvia puukappaleiden ryhmiä ei kuvaajasta havaittu.



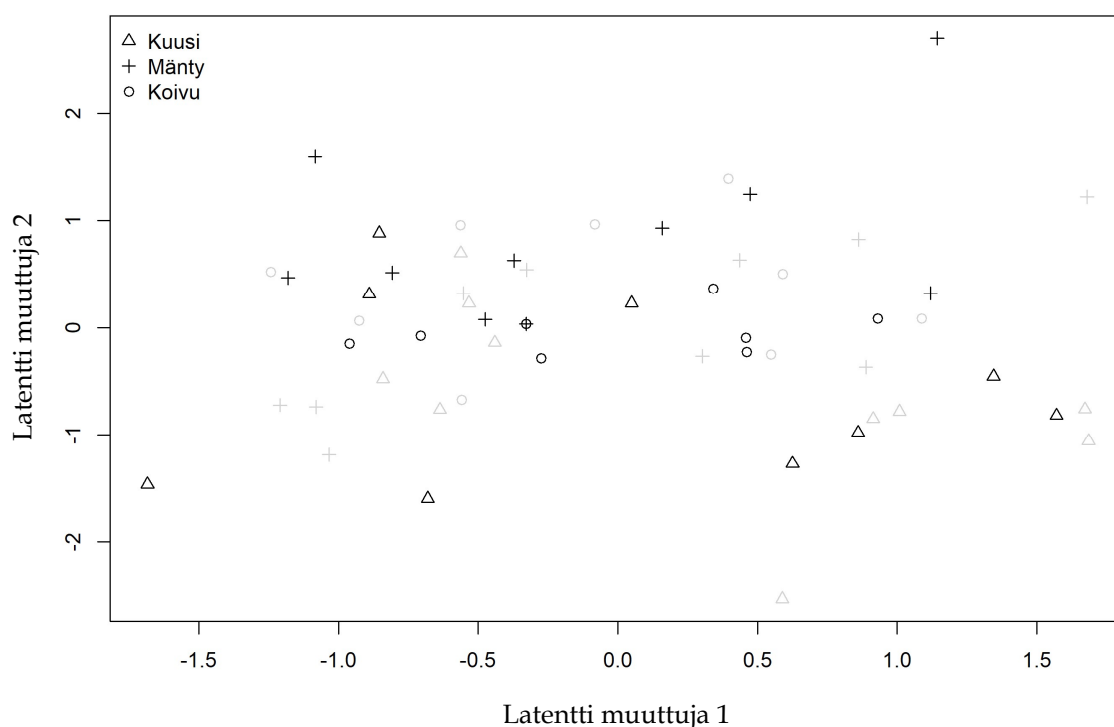
Kuva 13. Sijaintisyvyyden vaikutus pohjaeläinten lajikoostumukseen. Symbolit kuvaavat tutkimuksessa mukana olleita puukappaleita. Symboleiden sävyllä on havainnollistettu puukappaleiden sijaintisyvyys altaassa (kolmio = kuusi, risti = mänty ja ympyrä = koivu). Vaalean harmaat symbolit kuvaavat n. 45 cm:n syvyydessä sijainneita puukappaleita, ja mustat symbolit n. 5 cm:ä veden pinnan alapuolella olleita kappaleita.

Toiseksi tarkasteltiin sitä, miten puupinnoille kehittyneen biofilmikasvuston biomassan määrä näkyi puukappaleiden lajikoostumuksessa (Malli 5, Kuva 14). Suuremman määrän biofilmiä sisältäneet puukappaleet sijaitsivat pääasiassa kuvaajan oikeanpuoleisessa osassa. Tämä tarkoitti sitä, että lähempänä veden pintaa sijainneiden puukappaleiden pinnoilla oli ollut enemmän biofilmiä. Kuitenkin osassa lähellä pintaa sijainneissa puukappaleissa esiintyi myös varsin pieniä biofilmimääriä. Sirontakuvaajasta huomattiin myös, että biofilmiä oli eniten useimmiten kuusipuilla, mikä tuki aikaisemmin esitettyä tulosta.



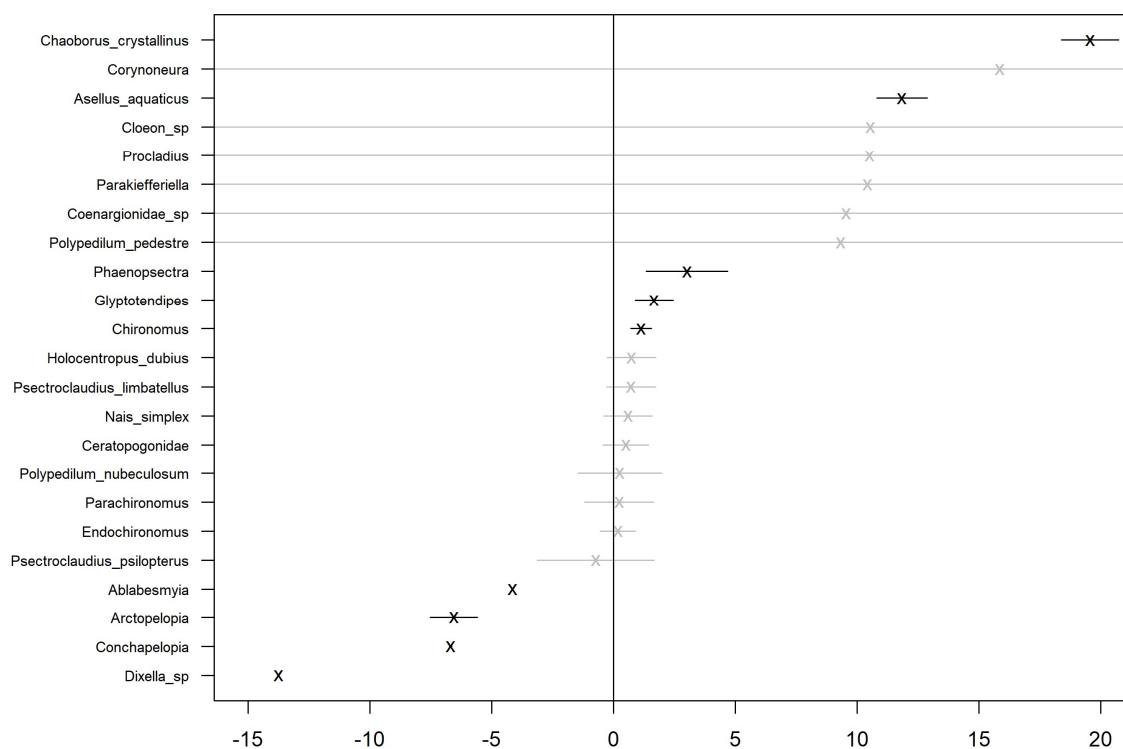
Kuva 14. Biofilminkasvuston tuhkattoman biomassan vaikutus pohjaeläinten lajikoostumukseen. Symbolit kuvaavat tutkimuksessa mukana olleita puukappaleita (kolmio = kuusi, risti = mänty ja ympyrä = koivu). Symboleiden sävyllä on havainnollistettu puukappaleiden pinnalla olleen biofilmin biomassaa (mg). Mitä tummemman sävyinen symboli on, sitä enemmän biofilmiä on ollut puun pinnalla.

Viimeiseksi tutkittiin puun tuoreusasteen vaikutusta eläinten lajikoostumukseen (Malli 5, Kuva 15). Tuoreusasteeltaan erilaiset puukappaleet sijoituivat kuvaajan eri puolille, eikä tulkittavissa ollut mitään selkeätä kuviota. Näin ollen puun tuoreus ei vaikuttanut merkittävästi pohjaeläinten lajikoostumukseen.



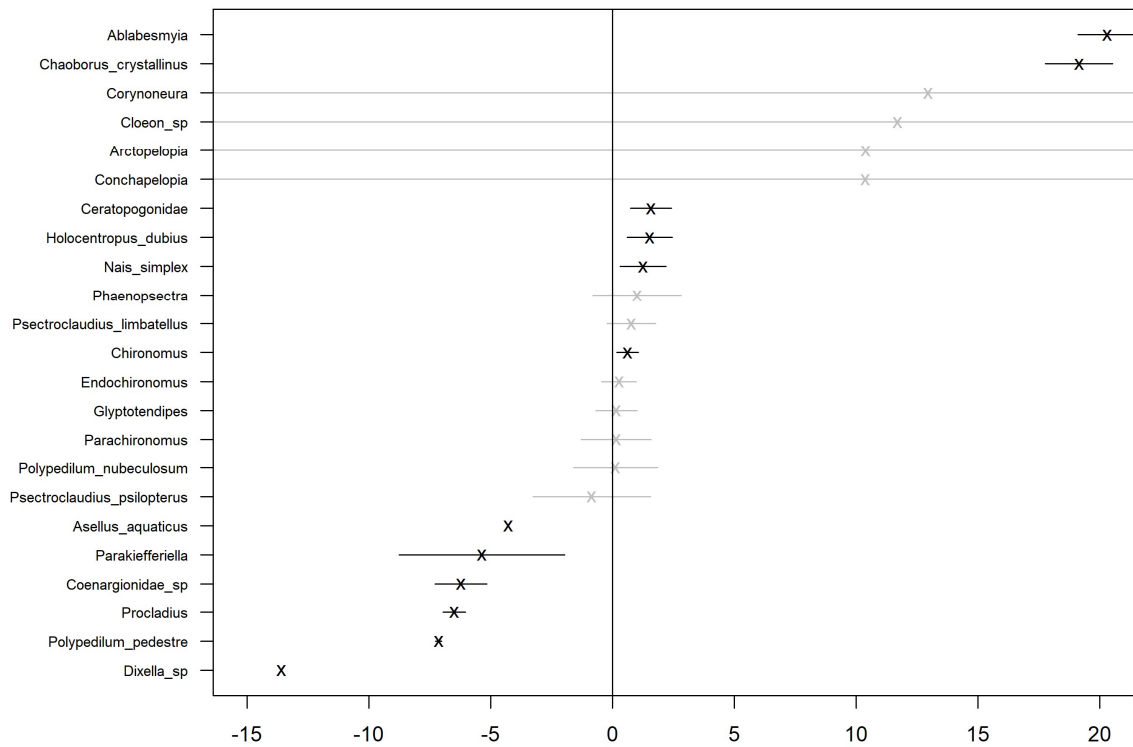
Kuva 15. Puun tuoreuden vaikutus pohjaeläinten lajikoostumukseen. Symbolit kuvaavat tutkimuksessa mukana olleita puukappaleita (kolmio = kuusi, risti = mänty ja ympyrä = koivu). Symboleiden sävyllä on havainnollistettu puukappaleiden tuoreutta. Vaalean harmaat symbolit kuvaavat vuosi sitten kaadetuista puurangoista peräisin olleita puukappaleita, ja mustat symbolit juuri kaadettuja tuoreita puukappaleita.

Yksittäisten ympäristömuuttujien vaikutusta lajikoostumukseen tarkasteltiin eriseltävien tekijöiden lajikohtaisien kertoimien ja niiden luottamusvälien avulla. Ne lajit, joiden kertoimen luottamusvälille ei kuulunut arvo nolla, viittasivat siihen, että kyseisten lajien esiintymisrunsauksilla ja muuttujan välillä voisi olla yhtäläisyyksiä. Sulkasääskien heimoon kuuluva *Chaoborus crystallinus* ja surviaissääskitoukat *Chironomus*-suvusta esiintyivät tutkittavista puulajeista mieluummin kuusella ja männyllä (Kuva 16 ja Kuva 17).



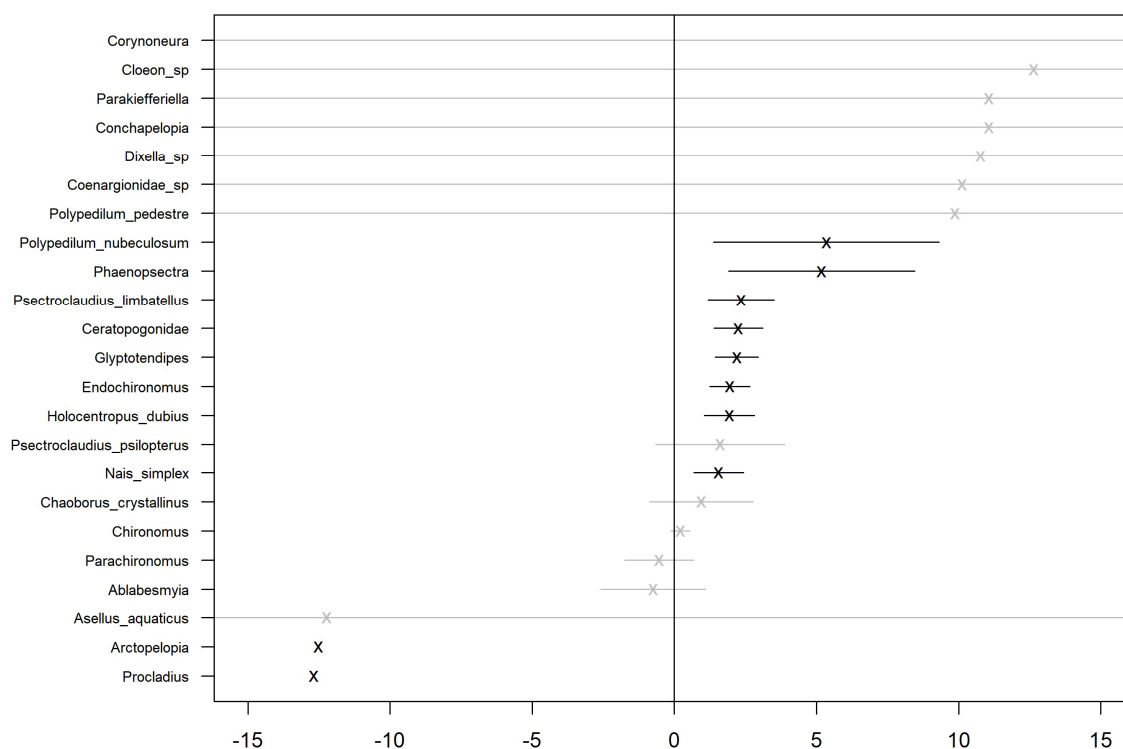
Kuva 16. Kuusen vaikutus pohjaeläinten lajikoostumukseen. Mustalla on merkitty kuusen lajikohtaiset kertoimet (x) ja niiden 95 % luottamusvälit (viiva), joilla voi olla vaikutus lajien esiintymiseen. Positiivisella kuusen kertoimella ilmaistaan lajit, jotka suosivat aineiston mukaan mieluummin kuusta kuin koivua. Lajit on lueteltu y-akselissa.

Kuusipuuta suosivat erityisesti surviaissääskitoukat *Phaenopsectra*- ja *Glyptotendipes*-suvuista (Kuva 16). Vesisiira (*Asellus aquaticus*) näytti kuvaajan perusteella myös suosivan kuusipuuta, mutta se esiintyi vain yksittäisen puukappaleen pinnalla. Mäntyä suosivat *Holocentropus dubius* -vesiperhosen toukat, surviaissääskitoukat *Ablabesmyia*-suvusta sekä harvasukamatoihin lukeutuva *Nais simplex* (Kuva 17). Kuvaajien perusteella koivulle ominaiset lajit olivat pääsääntöisesti sellaisia, joita aineistossa esiintyi vain yksi yksilö, eikä mikään laji selvästi suosinut koivua.



Kuva 17. Männyn vaikutus pohjaeläinten lajikoostumukseen. Mustalla on merkitty männyn lajikohtaiset kertoimet (x) ja niiden 95 % luottamusvälit (viiva), joilla voi olla vaikutus lajien esiintymiseen. Positiivisella männyn kertoimella ilmaistaan lajit, jotka suosivat aineiston mukaan mieluummin mäntyä kuin koivua. Lajit on lueteltu y-akselissa.

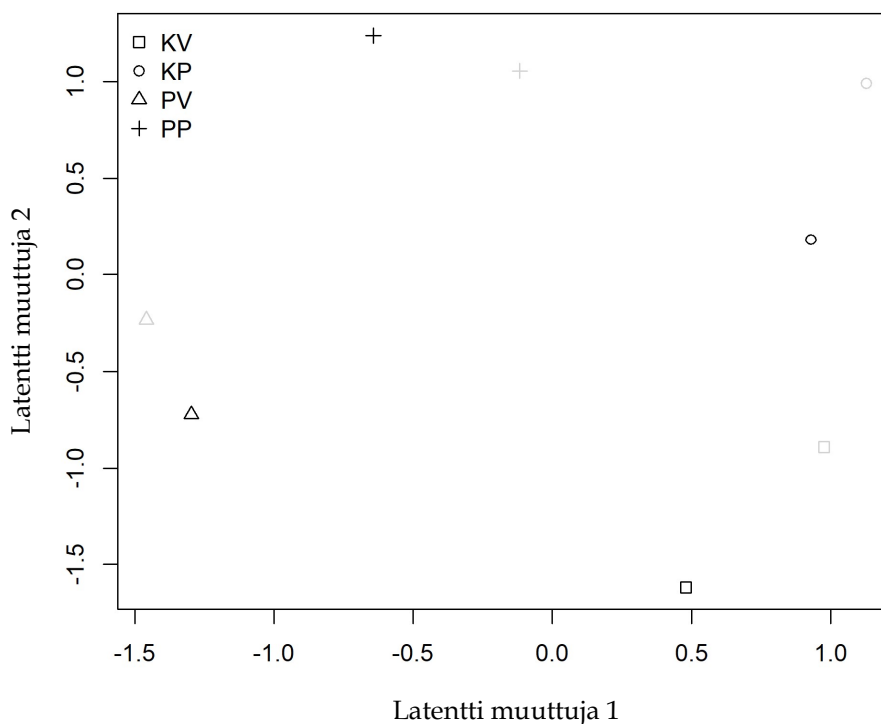
Tutkimusaltaassa syvemmillä sijainneita puukappaleita näytti suosivan vain muutama puulajiaineiston pohjaeläin (Kuva 18). Kyseisiä eläimiä oli kuitenkin osunut aineistoon vain yhdet yksilöt. Sen sijaan lähellä pintaa olevissa puukappaleissa esiintyi syvemmillä olevia kappaleita runsaammin, esimerkiksi surviaissääskiä sukuista *Phaenopsectra* ja *Polypedilum nubeculosum*.



Kuva 18. Puuaineksen sijaintisyvyyden vaikutus lajikoostumukseen. Mustalla on merkitty sijaintisyvyyden lajikohtaiset kertoimet (x) ja niiden 95 % luottamusvälit (viiva), joilla voi olla vaikutus lajin esiintymiseen. Positiivisella sijaintisyvyyden kertoimella ilmaistaan lajit, jotka suosivat aineiston perusteella mieluummin lähempänä pintaa sijainneita puukappaleita. Lajit on lueteltu y-akselissa.

4.2 Puukäsittelyaineiston lajikoostumus

Vesiselkärangattomien lajikoostumuksen vaihtelua tutkimusaltaiden välillä havainnollistettiin sirontakuvaajalla (Kuva 19). Kaikki altaat erosivat lajistoltaan toisistaan, sillä ne sijoittuivat kuvaajan eri puolille. Toisaalta puukäsittely- ja verrokkialtaan välinen poikkeama oli samansuuntainen molempien allasparien välillä. Näin ollen puukäsittelyaltaiden lajikoostumuksen voidaan katsoa eroavan verrokkialtaista ainakin jossain määrin. Altaiden tarkastelusyvyydet sijoittuvat melko lähelle toisiaan, mikä tarkoittaa luonnollisesti sitä, että altaiden sisäinen lajisto on samankaltaisempi kuin altaiden välinen syvyydestä huolimatta.



Kuva 19. Tutkimusaltaiden ja sijaintisyvyyden vaikutus vesiselkärangattomien lajikoostumukseen. Symbolit kuvaavat tutkimusaltaita (neliö = Koiramäen verrokkiallas, ympyrä = Koiramäen puukäsittelyallas, kolmio = Pyydysojan verrokkiallas ja risti = Pyydysojan puukäsittelyallas). Vaalean harmaat symbolit kuvaavat syvyyttä n. 55 cm:ä veden pinnasta, ja mustat symbolit n. 15 cm:n syvyyttä.

5 TULOSTEN TARKASTELU

Odotusten mukaisesti puulaji ja puuaineksen sijaintisyvyys vaikuttivat pohjaeläinten lajimäärän ja runsauden vaihteluun. Sen sijaan puun tuoreudella ei todettu olevan merkittävää vaikutusta pohjaeläimistöille. Kolmesta puulajista selvästi runsainta pohjaeläinyhteisöä ylläpiti kuusi, mutta myös mänty osoittautui koivua mieluisammaksi elinympäristöksi pohjaeläimille. Lisäksi havupuut tukivat monimuotoisemman pohjaeläimistön kehittymistä koivuun verrattuna. Havupuut olivat lajimääriltään noin 1,5-kertaisia koivuun nähden. Tutkimushypoteesin (H_1) perusteella puulajien välillä havaitut erot voivat johtua havupuiden karkeasta kuorimateriaalista.

Pohjaeläinten on yleensä havaittu valtaavan virtavesiin kulkeutuneen puuaineksen nopeasti puulajista riippumatta (Spänhoff ja Cleven 2010, France 1997). Tämän voi katsoa tukevan tutkimuksen suhteellisen lyhyttä kenttäkoejaksoa (4kk), sillä pohjaeläinyhteisöjen välillä esiintyneiden erojen voitiin odottaa heijastelevan ainakin jossain määrin pidemmällä aikavälillä ilmenevää eläinten lajimäärien, lajikoostumuksen ja runsauden vaihtelua kuvastavaa trendiä. Toisaalta on syytä tiedostaa, että puuaineksen lisäämisen aiheuttamien vaikutuksien esiintymiseen voi tyypillisesti kulua jopa useampia vuosia pohjaeläinlajiston tasaantuessa ja vakiintuessa (Entrekin ym. 2009, Spänhoff ym. 2000). Nakano ym. (2018) kuitenkin havaitsivat, että puulajien (paju ja mänty) välillä aluksi esiintyneet erot pohjaeläinyhteisöissä hävisivät vuoden kestäneen seurantajakson aikana. Puulajien välisten erojen tasoittuminen saattoi heidän mukaansa johtua, esimerkiksi puulajeille ominaisten piirteiden katoamisesta puun kuoren kuluessa vähitellen pois puiden pinnoilta. Pidemmän tutkimusajan puitteissa männyn, kuusen ja koivun välillä havaitut erot voisivat siis olla hieman erisuuruisia tai eroja ei välttämättä esiintyisi lainkaan puulajien välillä. Kuitenkin puulajien erot näkyivät vielä puilla, jotka olivat ikääntyneet jo vuoden ajan maalla.

Tutkimushypoteesin mukaisesti pohjaeläinyhteisöt olivat laji- ja yksilömääriltään runsaampia lähempänä veden pintaa tarkastellulla syvyydellä kuin syvemmillä. Sijaintisyvyyksien välinen ero oli 2,4-kertainen lajimäärän ja 2,6-kertainen yksilörunsauden suhteen. Lisäksi pohjaeläinten biomassa oli 3,5 kertaa suurempi pinnan tuntumassa kuin syvemmillä. Puun tuoreuden vaikutus pohjaeläimistöön poikkesi tutkimushypoteesista, sillä tuoreudella ei juurikaan ollut vaikutusta eläinten runsauteen tai lajimäärään. Mahdollisesti tuoreista puista veteen liukenevien yhdisteiden pitoisuudet laimenivat pieniksi suuressa vesimäärässä.

Biofilmi on tärkeä ravinnonlähde usealle pohjaeläinlajille (Eggert ja Wallace 2007). Tutkimuksessa tämä näkyi biofilmin runsauden ja pohjaeläinten laji- ja yksilömäärien samansuuntaisena vaihteluna puulajien ja sijaintisyvyyksien välillä. Sekä pohjaeläimistö että biofilmi olivat runsaimmillaan lähellä vedenpintaa

sijainneilla kuusipuilla. Puiden pinnoille kehittyvä biofilmi selitti siis tutkimushypoteesin mukaisesti ison osan pohjaeläinten runsauden ja lajimäärän vaihtelusta, koska eläimet näyttivät esiintyvän ravintoresurssin runsauden mukaisesti. Mitä runsaampi biofilmikasvusto puun pinnalla oli, sitä enemmän ja monimuotoisemmin puusta tyypillisesti löytyi eläimiä. Puulaji sekä sijaintisyvyys selittivät kuitenkin myös itsessään pohjaeläinten runsauden ja lajimäärän vaihtelua.

Biofilmi ja sijaintisyvyys näyttivät vaikuttavan voimakkaasti myös pohjaeläinlajiston koostumukseen. Lisäksi erityisesti veden pintaa lähempänä sijainneet kuusipuut ylläpitivät keskenään melko samankaltaista lajistoa. Koivun ja männyn osalta vastaavia ryhmittymiä ei havaittu.

Puukäsittelyllä ei havaittu olevan merkittävää vaikutusta tutkimusaltaiden vesiselkärangattomien lajimäärän tai runsauteen, sillä puukäsittely- ja verrokkialtaiden välillä ei ollut selkeitä eroja. Tutkimushypoteesi jouduttiin näin ollen hylkäämään. Tutkimusmenetelmänä aktiivipyydykset ovat luonteeltaan valikoivia, sillä ne keräävät lähtökohtaisesti nektistä, eli aktiivisesti uivaa eläimistöä. Tämän kaltaiseen lajistoon puuaines tai sijaintisyvyys eivät välttämättä vaikuta niin merkittävästi. Toisaalta pyydyksiin osui myös suhteellisen paljon pohjaeläimiä, kuten simpukoita (Bivalvia), kotiloita (Gastropoda) ja kaksisiipisten (Diptera) toukkia. Tästä on kuitenkin vaikea tehdä koko altaan vesiselkärangatonyhteisöihin liittyviä johtopäätöksiä. Lisäksi tutkimuskohteina olleet laskeutusaltaat oli perustettu jo yli kymmenen vuotta sitten, mikä tarkoittaa, että verrokkialtaisiin oli jo luonnostaan syntynyt jonkinlaista rakennetta muun muassa kasvillisuudesta, lehtikarikkeesta ja puuaineksesta johtuen.

Tutkimusaltaiden väliltä löytyi kuitenkin eroja pohjaeläinten laji- ja yksilömäärissä. Vesiselkärangattomien lajimääriltä toisistaan erosivat ainoastaan puukäsittelyaltaat, joista Koiramäen altaan lajimäärä oli kaksi kertaa suurempi kuin Pyydysojan altaan. Samalla Koiramäen allas oli kaikista altaista lajirikkain, kun taas Pyydysojan altaan lajimäärä oli pienin. Vesiselkärangattomien runsauden suhteen

puukäsittelyaltaat erosivat toisistaan, mutta myös molemmista verrokkialtaista. Sen sijaan verrokkialtaiden välillä ei ollut eroja. Koiramäen puukäsittelyaltaassa oli altaista huomattavasti runsaslukuisin vesiselkärangaton yhteisö, sillä se oli Pyydysojan puukäsittelyallasta jopa 8,4 kertaa ja noin 4 kertaa verrokkialtaita runsaampi. Suuret erot näyttäisivät kuitenkin selittyvän nimenomaan *Cloeon*-suvun päiväperhoslajien hyvin runsaana esiintymisenä Koiramäen puukäsittelyaltaassa, missä niitä oli pyydyksissä keskimäärin 15 yksilöä, kun muissa altaissa päivänkorentojen määrä vaihteli pyydyksissä vain nolasta yhteen yksilöä (Liite 4). Muuten lajien runsauksissa ei ollut selviä eroja.

Vesiselkärangattomien lajikoostumuksen perusteella puukäsittelyaltaat näyttivät eroavan hieman verrokkialtaista. Tuloksesta oli kuitenkin huomioitava se, että kaikki altaat erosivat lajistoltaan toisistaan melko voimakkaasti. Tutkimusaltaiden välillä esiintyneitä eroja sekä lajikoostumuksessa että laji- ja yksilömäärissä voivat myös selittää altaiden ekologiset sekä vesikemialliset piirteet. Esimerkiksi kasvillisuuden määrä ja pH vaihtelivat altaiden kesken.

Puukäsittelyn toteutus altaissa on voinut myös vaikuttaa sen vaikutukseen. Gerhard ja Reich (2000) mukaan jokiuoma, johon oli sijoitettu puurankoja patomaiseen muodostelmaan, lisäsi mikroelinympäristöjen lukumäärää sekä vesiselkärangattomien tiheyttä ja lajimäärää paremmin kuin käsittely, jossa puurankanippuja oli sijoitettu ainoastaan joen pohjaan. Voisikin olla perusteltua asettaa puuainesta vesistöihin siten, että aines ulottuisi laajasti vesipatsaan eri syvyyksille, esimerkiksi aina vedenpinnan yläpuolelta pohjaan saakka. Tällä hetkellä altaissa puukäsittely on toteutettu irtonaisilla nipuilla, jotka on aseteltu altaan eri puolille pääsääntöisesti pohjansuuntaisesti. Myös puulajikokeessa puukappaleet oli sijoitettu altaaseen pohjansuuntaisesti sekä hyvin irralleen toisistaan.

Tutkimuksen koeasetelman puutteina olivat ennen kaikkea ajallisten ja paikallisten toistojen riittämättömyys, jotta puukäsittelyn vaikutusta altaiden

vesiselkärangattomien runsauteen tai monimuotoisuuteen olisi voitu tarkastella luotettavasti. Vaikutustutkimuksen kannalta tärkeintä olisikin ollut, että kaikista tutkimusaltaista olisi tehty vesiselkärangatonanalyysit jo ennen puukäsittelyn toteutusta. Tällöin olisi ollut mahdollisuus havaita puukäsittelyn todellinen vaikutus vesiselkärangattomien runsauteen tai monimuotoisuuteen. Tähän ei enää voitu vaikuttaa, sillä puukäsittelyaltaisiin puumateriaali oli lisätty jo ennen tutkimuksen aloittamista vuonna 2018. Lisäksi puukäsittelyn vaikutuksen tutkimista olisi edesauttanut altaiden suurempi lukumäärä sekä paremmin ekologisilta piirteiltään toisiaan vastaavien altaiden tutkiminen. Vastaavanlaista puukäsittelyä ei kuitenkaan ollut vielä toteutettu laajemmin.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Havupuut ja erityisesti kuusi tukivat runsaimman ja monimuotoisimman pohjaeläinyhteisön ja biofilmikasvuston kehittymistä puurungoilla. Erot puulajien tai puun tuoreusasteiden välillä olivat kuitenkin sen verran pieniä, että käytännön vesistökuunnostuskohteissa tarkka puuaineksen valinta ei välttämättä ole kannattavaa. Sen sijaan puuaineksen sijoitusvyvyys sekä asettelu vesistöihin voi olla merkittävämpi tekijä vesiselkärangatonyhteisöjen muodostumisen kannalta. Puukäsitteltyjen altaiden ja verrokkialtaiden välillä ei havaittu olevan kovinkaan merkittäviä eroja vesiselkärangattomien lajimäärän tai runsauden vaihtelussa. Käsittelyllä näytti olevan kuitenkin pieni vaikutus eläinten lajikoostumukseen. Tutkimuksen pohjalta voisi olla mielenkiintoista tarkastella tulevaisuudessa erilaisien puuaineksen asettelumallien vaikutuksia vesistöjen biologiseen monimuotoisuuteen, sekä tutkia puuaineksen vaikutuksia kattavammin useiden vuosien aikajaksolla, jotta voitaisiin havaita muutoksien tarkempi luonne ja pysyvyys.

KIITOKSET

Kiitän Heikki Hämäläistä ja Elisa Valliusta tutkielman ohjaamisesta, sekä heidän antamastaan palautteesta ja tuesta. Yhteistyöstä kenttäkokeen suunnittelussa ja toteutuksessa kiitän Tomi Kirjokiveä sekä Esko Keskistä. Kiitän myös Vilja Koskea tilastollisten analyysien suorittamiseen saamastani tuesta.

KIRJALLISUUS

- Bendell B.E. & McNicol D.K. 1995. Lake acidity, fish predation, and the distribution and abundance of some littoral insects. *Hydrobiologia* 302: 133–145.
- Benke A.C., Van Arsdall T.C., Gillespie D.M. & Parrish F.K. 1984. Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: The importance of habitat and life history. *Ecol. Monogr.* 54: 25–63.
- Benke A.C. & Wallace J.B. 2003. Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. Teoksessa: Gregory S., Boyer K. & Gurnell A. (Toim.) *The ecology and management of wood in world rivers*, s. 149–178. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.
- Bilby R.E. 2003. Decomposition and nutrient dynamics of wood in streams and rivers. Teoksessa: Gregory S., Boyer K. & Gurnell A. (Toim.) *The ecology and management of wood in world rivers*, ss. 135–147. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.
- Covich A.P. & Thorp J.H. 2001. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, San Diego, s. 297–463.
- Death R.G. & Winterbourn M.J. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability. *Ecology* 76: 1446–1460.
- Diehl S. 1992. Fish predation and benthic community structure: The role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* 73: 1646–1661.
- Eggert S.L. & Wallace J.B. 2007. Wood biofilm as a food resource for stream detritivores. *Limnology and Oceanography* 52: 1239–1245.
- Entrekin S.A., Tank J.L., Rosi-Marshall E.J., Hoellein T.J. & Lamberti G.A. 2009. Response of secondary production by macroinvertebrates to large wood addition in three Michigan streams. *Freshwater Biology* 54: 1741–1758.

- Ferreiro N., Feijó C., Giorgi A. & Leggieri L. 2011. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia* 664: 199–211.
- France R.L. 1997. Macroinvertebrate colonization of woody debris in Canadian Shield lakes following riparian clearcutting. *Conservation Biology* 11: 513–521.
- Gerhard M. & Reich M. 2000. Restoration of streams with large wood: Effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85: 123–137.
- Gerino M., Stora G., Francois-Carcaillet F., Gilbert F., Poggiale J.-C., MermillodBlondin F., Desrosiers G. & Vervier P. 2003. Macro-invertebrate functional groups in freshwater and marine sediments: A common mechanistic classification. *Vie Milieu* 53: 221–231.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins JR. & Cummins K.W. 2004. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research* 34: 133–302.
- Heino J. 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia* 418: 229–242.
- Hoffmann A. & Hering D. 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85: 25–48.
- Hui F.K.C., Taskinen S., Pledger S., Foster S.D. & Warton D.I. 2015. Model-based approaches to unconstrained ordination. *Methods Ecol Evol* 6: 399–411.
- Joensuu S., Karosto K., Kontinen K., Lukkarinen L., Ranta-Korhonen T., Seppäläinen S. & Soininen H. 2016. Biosuodattimet metsätalouden vesiensuojelussa. Mikkelin ammattikorkeakoulun julkaisu s. 1–83.
- Joensuu S., Kauppila M., Lindén M. & Tenhola T. 2012. Hyvän metsänhoidon suositukset - Vesiensuojelu. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisu s. 1–66.
- Jongman R.H., Ter Braak C.J.F. & Van Tongeren O.F.R. 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- Kelly S., Cuevas E. & Ramírez A. 2015. Stable isotope analyses of web-spinning spider assemblages along a headwater stream in Puerto Rico. PeerJ. doi: 10.7717/peerj.1324
- Kirjokivi T. 2020. Puulajin, puun tuoreuden ja sijoitusyvyyden vaikutus biofilmin muodostumiseen vesiympäristössä. Pro Gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto.

- Leps M., Tonkin J.D., Dahm V., Haase P. & Sundermann A. 2019. Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: The role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of the Total Environment* 536: 546–556.
- Luonnonvarakeskus 2013. Valtakunnan metsien inventointi (VMI). EXCELtaulukko. Saatavilla: <http://www.metla.fi/ohjelma/vmi/vmi-moni.htm> (luettu 12.11.2019).
- Merritt R.W. & Cummins K.W. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, s.126–754.
- Nakano D., Nagayama S., Kawaguchi Y. & Nakamura F. 2018. Significance of the stable foundations provided and created by large wood for benthic fauna in the Shibetsu River, Japan. *Ecological Engineering* 120: 249–259.
- Nieminen M., Sallantausta T., Ukonmaanaho L., Nieminen T.M. & Sarkkola S. 2017. Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Science of the Total Environment* 609: 974–981.
- Nieminen M., Sarkkola S., Hellsten S., Marttila H., Piirainen S., Sallantausta T. & Lepistö A. 2018. Increasing and decreasing nitrogen and phosphorus trends in runoff from drained peatland forests – Is there a legacy effect of drainage or not?. *Water Air Soil Pollut* 229: 286.
- Niku J., Hui F.K.C., Taskinen S. & Warton D.I. 2019. gllvm: Fast analysis of multivariate abundance data with generalized linear latent variable models in R. *Methods Ecol Evol* 10: 2173–2182.
- Niku J., Brooks W., Herliansyah R., Hui F.K.C., Taskinen S. & Warton D.I. 2020. gllvm: Generalized linear latent variable models. R package version 1.2.1. Saatavilla: <https://CRAN.R-project.org/package=gllvm>.
- Nyblom J. 2015. Yleistetyt lineaariset mallit. Luentomoniste. Matematiikan ja tilastotieteen laitos. Jyväskylän yliopisto. s. 1–127.
- Palmer M.A., Menninger H.L. & Bernhardt E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55: 205–222.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Saatavilla: URL <https://www.R-project.org/>.
- Riikilä M. 2017. Metsätalouden vesistöhaitta on luultua isompi. *Metsälehti* 21/2017. Saatavilla: <https://www.metsalehti.fi/artikkelit/metsatalouden-vesistohaitta-on-luultua-isompi/> (luettu 31.10.2019).
- Rääpysjärvi J., Karjalainen S. M., Karttunen K., Kuoppala M. & Aroviita J. 2016. Metsätalouden vaikutukset purojen ja jokien biologiseen tilaan – MEBI -hankkeen tulokset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 20/2016. s. 1–42.

- Spänhoff B., Alecke C. & Meyer E.I. 2000. Colonization of submerged twigs and branches of different wood genera by aquatic macroinvertebrates. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85: 49–66.
- Spänhoff B. & Cleven E. 2010. Wood in different stream types: Epixylic biofilm and woodinhabiting invertebrates in a lowland versus an upland stream. *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.* 46: 169–179.
- Suter G.W. & Cormier S.M. 2014. Why care about aquatic insects: uses, benefits, and services. *Integrated Environmental Assessment and Management* 11: 188–194.
- Tattari S., Puustinen M., Koskiaho J., Röman E. & Riihimäki J. 2015. Valuma-alueen eri lähteistä tulevan vesistökuormituksen arviointi ja vähentämismahdollisuudet. Syke. s. 1–54.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H., Holopainen I.J., Mikkonen K. & Karjalainen J. 2003. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia* 499: 179–190.
- Verberk W.C.E.P., Sipel H. & Esselink H. 2008. Applying life-history strategies for freshwater macroinvertebrates to lentic waters. *Freshwater Biology* 53: 1739–1753.
- Vinson M.R. & Hawkins C.P. 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales. *Annu. Rev. Entomol.* 43: 271–293.
- Wallace J.B., Webster J.R. & Meyer J.L. 1995. Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountain stream. *Can. J. Fisf. Aquat. Sci.* 52: 2120–2137.
- Williams C.B. 1964. Patterns in the balance of nature. Academic Press, London, UK.

LIITE 1. TUTKIMUSALTAIDEN VESIKEMIAALLISET TIEDOT

	Pyydysoja puukäsittely	Pyydysoja verrokki	Koirämäki puukäsittely	Koirämäki verrokki
Sameus (FNU)	0,65	0,91	1,12	0,98
Kiintoaine (mg/l)	1,85	4,25	2,53	2,15
Johtokyky (mS/m)	3,77	3,50	5,20	3,40
pH	5,02	5,32	6,20	5,85
Kemiallinen hapenkulutus (mg/l)	48,67	32,17	35,50	31,00
Kokonaistyyppi (µg/l)	726,67	573,33	838,33	662,50
Nitraatti- ja nitriittipitoisuus (µg/l)	12,00	7,50	108,33	77,25
Kokonaisfosfori (µg/l)	14,33	14,00	14,67	14,75
Orgaaninen kokonaishiili (mg/l)	36,17	24,67	26,83	23,00
Liuennut orgaaninen hiili (mg/l)	32,22	23,68	24,84	23,00

LIITE 2. TUTKIMUKSEN LAJILISTA

	ELOMUOTO*	RAVINNONHANKINTATAPA*	RUNSAUS	
			Puu	Pyydys
<u>BIVALVIA, simpukat</u>				
HETERODONTA, erilaishampaiset				
Sphaeriidae, piensimpukat				
<i>Sphaerium sp., pallosimpukat</i>	Ryömijät	Suodattajat	0	14
<u>CLITELLATA, nivelmadot</u>				
OLIGOCHAETA, harvasukasmadot				
Naididae, ketjukaiset				
<i>Nais simplex</i>	Ryömijät	Keräilijät	55	8
<u>GASTROPODA, kotilot</u>				
BASOMMATOPHORA, vesikeuhkokotilot				
Lymnaeidae, limakotilot				
<i>Radix sp.</i>	Ryömijät	Kaapijat	0	2
<u>INSECTA, hyönteiset</u>				
COLEOPTERA, kovakuoriaiset				
Dytiscidae, sukeltajat				
<i>Acilius canaliculatus, pikkukiekkosukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	1
<i>Acilius sulcatus, isokiekkosukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	4
<i>Agabus bipustulatus, isotaitosukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	1
<i>Agabus sturmii, taitosukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	17
<i>Colymbetes paykulli, tummasoikosukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	13
<i>Colymbetes striatus, juovasoikosukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	1
<i>Dytiscus marginalis, keltalaitasukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	3
<i>Ilybius subaeneus, häivieliejusukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	1
<i>Rhantus exsoletus, rantasukeltaja</i>	Uimarit, sukeltajat	Pedot (lävistäjät)	0	2
<i>Rhantus sp. (toukka)</i>	Kiipeilijät, uimarit	Pedot (nielijät)	0	1

DIPTERA, kaksisiipiset**Ceratopogonidae, polttiaiset**

<i>Ceratopogonidae sp.</i>	Ryömijät, kaivautujat, planktiset	Pedot (nielijät), kerääjät	67	0
----------------------------	--------------------------------------	----------------------------	----	---

Chaoboridae, sulkasääsket

<i>Chaoborus crystallinus</i>	Ryömijät, planktiset	Pedot (nielijät/lävistäjät)	8	57
-------------------------------	----------------------	-----------------------------	---	----

Chironomidae, surviaissääsket

<i>Ablabesmyia (longistyla tyyppi)</i>	Ryömijät	Pedot (nielijät/lävistäjät), kerääjät	7	0
--	----------	---------------------------------------	---	---

<i>Acamptocladius</i>	Leväyhteisöissä	Kerääjät	0	1
-----------------------	-----------------	----------	---	---

<i>Arctopelopia</i>	Ryömijät	Pedot (nielijät)	1	0
---------------------	----------	------------------	---	---

<i>Chironomus</i>	Kaivautujat (toukkaputki)	Kerääjät ja pilkkojat	376	2
-------------------	------------------------------	-----------------------	-----	---

<i>Conchapelopia</i>	Ryömijät	Pedot (nielijät/lävistäjät)	1	0
----------------------	----------	-----------------------------	---	---

<i>Corynoneura (lobata tyyppi)</i>	Ryömijät	Kerääjät	4	0
------------------------------------	----------	----------	---	---

<i>Endochironomus (dispar tyyppi)</i>	Takertujat (toukkaputki)	Pilkkojat, kerääjä-suodattajat	137	1
---------------------------------------	-----------------------------	--------------------------------	-----	---

<i>Glyptotendipes (glyptotendipes tyyppi)</i>	Kaivautujat (toukkaputki), takertujat (pyyntiverkko)	Pilkkojat, kerääjä-suodattajat	212	0
---	---	--------------------------------	-----	---

<i>Parachironomus (arcuatus tyyppi)</i>	Ryömijät	Pedot (nielijät), kerääjät	15	0
---	----------	----------------------------	----	---

<i>Parakiefferiella</i>	Ryömijät	Kerääjät	1	0
-------------------------	----------	----------	---	---

<i>Phaenopsectra</i>	Takertujat (toukkaputki)	Kaapijat, kerääjät	47	0
----------------------	-----------------------------	--------------------	----	---

<i>Polypedilum (nubeculosum tyyppi)</i>	Kiipeilijät, takertujat	Pilkkojat, kerääjät, pedot (nielijät)	26	0
---	-------------------------	---------------------------------------	----	---

<i>Polypedilum (pedestre tyyppi)</i>	Kiipeilijät, takertujat	Pilkkojat, kerääjät, pedot (nielijät)	1	0
--------------------------------------	-------------------------	---------------------------------------	---	---

<i>Procladius</i>	Ryömijät	Pedot (nielijät), kerääjät	1	2
-------------------	----------	----------------------------	---	---

<i>Psectrocladius (limbatellus tyyppi)</i>	Ryömijät, kaivautujat	Kerääjät, pilkkojat	36	2
--	-----------------------	---------------------	----	---

<i>Psectrocladius (psilopterus tyyppi)</i>	Ryömijät, kaivautujat	Kerääjät, pilkkojat	5	1
--	-----------------------	---------------------	---	---

<i>Psectrotanypus</i>	Ryömijät	Pedot (nielijät)	0	5
-----------------------	----------	------------------	---	---

Dixidae, sinkiläsääsket

<i>Dixella sp.</i>	Uimari-kiipeilijät	Kerääjät	1	0
--------------------	--------------------	----------	---	---

EPHEMEROPTERA, päivänkorennot**Baetidae, isosilmäsurviaiset**

<i>Cloeon sp.</i>	Uimarit, takertujat	Kerääjät	2	198
-------------------	---------------------	----------	---	-----

HETEROPTERA, luteet**Corixidae, pikkumalluaiset**

<i>Callicorixa wollastoni</i>	Uimarit	Pedot (lävistäjät)	0	2
-------------------------------	---------	--------------------	---	---

<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	Uimarit, kiipeilijät	Pedot (lävistäjät)	0	2
<i>Paracorixa concinna</i>	Uimarit	Pedot (lävistäjät)	0	1
<i>Sigara sp. (toukka, instarV)</i>	Uimarit, kiipeilijät	Pedot (lävistäjät), kerääjät	0	2

ODONATA, sudenkorennot

Anisoptera, aitosudenkorennot

Aeshnidae, ukonkorennot

<i>Aeshna cyanea, kirjoukonkorento</i>	Kiipeilijät	Pedot (nielijät)	0	1
--	-------------	------------------	---	---

Corduliidae, kiiltokorennot

<i>Corduliidae sp.</i>	Ryömijät, kiipeilijät	Pedot (nielijät)	0	1
------------------------	-----------------------	------------------	---	---

Zygoptera, hentosudenkorennot

Coenargionidae, tytönkorennot

<i>Coenargionidae sp.</i>	Kiipeilijät	Pedot (nielijät)	1	0
---------------------------	-------------	------------------	---	---

<i>Pyrrhosoma nymphula, punatytönkorento</i>	Kiipeilijät	Pedot (nielijät)	0	1
--	-------------	------------------	---	---

TRICHOPTERA, vesiperhoset

Limnephilidae, putkisirvikkäät

<i>Limnephilidae sp. (toukka, instarII)</i>	Kiipeilijät, ryömijät, takertujat (toukkaputki)	Pilkkojat, kerääjät, kaapijat	0	2
---	---	-------------------------------	---	---

Phryganeidae, isosirvikkäät

<i>Oligotricha striata</i>	Kiipeilijät	Pedot (nielijät)	0	1
----------------------------	-------------	------------------	---	---

Polycentropodidae, rysäsirvikkäät

<i>Holocentropus dubius, lampirysäkäs</i>	Takertujat	Pedot (nielijät), kerääjä-suodattajat, pilkkojat	52	2
---	------------	---	----	---

MALACOSTRACA, kuoriäyriäiset

ISOPODA, siirat

Asellidae

<i>Asellus aquaticus, vesisiira</i>	Uimarit	Pilkkojat, kerääjät	1	25
-------------------------------------	---------	---------------------	---	----

AMPHIBIA, sammakkoeläimet

<i>Anura sp. (sammakot ja konnat)</i>			0	1
---------------------------------------	--	--	---	---

YHTEENSÄ **1057** **378**

* Covich ja Thorp 2001, Merritt ja Cummins 1996

LIITE 3. PUUKAPPALEIDEN POHJAELÄINTEN KESKIMÄÄRÄISET (N = 5) LAJI- JA RUNSAUSARVOT

	MÄNTY				KUUSI				KOIVU			
	Kuiva		Tuore		Kuiva		Tuore		Kuiva		Tuore	
	Alempi	Ylempi	Alempi	Ylempi	Alempi	Ylempi	Alempi	Ylempi	Alempi	Ylempi	Alempi	Ylempi
<i>Chironomus sp.</i>	10,2	5,4	3,4	3,4	6,6	11,4	7,2	16,0	2,6	2,8	2,6	3,6
<i>Endochironomus sp.</i>	0,4	4,8	0,2	3,6	3,2	3,8	0,0	4,4	0,0	3,6	0,6	2,8
<i>Glyptotendipes sp.</i>	0,2	2,8	0,4	1,6	8,0	10,6	0,4	14,2	0,2	1,6	0,4	2,0
<i>Psectrocladius sp. (psilopterus)</i>	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,4	0,0	0,0
<i>Psectrocladius sp. (limbatellus)</i>	0,0	1,6	0,0	1,2	0,4	0,6	0,2	1,8	0,2	0,6	0,0	0,6
<i>Parachironomus sp.</i>	0,4	0,0	0,4	0,2	0,4	0,0	0,2	0,4	0,6	0,4	0,0	0,0
<i>Ablabesmyia sp.</i>	0,2	0,2	0,8	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Arctopelopia sp.</i>	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Polypedilum sp. (nubeculosum)</i>	0,0	1,2	0,0	0,4	0,8	0,2	0,0	1,4	0,0	0,6	0,0	0,6
<i>Polypedilum sp. (pedestre)</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phaenopsectra sp.</i>	0,0	1,0	0,0	0,2	0,6	5,2	0,0	2,0	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>Corynoneura sp.</i>	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Conchapelopia sp.</i>	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Procladius sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Parakiefferiella sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chaoborus crystallinus</i>	0,2	0,6	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0

<i>Ceratopogonidae sp.</i>	0,6	3,2	0,2	4,2	0,6	0,6	0,0	2,2	0,2	1,2	0,0	0,4
<i>Dixella sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Holocentropus dubius</i>	0,4	1,2	0,6	3,8	0,2	1,6	0,0	1,2	0,2	1,0	0,0	0,2
<i>Nais simplex</i>	0,2	1,8	1,0	2,2	1,0	1,0	0,4	1,8	0,0	1,0	0,0	0,6
<i>Cloeon sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Coenargionidae sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Asellus aquaticus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Yksilörunsaus	12,8	24,4	7,2	21,2	22,2	35,6	8,6	47,0	4,2	13,6	3,6	11,0
Lajimäärä	3,6	8,2	3,8	7,0	4,6	6,6	1,6	9,2	1,8	6,0	2,0	5,2
Massa (mg)	17,7	53,0	10,2	48,1	126,8	167,4	9,6	191,7	5,2	32,3	3,9	26,9
Biofilmin kuivapaino (mg)	58,0	209,0	5,1	160,1	131,7	359,6	94,5	280,1	18,7	128,8	18,7	140,8

<i>Sigara sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
<i>Asellus aquaticus</i>	0,0	0,0	3,3	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0
<i>Nais simplex</i>	0,3	0,3	0,3	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Radix sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0
<i>Sphaerium sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0
<i>Anura sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Lajimäärä	2,0	1,5	2,8	1,7	3,8	2,7	3,0	2,5
Yksilörunsaus	2,7	1,8	7,2	2,3	22,2	15,8	4,5	6,5
Massa (mg)	701,2	203,1	1053,4	440,0	344,1	131,9	142,7	34,9

LIITE 5. TILASTOLLISTEN MENETELMIEN SUORITTAMISEEN TARVITUT R:N KOMENNOT

```
#### AINEISTOJEN ANALYSOINTI ####
```

```
### Käytetyt R-ohjelmiston lisäpaketit ###
```

```
library(readxl)  
library(arm)  
library(car)  
library(jtools)  
library(broom)  
library(ggstance)  
library(interactions)  
library(gllvm)  
library(corrplot)  
library(gclus)
```

```
### REGRESSIOMALLIT ###
```

```
# Puulaji- ja puukäsittelykokeiden aineistot  
# Avaa ikkunan, josta valitaan haluttu Excel-muotoinen aineisto, ja lukee tiedoston R:n muistiin  
puut <- read_excel(file.choose())  
pullot <- read_excel(file.choose())  
# Lisätään aineistoon faktoriksi muunnettu kategorinen muuttuja  
puut$Kehikkof <- factor(puut$Kehikko)  
pullot$Pullof <- factor(pullot$Pullo)
```

```
### Poisson-mallit ###
```

```
## Puulajikoe ##
```

```
# Poisson-malli: vasteena lajimäärä ja selittäjinä puulaji, syvyys, tuoreus ja kehikko  
laji.pois <- glm(Lajimaara ~ Puulaji + Tuoreus + Syvyys + Kehikkof, family = poisson(), data = puut)  
# Poisson-malli: vasteena lajimäärä ja selittäjänä biofilmin kuivapaino  
lajibio.pois <- glm(Lajimaara ~ Biofilmin_paino, family = poisson(), data = puut)  
# Poisson-malli: vasteena yksilörunsaus ja selittäjinä puulaji, syvyys, tuoreus ja kehikko  
runsaus.pois <- glm(Runsaus ~ Puulaji + Tuoreus + Syvyys + Kehikkof, family = poisson(), data = puut)  
# Poisson-malli: vasteena yksilörunsaus ja selittäjänä biofilmin kuivapaino  
runsausbio.pois <- glm(Runsaus ~ Biofilmin_paino, family = poisson(), data = puut)
```

```
## Puukäsittelykoe ##
```

```
# Poisson-malli: vasteena lajimäärä ja selittäjinä allas sekä syvyys  
pullol.pois <- glm(Lajilkm ~ Allas + Syvyys, family = poisson(), data = pullot)  
# Poisson-malli: vasteena yksilörunsaus ja selittäjinä allas sekä syvyys  
pullor.pois <- glm(Runsaus ~ Allas + Syvyys, family = poisson(), data = pullot)
```

```
### Lineaariset mallit ###
```

```
## Puulajikoe ##
```

```
# Lineaarisen malli: vasteena pohjaeläinten massa ja selittäjinä puulaji, syvyys, tuoreus ja kehikko  
elain.massa <- lm(log(Elainten_massa + 1) ~ Puulaji + Tuoreus + Syvyys + Kehikkof, data = aineisto)  
# Lineaarisen malli: vasteena biofilmin kuivapaino ja selittäjinä puulaji, syvyys, tuoreus ja kehikko  
bio.paino <- lm(log(Biofilmin_paino) ~ Puulaji + Tuoreus + Syvyys + Kehikkof, data = aineisto)
```

```
## Puukäsittelykoe ##
```

```
# Lineaarisen malli: vasteena vesiselkärangattomien massa ja selittäjinä allas sekä syvyys  
pulloe.massa <- lm(log(Biomassa_mg) ~ Allas + Syvyys, data = pullot)
```

```
# Mallien tarkastelu (puulaji- sekä puukäsittelykokeessa)
```

```
# Tulostaa mallin tiedot ja arvot
```

```
summary(malli)
```

```
# Mallin selityssaste
```

```
sum((malli$fitted.values - mean(aineisto$vaste))^2) / sum((aineisto$vaste - mean(aineisto$vaste))^2)
```

```
# Mallin kertoimet ja niiden keskivirheet sekä kertoimien luottamusvälit
```

```
display(malli); confint(malli)
```

```
# Luo aineistoon uuden muuttujan, joka vastaa alkuperäistä, mutta jonka tasojen järjestys on muutettu
```

```
# Käytettiin hyödyksi regressiomallien referenssitason (baseline) muuttumiseen
```

```
aineisto$Selittäjä_uusijärjestys <- factor(aineisto$Selittäjä, c("taso2", "taso1", "taso3"))
```

```
# Määrittää kuvaikkunan asetukset: marginaalien leveys ja kuvaajien asettelu
```

```
vanhat <- par(mfrow = c(1, 2), mar = c(4, 4, 2, 1))
```

```
# Mallin oletuksien tarkasteleminen (jäännökset sovitteiden suhteen ja kvantiilikuvaaja)
```

```
plot(malli, which = 1:2)
```

```
# Palauttaa vanhat kuvaikkunan asetukset
```

```
par(vanhat)
```

```
# Poisson-mallin yhteydessä tutkittiin Poisson-jakauman soveltuvuutta aineistoon
```

```
# Mallin sovitteiden arvot
```

```
fit <- fitted(malli)
```

```
# Testisuure
```

```
r <- (malli$vaste - fit)/sqrt(fit)
```

```
# Havaintorivien määrä
```

```
n <- length(aineisto$malli)
```

```
# Testisuureen neliösumma
```

```
sum(r^2)
```

```
# Testisuureen neliösumman p-arvo
```

```
pchisq(sum(r^2), df = 50)
```

```
# Määrittää luotavan kuvatiedoston tyyppin, koon ja resoluution
```

```
png(filename="tiedoston_nimi", width=2800, height=1800, units="px", res=300)
```

```
# Luo kuvaajan ja määrittää sen sisällön ja ulkoasun (Puulajikoe)
```

```
cat_plot(malli, pred = Syvyys, modx = Puulaji, mod2 = Kehikkof, plot.points = T, pred.labels = c("45 cm", "5  
cm"), modx.labels = c("Koivu", "Kuusi", "Mänty"), legend.main = "Puulajit", mod2.labels = c("Kehikko 1",  
"Kehikko 2", "Kehikko 3", "Kehikko 4", "Kehikko 5"), y.label = "Pohjaeläinten lajimäärä/yksilörunsaus (kpl)
```

```
tai massa (log(mg+1)) tai Biofilmin kuivapaino (log(mg))", x.label = "Puukappaleiden sijaintisyvyys altaassa (cm:ä pinnasta)", colors = c("lightgrey", "gray48", "black"), errorbar.width = F, point.shape = 1)
```

```
# Luo kuvaajan ja määrittää sen sisällön ja ulkoasun (Puukäsittelykoe)  
cat_plot(malli, pred = Allas, modx = Syvyys, plot.points = T, point.shape = 1, modx.labels = c("55 cm", "15 cm"), colors = c("black", "gray48"), errorbar.width = F, y.label = "Vesiselkärangattomien lajimäärä/runsaus (kpl) tai massa (g)", x.label = "Tutkimusaltaat")
```

```
# Päättää png()-funktion määrittämän kuvaajan muokkauksen ja tallentaa sen  
# tiedostoihin png-muodossa  
dev.off()
```

```
### LATENTTI MUUTTUJA -MALLIT ###
```

```
# Puulaji- ja puukäsittelykokeiden aineistot  
# Avaa ikkunan, josta valitaan haluttu tekstimuotoinen lajiaineisto, ja lukee tiedoston R:n muistiin  
abun <- read.table(file.choose(), header = T, sep = "", row.names = 1)  
# Avaa ikkunan, josta valitaan haluttu tekstimuotoinen ympäristömuuttujat sisältävä aineisto, ja  
# lukee tiedoston R:n muistiin  
env_muutettava <- read.table(file.choose(), header = T, sep = "", dec = ",")  
# Lisätään aineistoon faktoriksi muunnettu kategorinen muuttuja  
env_muutettava$Kehikkof <- factor(env_muutettava$Kehikko)  
# Valitaan tarpeelliset ympäristömuuttujat ja nimetään uusi aineisto  
env <- env_muutettava[, c(2:4, 6)]
```

```
## Puulajikoe ##  
# Latentti-malli, joka on muodostettu ainoastaan lajien esiintymisrunsauksista.  
# Lisäksi mallissa 2 latenttia muuttujaa sekä valinnaisena on lisätty satunnaisvaikutukset  
ftNULLpois <- gllvm(abun, num.lv = 2, family = poisson(), row.eff = "random")  
# Latentti-malli, joka on muodostettu käyttämällä lajien esiintymisrunsauksien lisäksi  
# ympäristömuuttujia (puulaji, syvyys, tuoreus ja kehikko)  
# Mallissa on 1 latentti muuttuja ja valinnaisena malliin on lisätty satunnaisvaikutukset  
ftpois <- gllvm(abun, env, num.lv = 1, family = poisson(), row.eff = "random")
```

```
## Puukäsittelykoe ##  
# Latentti-malli, joka on muodostettu ainoastaan lajien esiintymisrunsauksista.  
# Lisäksi mallissa 3 latenttia muuttujaa ja valinnaisena malliin on lisätty satunnaisvaikutukset  
ftNULLpois_pullo <- gllvm(abun, num.lv = 3, family = poisson(), row.eff = "random")
```

```
# Tulostaa mallin tiedot ja arvot  
summary(malli)  
# Määrittää kuvaikkunan asetukset: marginaalien leveys ja kuvaajien asettelu  
vanhat <- par(mfrow = c(1, 2), mar = c(4, 4, 2, 1))  
# Mallin oletuksien tarkasteleminen (jäännökset ennusteiden suhteen ja kvantiilikuvaaja)  
plot(malli, which = 1:2, var.colors = 1)  
# Palauttaa vanhat kuvaikkunan asetukset
```

```

par(vanhat)

# Määrittää kaikille puulajeille omat symbolit (Puulajikoe)
pchr = NULL
pchr[env$Puulaji == "Kuusi"] = 2
pchr[env$Puulaji == "Manty"] = 3
pchr[env$Puulaji == "Koivu"] = 1

# Määrittää kaikille tutkimusaltaille omat symbolit (Puukäsittelykoe)
pchr = NULL
pchr[env$Allas == "KV"] = 0
pchr[env$Allas == "KP"] = 1
pchr[env$Allas == "PV"] = 2
pchr[env$Allas == "PP"] = 3

# Ehtolause, jonka määrittää värit kahdelle eri sijaintisyvyydelle (Puu- ja puukäsittelykoe)
varisyvyys <- ifelse(env$Syvyys == "Alempi", "lightgrey", "black")

# Ehtolause, jonka määrittää värit kahdelle eri tuoreusasteelle (Puulajikoe)
varituoreus <- ifelse(env$Tuoreus == "Kuiva", "lightgrey", "black")

# Määrittää jatkuva-arvoisen biofilmin määrää kuvaavan liukuvärimuuttujan (Puulajikoe)
bio <- env_bio$Biofilmin_paino
rbPal <- colorRampPalette(c('lightgrey', 'black'))
varibio <- rbPal(5)[as.numeric(cut(bio, breaks = 5))]
breaks <- seq(min(bio), max(bio), length.out = 10)

# Määrittää luotavan kuvatiedoston tyyppin, koon ja resoluution
png (filename="tiedoston_nimi.png", width=2800, height=2000, units="px", res=300)

# Luo sirontakuvaajan kuvaajan ja määrittää sen sisällön ja ulkoasun (Puulajikoe)
# Symboleiden värillä kuvataan syvyyttä (varisyvyys), biofilmiä (varibio) tai tuoreutta (varituoreus)
ordipLOT(ft=NULLpois, biplot = F, symbols = T, pch = pchr, s.colors = varisyvyys)
# Lisää kuvaajaan tekstilaatikon
legend("topleft", legend = c("Kuusi", "Mänty", "Koivu"), pch = c(2, 3, 1), bty = "n")

# Luo kuvaajan, joka kertoo selittävien tekijöiden vaikutuksen lajikoostumukseen
coefplot(ftpois, cex.ylab = 0.7, mar = c(4, 9, 2, 1), mfrow = c(1, 1), xlim.list = list(c(NULL, NULL, -15, 15)))

# Luo sirontakuvaajan kuvaajan ja määrittää sen sisällön ja ulkoasun (Puukäsittelykoe)
# Symboleiden väri kuvaa syvyyden vaihtelua
ordipLOT(ft=NULLpois_pullo, symbols = T, pch = pchr, s.colors = varisyvyys)
# Lisää kuvaajaan tekstilaatikon
legend("topleft", legend = c("KV", "KP", "PV", "PP"), pch = c(0, 1, 2, 3), bty = "n")

# Päättää png()-funktion määrittämän kuvaajan muokkauksen ja tallentaa sen tiedostoihin png-muodossa
dev.off()

```