

Pro gradu -tutkielma

Suurkasvillisuus jokien ekologisen tilan arvioinnissa

Jaana Rääpysjärvi



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

1.6.2012

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet

RÄÄPYSJÄRVI JAANA, H: Suurkasvillisuus jokien ekologisen tilan arvioinnissa
Pro gradu: 39 s. + liitteet 15 s.
Työn ohjaajat: FT Heikki Hämäläinen, FT Jukka Aroviita
Tarkastajat: FT Heikki Hämäläinen, FT Heikki Mykrä
Kesäkuu 2012

Hakusanat: biologinen seuranta, jokien tyypittely, maatalous, makrofytyt, metsätalous, rehevöityminen, sammalet, vesikasvillisuus, vesiputedirektiivi, vertailuaineisto

TIIVISTELMÄ

Suomen vesienhoitolaki edellyttää pintavesien ekologisen tilan arviointia ja seuranta. Laki perustuu Euroopan Unionin vesipolitiikan putedirektiiviin, jonka tavoitteena on jäsenmaiden vesistöjen erinomainen tai hyvä tila viimeistään vuoteen 2027 mennessä. Ekologisen tilan arviointi perustuu ensisijaisesti biologisiin laatutekijöihin. Suurkasvit, eli vesisammalet, suurlevät ja vedessä kasvavat putkilokasvit, ovat yksi virtavesien ekologisen tilan arvioinnissa käytettävä elementti. Tässä tutkimuksessa pyrittiin kehittämään Suomen jokien suurkasvillisuuden tilan arviointia. Tavoitteena oli suurkasviyhteisöjen luonnollisen vaihtelun kuvaaminen, vaihtelun lähteiden tunnistaminen ja näihin perustuva vertailuolosten määrittely. Samalla arvioitiin Suomen kansallisen jokityypittelyn ympäristötekijöiden (valuma-alueen koko, valuma-alueen maaperän laatu, sijainti) merkitystä ja jokityypittelyn toimivuutta suurkasvien tilan arviointiin. Tavoitteena oli lisäksi löytää ekologisesti merkitykselliset, kasviyhteisöjen rakennetta kuvaavat luokittelumuuttujat, joita voitaisiin käyttää kasvillisuuden tilan arviointiin. Lisäksi tarkastelin yhteisöjen ja alustavien luokittelumuuttujien yhteyttä ihmistoimintaa kuvaaviin muuttujiin. Tutkimuksessa oli mukana 28 lähes luonnontilaista vertailupaikkaa ja 44 maa- ja metsätalouden merkittävästi kuormittamaa jokipaikkaa kuudesta jokityypistä eri puolilta Suomea. Luontaisista tekijöistä suurkasvien yhteisökoostumusta parhaiten selittivät pohjoisuus ja korkeus meren pinnasta. Valuma-alueen maaperän laatu selitti yhteisökoostumusta enemmän kuin joen valuma-alueen koko. Tämän vertailuaineiston perusteella Suomen kansallinen jokityypittely selittää jonkin verran suurkasviyhteisöjen luonnollista vaihtelua, mutta ei selkeästi jaa yhteisöjä luontaisesti samanlaisiin ryhmiin. Koska tyypittelytekijät näyttävät selittävän melko heikosti suurkasviyhteisöjen vaihtelua, karkeaan jaotteluun perustuvaa jokityypittelyä parempi vaihtoehto vertailuolosten määrittelyyn voisi tulevaisuudessa olla jatkuviin ympäristömuuttujiin perustuva mallintaminen. Koska alustavat luokittelumuuttujat, prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) ja havaittujen taksonien suhde odotettuihin taksoneihin (O/E-indeksi), reagoivat veden laatuun ja valuma-alueen ihmistoimintaa kuvaaviin muuttujiin, ne ovat potentiaalisia luokittelumuuttujia suurkasvien ekologisen tilan arviointiin. Suurkasvien ekologisen tilan arviointia varten olisi hyvä kartoittaa sekä koskia että suvantoja. Lisäksi suurkasvien tilan arviointi tulisi perustaa laajempaan vertailuaineistoon.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science
Fish Biology and Fisheries

RÄÄPYSJÄRVI JAANA, H: Macrophytes in the ecological assessment of
boreal rivers

Master of Science Thesis: 39 p. + ap 15 p.

Supervisors: PhD Heikki Hämäläinen, PhD Jukka Aroviita

Inspectors: PhD Heikki Hämäläinen, PhD Heikki Mykrä

June 2012

Key Words: aquatic plants, agriculture, biological monitoring, bryophytes, eutrophication, forestry, reference data, river typology, Water Framework Directive

ABSTRACT

The Finnish Act on Water Resources Management, based on European Union Water Framework Directive (WFD), requires assessment of the ecological condition of freshwaters. . The objective of WFD is to achieve good or high status of freshwaters in European Union countries by 2027. The evaluation of ecological condition should base on biological quality elements. Macrophytes (aquatic bryophytes, vascular plants and macroalgae) are one of the elements to be used in the ecological assessment of rivers. This study aimed to develop a WFD compliant assessment and monitoring procedure for boreal river macrophyte communities. The main objective was to study the natural variation of macrophyte communities, identify the sources of the variation, and describe the reference communities. The goal was also to evaluate the usefulness of the present Finnish *a priori* river typology and its variables (river size, geology of the catchment and location) for assessment system based on macrophytes. The other objectives were to compare macrophyte communities between near-pristine reference rivers and human disturbed rivers, find biologically meaningful metrics that could be used in assessment of river macrophytes, and study the relationship of these metrics to environmental variables indicative of human impact. The study is based on data from 28 reference river sites and 44 impacted river sites representing six river types. Latitude and altitude were the natural variables that best explained the variation in macrophyte community composition. Geology of the catchment explained more of the community composition than did size. According to these reference data, the Finnish river typology explains part of the variation of the macrophyte communities, but does not divide the communities into naturally homogenous groups. Because the *a priori* typology factors seemed to explain just a small part of the natural variation in macrophyte communities, a better choice might be to use numerical modeling based on continuous environmental variables to establish the reference macrophyte communities. The preliminary biological metrics, Percent Model Affinity (PMA) and observed-to-expected ratio of taxonomic completeness (O/E-index) reflected the changes in the water quality and the human impact in the catchment area. Hence, PMA and O/E-index are potential biological metrics for macrophyte based monitoring of rivers. It would be essential to monitor macrophytes both in rapids and pools and to base the assessment of boreal river macrophytes on more comprehensive reference data.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTA	6
2.1. Ekologinen tila ja sen arviointi.....	6
2.2. Jokien tyypittely	6
2.3. Virtavesien suurkasvit	7
2.4 Suurkasvit ekologisen tilan ilmentäjinä	9
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	11
3.1. Tutkimusjoet.....	11
3.2. Maastomenetelmät.....	13
3.3. Taustamuuttuja-aineisto	14
3.4. Tilastolliset yhteisöanalyysit	15
3.5. Luokittelumuuttujien laskenta.....	17
4. TULOKSET	18
4.1. Lajimäärä ja lajisto	18
4.2. Jokityypittelyn arviointi	20
4.3. Kuormitettujen jokien erottuminen vertailujoista	22
4.4. Luokittelumuuttujat	24
4.4. Yhteys veden laatuun ja ihmistoimintaa kuvaaviin muuttujiin	26
5. TULOSTEN TARKASTELU	28
5.1 Jokityypittelyn arviointi	28
5.2 Kuormitettujen jokien erottuminen vertailujoista	30
5.3 Luokittelumuuttujat ja niiden yhteys veden laatuun sekä ihmistoimintaan	31
5.4 Suurkasvit ekologisen tilan arvioinnissa: suosituksia seurantaan	32
Kiitokset	33
Kirjallisuus	34

1. JOHDANTO

Suomen vesienhoitolaki edellyttää pintavesien ekologisen tilan arviointia ja seurantaa (Laki vesienhoidon järjestämisestä 1299/2004). Velvoite perustuu Euroopan Unionin vesipolitiikan puitedirektiiviin (VPD, Anonyymi 2000), jonka tavoitteena on jäsenmaiden vesistöjen erinomainen tai hyvä tila viimeistään vuoteen 2027 mennessä. VPD on muuttanut Suomen ja muun Euroopan vesien tilan seurannan painopistettä veden laadun tutkimisesta kohti kokonaisvaltaisempaa vesien tilan seurantaa ja suojelua (Hering ym. 2010). Nykyisin ensisijaisia tavoitteita ovat vesiekosysteemien toiminnan säilyttäminen, biologisen monimuotoisuuden turvaaminen sekä kestävä, monipuolisen vesivarantojen käytön mahdollistava vesien hoito (Anonyymi 2000, Apitz ym. 2006).

Uudenlaiset tavoitteet ja luonnon monimuotoisuuden väheneminen ovat luoneet suuren haasteen vesistöjen ekologisen tila-arvioinnin kehittämiseksi. Arvioinnissa otetaan ennen kaikkea huomioon ihmisen toiminnan vaikutus vesieliöihin: vesimuodostumien ekologisen tilan heikkeneminen tai paraneminen arvioidaan eliöyhteisöjen vasteen kautta (Hering ym. 2010). VPD:n mukaisesti eliöyhteisöjen vasteen mittaamiseen käytetään ns. biologisia laatutekijöitä. Suurkasvit (makrofytyt), joiksi luetaan vesisammalet, suurlevät ja vedessä kasvavat putkilokasvit, ovat yksi virtavesien ekologisen tilan arvioinnissa käytettävä elementti (Anonyymi 2000).

Suomessa muiden biologisten laatutekijöiden, kuten kalojen (Vehanen ym. 2006, 2010) ja pohjaeläinten (Aroviita 2009) käyttöä jokien ekologisen tilan arvioinnissa on tutkittu jo verraten paljon, kun taas tutkimus suurkasvillisuuden käytöstä pohjoisten jokien ekologisessa luokittelussa on vasta käynnistynyt (Mykrä ym. 2008). Muualla Euroopassa suurkasvien käyttöä ekologisen tilan arvioinnissa on viime vuosina tutkittu aktiivisesti ja lopputuloksena on useita erilaisia menetelmiä suurkasveihin perustuvaan ekologisen tilan arviointiin (esim. Schaumburg ym. 2004, Baattrup-Pedersen ym. 2006, Staniszewski ym. 2006, Kuhar ym. 2011). Kuitenkin koko Euroopan tasolla on edelleen tarve kehittää arviointimenetelmiä ja erityisesti saada lisää tietoa luonnontilaisista yhteisöistä ja niihin vaikuttavista tekijöistä (Schaumburg ym. 2004, Baattrup-Pedersen ym. 2006).

Suurkasvit ovat olennainen osa virtavesien ekosysteemejä. Ne sitovat ravinteita, tuottavat happea sekä toimivat ravintona ja elinpaikkana muille vesieliöille (Janauer 2001). Suurkasvit myös hidastavat paikallisesti virran nopeutta, jolloin veden mukana kulkeutuva kiintoaines voi pidäytyä joen pohjaan (Gregg & Rose 1982). Koska suurkasvit lisäksi reagoivat herkästi ihmisen aiheuttamiin muutoksiin veden laadussa, virtauksessa ja uoman rakenteessa (Riis & Sand-Jensen 2001, O'Hare ym. 2006), niiden tila-arvioinnin kehittämiseksi on selkeä tarve. Koska tilaa arvioidaan tutkittavan joen suurkasviyhteisön poikkeamalla saman jokityypin luonnontilaisista yhteisöistä, luokittelun kehittämisen ensimmäinen askel on luonnontilaisten yhteisöjen ja niiden vaihtelun kuvaaminen sekä vaihtelunlähteiden tutkiminen.

Pro gradu -tutkielmassani pyrin kehittämään Suomen virtavesien suurkasviyhteisöjen tilan arviointia osana jokien kokonaisvaltaista ekologisen tilan luokittelua. Tutkin, millaisia ovat vesisammal- ja putkilokasviyhteisöt luonnontilaisimmassa Suomen virtavesissä (ns. vertailujoet). Vertailujokiaineiston avulla tutkin myös, mitkä luontaiset tekijät, kuten joen koko ja valuma-alueen ominaisuudet, vaikuttavat suurkasviyhteisöjen luonnolliseen vaihteluun. Samalla pyrin arvioimaan Suomen nykyisen kansallisen jokityypittelyn toimivuutta, ts. ovatko tyypittelytekijät merkityksellisiä suurkasvien kannalta ja erottuvatko vertailujoet suurkasviyhteisöjensä perusteella jokityyppien mukaisiin ryhmiin.

Vertailen myös luonnontilaisten ja maa- ja metsätalouden vaikutuksen alaisten jokien suurkasviyhteisöjä sekä tarkastelen suurkasviyhteisöjen ja ihmistoimintaa mittaavien muuttujien välisiä yhteyksiä. Koska eri ympäristötekijät voivat olla tärkeitä eri suurkasviyhteisöissä tai eri habitaateilla, tutkin vertailuyhteisöjä, tyypittelytekijöiden toimivuutta ja suurkasviyhteisöjä kuvaavien muuttujien vaihtelua erikseen a) suvantojen ja koskien yhdistetyllä, koko jokikohteen lajiaineistolla, b) putkilokasvi- ja c) sammalaineistolla sekä erikseen d) suvanto- ja e) koskihabitaatilla.

Aineisto tutkielmaa varten kerättiin kesien 2009 ja 2010 aikana Suomen ympäristökeskuksen maa- ja metsätalouden kuormituksen vesistövaikutuksia selvittävässä projektissa (ns. MaaMet-seuranta).

2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1. Ekologinen tila ja sen arviointi

Vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisessa ekologisen tilan arvioinnissa käytetään vertailuololähestymistapaa. Siinä tilaa arvioidaan vesimuodostuman yhteisöjen poikkeamalla mahdollisimman luonnontilaisen, saman vesimuodostumatyyppin yhteisöistä (Anonyymi 2000). Kun yhteisöjen luonnollinen vaihtelu tunnetaan, voidaan tunnistaa ne vesimuodostumat, joiden yhteisöihin ihmistoiminta on vaikuttanut. Lisäksi voidaan arvioida muutoksen suuruutta ja suuntaa vertaamalla muuttunutta yhteisöä mahdollisimman luonnontilaisiin yhteisöihin (Stoddard ym. 2006).

Virtavesien ekologisen tilan arvioinnissa käytettäviä biologisia laatutekijöitä ovat suurkasvien osalta niiden taksonikoostumus ja runsaussuhteet (VPD, liite V). Ekologinen tila luokitellaan viisiportaisella asteikolla erinomaiseksi, hyväksi, tyydyttäväksi, välttäväksi tai huonoksi. Erinomaisessa ekologisessa tilassa olevan vesimuodostuman suurkasvien taksonikoostumuksen tulisi vastata ”täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita” eikä suurkasvilajien keskimääräisissä runsaussuhteissa tulisi olla ihmisen toiminnan aiheuttamia muutoksia. Minimitavoitetilaa vastaavassa hyvässä ekologisessa tilassa olevan vesimuodostuman laatutekijöissä puolestaan on vain vähäisiä ihmistoiminnan aiheuttamia muutoksia (Anonyymi 2000).

2.2. Jokien tyypittely

Ekologisen tilan arviointia varten vesimuodostumat jaetaan ominaisuuksiensa perusteella pintavesityyppeihin (Anonyymi 2000). Ekologisen tilan luokittelussa jokien tyypittelyn tarkoituksena on vähentää eliöyhteisöjen luonnollista vaihtelua kunkin tyyppin sisällä ja näin tarkentaa vertailuolosten määrittelyä (Hawkins ym. 2010). Tyypittelyn tulisi jakaa pintavedet eliöstöltään luontaisesti samanlaisiin ryhmiin (Hawkins ym. 2010). Vertailuolosten ja tilaluokittelun luotettavuus ovat vahvasti yhteydessä siihen, miten samankaltaisia luonnontilaiset yhteisöt ovat kunkin pintavesityypin sisällä (Vuori ym. 2006). Jotta kukin vesimuodostuma voitaisiin sijoittaa alkuperäiseen luontaiseen tyyppiinsä ihmistoiminnasta huolimatta, ja jotta ihmistoiminnan vaikutus pystyttäisiin havaitsemaan, tyypittelyn tulee perustua vesimuodostumien ja niiden valuma-alueiden ominaisuuksiin, joita ihminen ei muuta.

Euroopan Unionin vesipolitiikan puitedirektiivi (VPD) tarjoaa kaksi eri mahdollisuutta virtavesien tyypittelyyn (Anonyymi 2000). A-järjestelmässä pintavesien jaottelu eri tyyppisiin tehdään erikseen kunkin Euroopan luonnonmaantieteellisen alueen sisällä. Suomi on Luoteis-Lappia lukuun ottamatta Fennoskandian kilven luonnonmaantieteellistä aluetta. Luoteis-Lapin alue kuuluu Pohjoiseen ylänköön. Alueiden

sisällä joet tyypitellään korkeussuhteiden, valuma-alueen koon ja geologian perusteella. Korkeussuhteiden mukaan jaotellaan ylänköjen (> 800 m mpy), keskitason (200–800 m mpy) ja alavat (< 200 m mpy) joet. A-järjestelmässä pienet joet ovat valuma-alueen pinta-alaltaan 10–100 km², keskisuuret 100–1000 km², suuret 1000–10000 km² ja erittäin suuret > 10000 km². Geologian perusteella tulisi erotella kalkkipitoiset, kvartsipitoiset ja orgaaniset joet.

B-järjestelmä on vaihtoehtoinen tyypittelyjärjestelmä, jolla on saavutettava vähintään sama erottelutarkkuus kuin A-järjestelmän tyypittelyllä (Anonyymi 2000). Tätä voidaan tulkita niin, että B-järjestelmässä olisi oltava vähintään yhtä paljon tyyppisiä kuin A-järjestelmässä. Toinen, tavoitteen kannalta merkityksellisempi tulkinta on se, että luokittelumuuttujien vertailuarvojen tulisi olla vähintään yhtä tarkasti määritelty ja että muuttuneet joet tulisi siten voida erottaa B-tyypittelyä käytettäessä yhtä herkästi kuin A-tyypittelyä käytettäessä (Tolonen ym. 2005). B-järjestelmän pakollisia tyypittelytekijöitä ovat korkeus merenpinnasta, leveys- ja pituusaste, geologia ja joen koko. Valinnaisia tekijöitä ovat mm. etäisyys joen alkupisteestä, keskimääräinen vedenpinnan leveys, keskimääräinen syvyys sekä pääuoman ja jokilaakson muoto.

Suomen kansallisessa jokityypittelyssä virtavedet jaetaan vesienhoitoa varten tyypeihin valuma-alueen koon ja maaperän laadun sekä joen sijainnin mukaan (Anonyymi 2004, Ympäristöministeriö 2006). Pienet joet ovat valuma-alueeltaan < 100 km², keskisuuret 100–1000 km², suuret 1000–10000 km² ja erittäin suuret > 10000 km². Pienet, keskisuuret ja suuret joet jakautuvat turvemaiden, kangasmaiden ja savimaiden jokiin. Joki katsotaan kuuluvaksi turvemaiden jokiin, mikäli turvemaiden osuus valuma-alueesta ylittää 25 % tai jos yläpuolisen järven luontainen väriarvo on > 90 mg Pt l⁻¹. Kangasmaiden jokien valuma-alueen turvemaan osuus on vastaavasti < 25 % tai yläpuolisen järven luontainen väriarvo < 90 mg Pt l⁻¹. Savimaiden jokien valuma-alueilla savimaat tai muut hienoaineksia sisältävät maat vaikuttavat huomattavasti veden ravinteisuuteen tai muihin ominaisuuksiin (Ympäristöministeriö 2006). Erittäin suurissa joissa erotetaan vain turvemaiden ja kangasmaiden jokityypit. Sijainti ja korkeus merenpinnasta on otettu vain epäsuorasti huomioon tyypittelemällä erikseen Pohjoisella ylängöllä sijaitsevat Pohjois-Lapin joet, joiden valuma-alue on suurimmaksi osaksi metsärajan yläpuolella.

Suomen virtavesien tyypittelyn kehittämisen taustalla on tutkimustietoa lähinnä pohjaeläinten käytöstä ekologisen tilan arvioinnissa (Hämäläinen ym. 2007). Tyypittelyn avulla voidaan merkittävästi kontrolloida kala- ja pohjaeläinyhteisöjä kuvaavien muuttujien luonnollista vaihtelua (Hämäläinen ym. 2007, Aroviita ym. 2008, Vehanen ym. 2010). Suurkasvien osalta ei kuitenkaan tiedetä, ryhmittäytyvätkö luonnontilaiset yhteisöt Suomen kansallisten jokityyppien mukaisesti tai auttaako tyypittely ylipäättään suurkasviyhteisöjen jokien välisen luonnollisen vaihtelun hallitsemisessa. Koska ympäristötekijät vaikuttavat eri eliöyhteisöihin eri tavalla, on myös mahdollista, että yksi ns. *a priori* tyypittelyjärjestelmä ei sovellu kaikille eliöryhmille (Mazor ym. 2006, Mykrä ym. 2009). Karkeaan jaotteluun perustuvista *a priori* tyypittelyjärjestelmistä ollaankin yhä enemmän siirtymässä jatkuviin ympäristömuuttujiin perustuvaan mallintamiseen, jossa vertailuyhteisöt pyritään ennustamaan kullekin yksittäiselle vesimuodostumalle erikseen (Hawkins ym 2010, Aguiar ym. 2011).

2.3. Virtavesien suurkasvit

Wetzel (1983) määrittelee suurkasveiksi vedessä kasvavat putkilokasvit, sammalet sekä makro- eli suurlevät. Linkolan (1933) määrittelyn mukaan vesikasveiksi luetaan vain vallitsevasti vedessä kasvavat lajit, mutta käytännössä Suomen vesikasviseurannoissa

otetaan huomioon myös joitakin useimmin rannalla tai vesirajassa tavattavia kasveja, jotka myös ajoittain kasvavat vedessä (Vuori ym. 2006). Näitä ovat mm. suursarat (*Carex* sp.). Suurkasvit ryhmitellään kasvutavan ja -paikan perusteella elomuotoihin (Wetzel 1983). Ilmaversoiset kasvit kasvavat vedessä tai rannan läheisyydessä ja ne ulottavat vartensa veden pinnan yläpuolelle. Kelluslehtisten kasvien, kuten lumpeiden, lehdet kelluvat veden pinnalla, kun taas uposlehtiset lajien koko verso on veden pinnan alla. Pohjalehtiset kasvavat aivan pohjan tuntumassa. Irtokellujat kelluvat pinnalla ja irtokellujat puolestaan ajelehtivät vapaana veden pinnan alla. Sammalet ja suurlevät ovat juurettomia ja ne kasvavat usein kovilla pinnoilla, kuten koskikivillä (Bowden ym. 2006). Sammalet kiinnittyvät kasvualustaansa ritsoidien, suurlevät sekovartensa avulla.

Virtavesien suurkasvit voidaan jaotella myös yksinkertaisemmin aitoihin uposkasveihin (obligate submerged plants), vesikasveihin, jotka pystyvät kasvamaan sekä maalla, että vedessä (amphibious plants) sekä maakasveihin (terrestrial plants), jotka ajoittain kasvavat myös vedessä (Riis ym. 2001). Nämä ryhmät sijoittuvat uomassa vyöhykkeittäin. Maakasvilajit ovat vallitsevia aivan matalimmassa vedessä, mutta vähenevät huomattavasti kun veden syvyys on yli 20 cm. Myös amfibit lajit kasvavat törmän läheisyydessä, mutta ne kasvavat usein maalajeja syvemällä ja joskus myös kokonaan upoksissa. Aidot uposkasvit kasvavat veden alla ja niitä tavataan hyvin harvoin rantatörmällä (Riis. ym. 2001).

Kasvilajin esiintymiseen tietyllä paikalla vaikuttavat sekä kasvuympäristön paikalliset olosuhteet että lajien levittäytymisedellytykset (Keddy 1976, Riis ym. 2001). Yhteisöjen muotoutumiseen vaikuttaa lisäksi lajien välinen vuorovaikutus, kuten kilpailu (Barrat-Segretain 1996). Matalassa vedessä kasvavat lajit levittäytyvät uomaan usein törmän populaatioista (Riis ym. 2001) ja niiden onkin todettu palautuvan uomaan nopeasti häiriön, esimerkiksi joen kunnostuksen, jälkeen (Henry & Amoros 1996). Upoksissa kasvavista lajeista monet levittäytyvät pääasiassa virran mukana kulkeutuvien siementen tai kasvullisten osien avulla (Sand-Jensen ym. 1999, Riis ym. 2001).

Tärkeimpiä suurkasvien esiintymiseen vaikuttavia paikallisia tekijöitä ovat valon määrä, pohjan materiaali, virtausnopeus, ravinteet ja veden lämpötila (Carr ym. 1997). Tärkein yksittäinen tekijä riippuu kunkin paikan ominaisuuksista (Scott ym. 2002). Tekijät vaikuttavat toinen toisiinsa: virran nopeus vaikuttaa pohjan raekokoon sekä sedimentin pidättymiseen, pohjan kaltevuus puolestaan vaikuttaa virran nopeuteen (esim. Janauer 2001). Koska suurkasvit ovat paikallaan pysyviä, ne ovat hyvin riippuvaisia paikallisista ympäristötekijöistä ja siten ne saattavat olla esimerkiksi pohjaeläimiä haavoittuvampia lähielinympäristön muutoksille (Pinto ym. 2006). Kuitenkin eri suurkasvilajien vaste elinympäristön muutoksiin voi poiketa paljon toisistaan.

Suurkasviyhteisöille on ominaista niiden muuttuminen ylävirran pienistä, varjoisista puroista alavirran suurempiin ja ravinteisimpiin, hitaasti virtaaviin uomiin (Baattrup-Pedersen ym. 2006). Ylävirran pienissä, usein kaltevissa virtavesissä lajimäärä on pieni ja niitä hallitsevat sammalet peittävinä kasvustoina. Monet vesisammalet pystyvät yhteyttämään vähäisessäkin valossa (Riis & Sand-Jensen 1997) ja siksi ne viihtyvät hyvin myös varjoisissa uomissa (Baattrup-Pedersen ym. 2006). Sammalten esiintymiseen virtavesissä vaikuttavat paikalliset tekijät, ennen kaikkea pohjan materiaalin pysyvyys (Muotka & Virtanen 1995). Sammalet pystyvät kasvamaan kovassakin virrassa ja ne ovat vallitsevia kasveja koskissa (Sirjola 1969). Ne pystyvät hyvin kiinnittymään kovalle, vakaalle alustalle, mutta eivät kykene tehokkaasti kilpailemaan elintilasta putkilokasvien kanssa siellä, missä juurtuminen on mahdollista (virranopeus pienempi ja joen pohja pehmeä) (Westlake 1975). Sammalten lajimäärää virtavesissä on suurimmillaan koskissa,

joiden syvyys vaihtelee ja joissa pohjan materiaali koostuu monenkokoisista kivistä. Näin paikalla viihtyvät sekä aidot vesisammalet että vedenvaihteluvyöhykkeessä ja aivan sen yläpuolella kasvavat lajit (Muotka & Virtanen 1995).

Alavien maiden suurissa joissa puolestaan putkilokasvien lajimäärä on suuri ja niitä on runsaasti (Baattrup-Pedersen ym. 2006). Tämä johtuu suuremman ravinnepitoisuuden ja hitaamman virrannopeuden lisäksi uoman suuremmasta valon määrästä. Valo vaikuttaa voimakkaasti putkilokasvien runsauteen ja esiintymiseen, ja sen puute rajoittaa kasvua (Carr ym. 1997). Ravinteet eivät yleensä ole tärkein virtavesien putkilokasveja rajoittava tekijä (Bowden ym. 2006), koska veteen sopeutuneiden putkilokasvien ravinteiden ja hiilen otto voi tapahtua sekä juurten, että lehtien avulla (Wetzel 1983) ja koska uusia ravinteita kulkeutuu jatkuvasti virran mukana. Toisin kuin sammalet, putkilokasvit kasvavat hyvin harvoin nopeassa ($> 0,6 \text{ m s}^{-1}$) virrassa ja ne suosivat hitaita virrannopeuksia ($0-0,4 \text{ m s}^{-1}$, French & Chambers 1996). Lisäksi virrannopeuden vaihtelu ja häiriöiden toistuvuus vaikuttavat yhteisöihin (Riis & Biggs 2003).

Suurkasvit muokkaavat elinympäristöään. Koska suurkasvit pidättävät hienojakoista ainesta ja hidastavat virrannopeutta, niiden kasvustot edistävät uusien suurkasvien kolonisaatiota ja vanhojen eloonjäämistä (French & Chambers 1996). Koskikivillä paksuina mattoina kasvavat sammalet toimivat elinympäristönä jokien selkärangattomille pohjaeläimille: näkinsammalet (*Fontinalis* sp.) ja purosammalet (*Hygrohypnum* sp.) tarjoavat suojaisan elinympäristön, jossa virrannopeus on pienempi ja ravintoa paremmin saatavilla kuin paljaalla pohjalla (Suren ym. 2000).

Suomen virtavesissä esiintyviä makroleviä ovat mm. punaleviin kuuluvat *Lemanea*- ja *Batrachospermum*-sukujen levät (Eloranta & Kwadrans 2007). Punalevien (Rhodophyta) esiintymiseen virtavesissä vaikuttavat mm. valo, virran nopeus ja elinympäristön pysyvyys. Vaikka punalevät ilmentävät yleisesti hyvää veden laatua, on niillä todettu olevan laaja sietokyky erilaisille fysikaalisille ja kemiallisille ympäristömuuttujille (Eloranta & Kwadrans 2004). Muita Suomen makeissa vesissä esiintyviä makroskooppisia leviä ovat mm. rihmamaiset *Spirogyra*- ja *Oedogonium*-sukujen viherlevät (Eloranta & Kwadrans 1996).

2.4 Suurkasvit ekologisen tilan ilmentäjinä

Suurkasvien käyttöä jokien ekologisen tilan arvioinnissa rajoittaa niiden pieni lajimäärä esim. pohjaeläimiin verrattuna (Hayry 1996). Häiriön aiheuttaman muutoksen havaitsemista vaikeuttaa edelleen suurkasviyhteisöjen suuri luonnollinen vaihtelu (Dodkins ym. 2005), joka johtuu osittain paikallisten ympäristötekijöiden (mm. syvyys, virran nopeus) eroista elinympäristöjen välillä (French & Chambers 1996). Lisäksi virtavedet ovat ajallisesti hyvin vaihtelevia elinympäristöjä: mm. veden virtausnopeus vaihtelee vuodenaikojen ja sään mukaan. Tästä johtuen myös ajallinen vaihtelu suurkasviyhteisöissä voi olla suurta (Dodkins ym. 2005). Toivonen & Huttunen (1995) kuitenkin toteavat, että pitkäikäisytyensä (kuukausista useisiin vuosiin) vuoksi suurkasvit ilmentävät järvissä luotettavasti pitkän aikavälin muutoksia. Lisäksi kartoittajien väliset taito- ja tarkkuuserot lisäävät aineistossa havaittavaa vaihtelua (Dodkins ym. 2005).

Suomessa suurkasveja on käytetty aiemmin lähinnä järvien tilan seurannassa (Kurimo 1970, Toivonen & Huttunen 1995, Vuori ym. 2009). Jokien ekologisen tilan arvioinnissa niiden käyttöä rajoittaa toistaiseksi vähäinen kokemus, vertailuaineiston pienuus ja yhtenäisen maastomenetelmän puuttuminen. Virtavesien ekologisen tilan arviointia varten on siis suuri tarve yhtenäistää maastomenetelmiä ja aineiston käsittelyä. Menetelmän yhtenäistämiseksi oleellisia kysymyksiä ovat esim. vesi- ja rantakasvien

erottelu, tarkasteltavan lajiston rajaaminen ja taksonominen erottelutaso (Kuoppala ym. 2008). Esimerkiksi suurlevien huomioiminen ekologisen tilan arvioinnissa on haastavaa: vähäinen lajimäärä, esiintyvyys ja lajintunnistustaito sekä kattavan tiedon puute niiden levinneisyydestä (Eloranta & Kwadrans 2004, Koistinen 2010) vaikeuttavat levien käyttöä osana ekologisen tilan arviointia.

Alavien alueiden jokien vesikasvillisuudessa on havaittu selkeitä ja ennustettavia ihmisen aiheuttamia muutoksia (Demars & Harper 1998). Esimerkiksi Tanskassa jokien rehevöityminen ja luonnontilaisten elinympäristöjen häviäminen on johtanut huomattavaan vesikasvien lajimäärän vähenemiseen (Riis & Sand-Jensen 2001). Erityisesti upokasvien lajimäärä on taantunut. Lisäksi nopeasti levittäytyvät ja suuria ravinnepitoisuuksia sietävät lajit ovat runsastuneet viimeisen sadan vuoden aikana. Vuoristoisilla tai muilla vähälajisilla alueilla ihmisen aiheuttamien suurkasvillisuuden muutoksien havaitseminen on kuitenkin havaittu vaikeammaksi (Johnson ym. 2006).

Suurkasveihin vaikuttavat osittain eri luonnolliset ympäristötekijät kuin pohjaeläimiin ja kaloihin, joita on perinteisesti käytetty jokien tilan arvioinnissa (Heino ym. 2005, Mykrä 2006). On siis todennäköistä, että suurkasviyhteisöt reagoivat myös eri ihmisperäisiin stressitekijöihin kuin pohjaeläin- ja kalayhteisöt. Tästäkin syystä suurkasvit voivat tarjota lisätietoa jokien kokonaisvaltaisessa ekologisen tilan arvioinnissa (Mykrä ym. 2008).

Suurkasvit ovat herkkiä uoman rakenteellisille (morfologisille) muutoksille. Luonnontilainen uoma on usein monipuolinen ja pitää yllä vesistöjen ekolokerojen ja lajien monimuotoisuutta (French & Chambers 1996, O'Hare ym. 2006). O'Hare ym. havaitsivat sammalten, kuten isonäkinsammalten (*Fontinalis antipyretica*), ilmentävän uoman rakenteen luonnontilaisuutta. Sammalten runsaudet alavien maiden muutetuissa uomissa olivat sitä pienempiä, mitä pienempi niiden pohjan raekoko oli ja mitä yksipuolisempia uomat olivat rakenteellisesti (O'Hare ym. 2006). Portugalissa virtavesien suurkasviseurannoissa otetaan huomioon myös joen uoman vierellä kasvavia maakasveja, koska ne reagoivat voimakkaasti uoman rakenteen ja virtauksen muutoksiin (Kuoppala ym. 2008).

Monissa Euroopan maissa jokien ekologisen tilan arvioinnissa käytettävät biologiset muuttujat perustuvat suurkasvien trofiavaatimukseen ja lajien kykyyn sietää vesimuodostumien rehevöitymistä (Birk ym. 2006). Esimerkiksi Isossa Britanniassa ekologisen tilan arvioinnissa on käytössä Mean Trophic Rank -indeksi, joka heijastaa veden ravinteisuutta (Demars & Harper 1998, Holmes ym. 1999). Suurkasvien onkin todettu ilmentävän erityisen hyvin rehevyyttä ja veden laatua (Fabris ym. 2009, Królak ym. 2009). Myös Suomessa on havaittu lajien runsauksien ja eri elomuotojen suhteiden ilmentävän hyvin järvien rehevyyttä (Toivonen & Huttunen 1995).

Vaikka suurkasvit ilmentävätkin selkeimmin vesistöjen rehevyyttä, vesiputedirektiivin mukaan vesimuodostuman ekologista tilaa ei kuitenkaan määrää suurkasvien ilmentämä rehevyystaso, vaan suurkasvien taksonikoostumuksen ja runsaussuhteiden poikkeama vertailuyhteisöistä (Anonyymi 2000). Jokien rehevöitymisen arviointiin kehitetyt suurkasvi-indeksit eivät välttämättä ole toimivia mittareita vesikasviyhteisöjen ekologisen tilan arviointiin. Etelä-Saksassa tehdyssä tutkimuksessa vertailtiin kahden eri biologisen muuttujan, referenssi-indeksin (RI) ja TIM:in (Trophic Index of Macrophytes) välisiä eroja (Fabris ym. 2009). Referenssi-indeksi perustuu lajien jokityyppikohtaiseen jaotteluun vertailuaineistossa yleisiin ja harvinaisiin lajeihin. TIM puolestaan on vesimuodostuman rehevyystason arviointiin kehitetty muuttuja ja perustuu yksittäisten lajien trofiavaatimukseen. Fabris ym. havaitsivat, että TIM heijasti kylläkin

veden fosforipitoisuuden muutoksia, mutta ei reagoanut muihin ihmisen aiheuttamiin muutoksiin suurkasviyhteisöissä. Sen sijaan tutkittavan yhteisön poikkeamaa vertailuyhteisöstä mittaava RI reagoi eri paineisiin, mm. hakkuista johtuvan uoman varjoisuuden vähenemiseen ja patoamisen aiheuttamaan veden virtauksen muutoksiin.

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

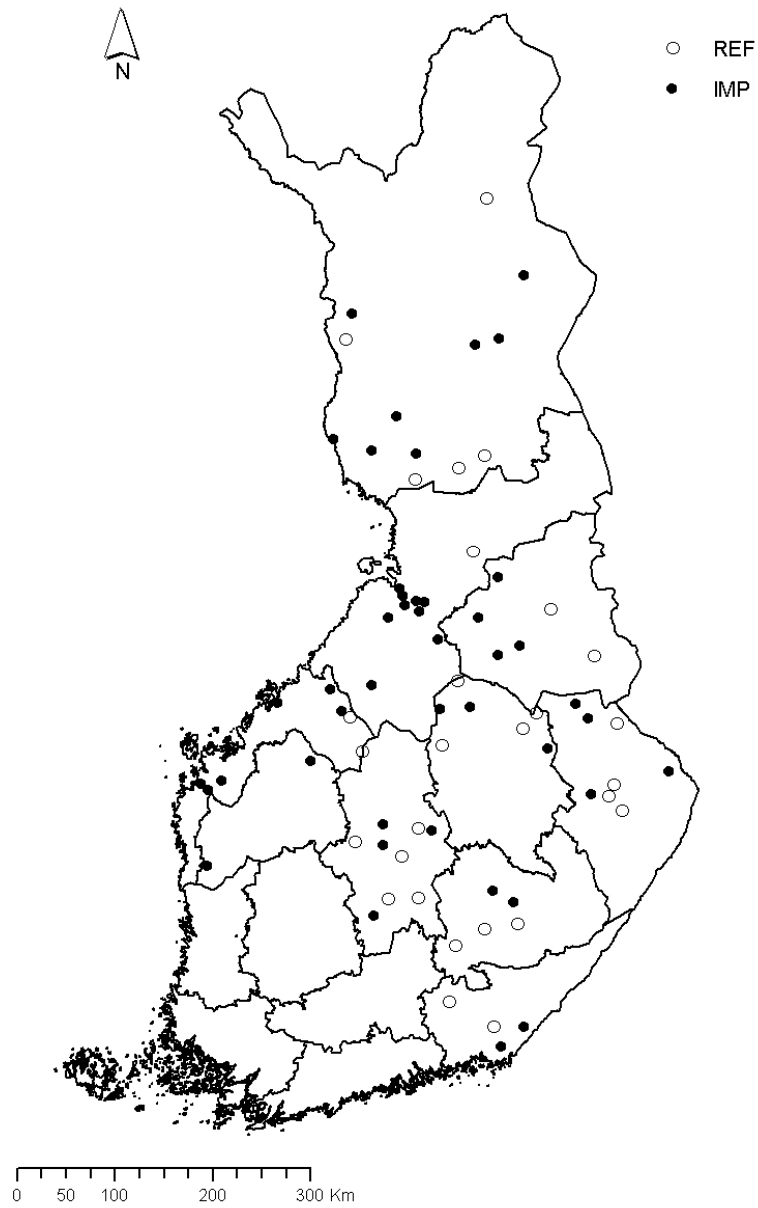
3.1. Tutkimusjoet

Aineisto kerättiin kesien 2009 ja 2010 aikana Suomen ympäristökeskuksen maa- ja metsätalouden kuormituksen vesistövaikutuksia selvittävässä projektissa (ns. MaaMet-projekti). Yhteensä kartoitettiin 61 maa- ja metsätalouden vaikutuksen alaista jokikohdetta eri puolilta Suomea. Kohteet valittiin seurantaan alueellisten ympäristökeskusten ehdottamien jokien joukosta. Kesällä 2010 tutkittiin 28 kohdetta, jotka edustavat vertailujokia (Kuva 1). Vertailujoiksi valittiin mahdollisimman luonnontilaisia jokia valuma-alueen maankäytön ja asiantuntija-arvion perusteella. Vertailujoet valittiin edustamaan samoja jokityyppejä samoja alueita kuin MaaMet-jokikohteet. Tutkielmaani varten aineistosta jätettiin mittausvirheen vuoksi pois kaksi pientä kangasmaiden jokikohdetta ja yksi keskisuuri kangasmaiden jokikohde. Lisäksi savimaiden jokia edustavat kohteet (14 kpl) jätettiin pois, koska niille ei ollut vertailupaikkoja. Näin tutkielmaani valittiin yhteensä 72 pieniä, keskisuuria sekä suuria turve- ja kangasmaiden jokia edustavaa kohdetta (Taulukko 1).

Vertailujokien pinta-alasta 1,8 % (vaihteluväli 0-7,1) ja maa- ja metsätalouden kuormittamien jokien pinta-alasta 5,7 % (0-19,7) oli peltoja (Liite 1). Laitumia, muuta maatalousmaata ja turvetuotantoa oli sekä vertailujokien, että kuormitettujen jokikohteiden valuma-alueen pinta-alasta keskimäärin alle yksi prosenti. Muun ihmistoiminnan osuus vertailujokien valuma-alueiden maankäytöstä oli 2,0 % (0,1-6,2) ja MaaMet-jokien valuma-alueiden maankäytöstä 1,6 % (0-5,4). Keskimääräinen metsien osuus valuma-alueesta oli samaa luokkaa vertailukohteilla (58,4 %, 29,6-79,6) sekä MaaMet-kohteilla (56,5 %, 26,7-79,4).

Taulukko 1. Jokityyppikohtaiset vertailukohteiden (REF) sekä maa- ja metsätalouden vaikutuksen alaisten kohteiden (IMP) kartoitusten määrät kokonaisuudessaan ja habitaattityypeittäin (suvanto, koski tai molemmat). Pt = pienet turvemaiden joet, Pk = pienet kangasmaiden joet, Kt = keskisuuret turvemaiden joet, Kk = keskisuuret kangasmaiden joet, St = suuret turvemaiden joet, Sk = suuret kangasmaiden joet.

	Kohteet N		Suvanto N		Koski N		Mol. hab. N	
	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
Pt	8	10	5	9	8	10	5	9
Pk	5	4	5	4	5	4	5	4
Kt	7	26	7	24	7	24	7	22
Kk	4	2	3	2	4	2	3	2
St	1	1	1	1	1	1	1	1
Sk	3	1	2	1	3	1	2	1
Yhteensä	28	44	23	41	28	42	23	39

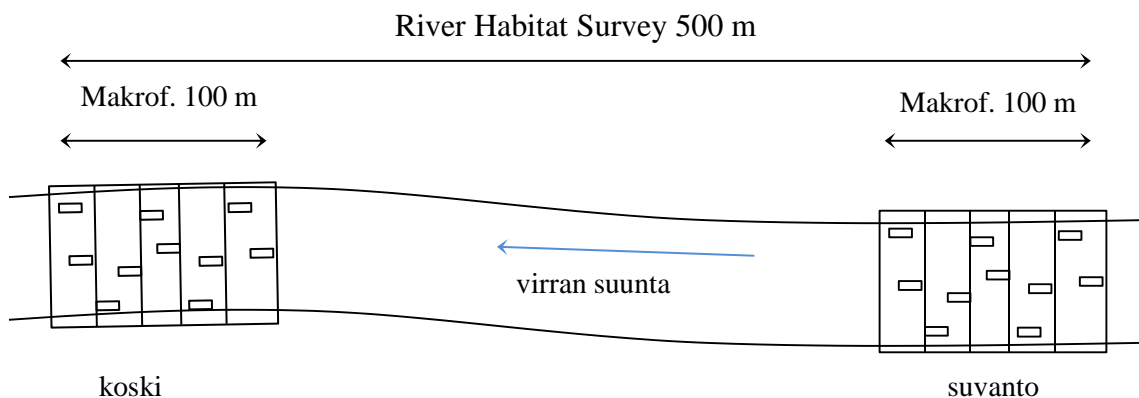


Kuva 1. Vertailujokien (REF) ja maa- ja metsätalouden vaikutusten alaisten jokikohteiden (IMP) sijainnit (Liite 2). Kartalla on Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskusten rajaamat alueet.

3.2. Maastomenetelmät

Suurkasvikartoituksissa käytetty menetelmä on standardin SFS-EN 14184 (Anonyymi 2003a) mukainen. Kartoitukset toteutettiin 100 m:n kokonaisuuksina (Kuva 2). Jokaisesta kohteesta pyrittiin tekemään kaksi 100 m:n uomajaksokartoitusta, toinen virta-, toinen suvantopaikalta. Kaikilla kohteilla ei kuitenkaan ollut molempia habitaattityyppejä (Taulukko 1), jolloin tehtiin kaksi saman habitaattityypin kartoitusta. Mikäli analyyseissä tai luokittelumuuttujien laskennassa käytettiin koko kohteen aineistoa, otettiin niissä mukaan vain ne joet, joista oli sekä kosken, että suvannon kartoitus.

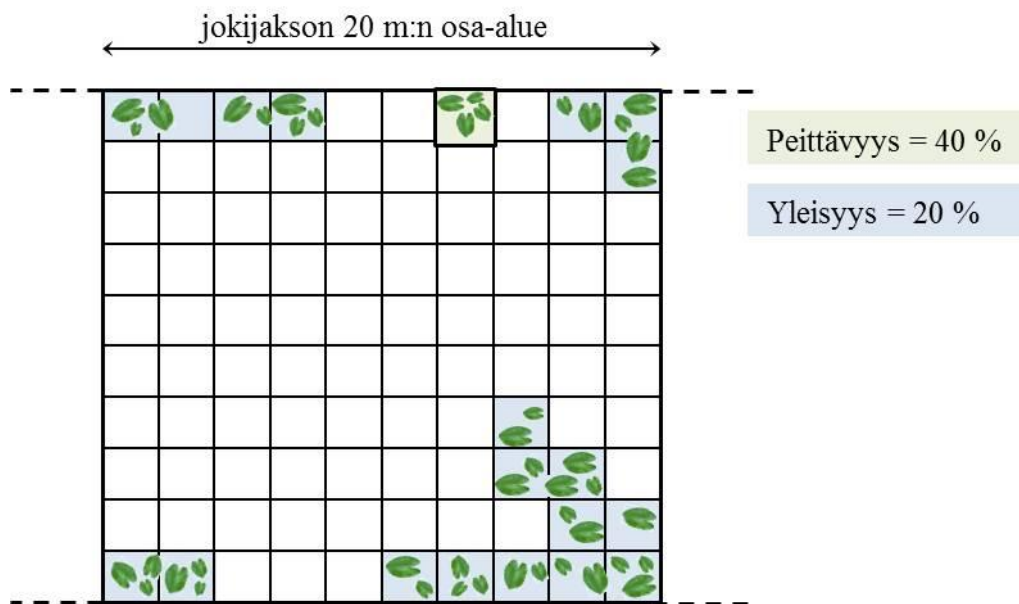
Kartoitukset keskitettiin vain itse jokiuomaan, mukaan lukien kivien vedenpinnan yläpuoliset osat. Sen sijaan rannan ja törmän kasvillisuus jätettiin tarkastelun ulkopuolelle. Sadan metrin jokijakso jaettiin viiteen 20 m osa-alueeseen, joilta jokaisen kasvilajin yleisyys ja peittävyys arvioitiin prosenttasteikolla. Peittävyys tarkoittaa peittävyttä neliometrillä lajin tyypillisessä kasvustossa tutkitulla osa-alueella (Kuva 3). Yleisyys saatiin arvioimalla 20 m osa-alueelta, monellako pinta-alaosuudella (%) laji esiintyy. Siemenkasvien eri elomuotojen peittävyys arvioitiin erikseen (Riihimäki 2010). Sammallajisto arvioitiin erillisiltä 1 × 2 m ruuduilta, joita sijoitettiin tutkittavalle 100 m:n jokiosuudelle 10 kpl vuorotellen uoman reunaan ja keskelle, mahdollisuuksien mukaan vuorotellen kummallekin uoman reunalle. Ruudut sijoitettiin systemaattisesti 10 m:n välein, alkaen 5 m:n etäisyydestä 100 m koealan alarajasta. Jokaisen sammallajin runsaus arvioitiin peittävyysnä kultakin ruudulta. Mikäli lajia ei pystytty määrittämään maastossa, siitä otettiin näyte myöhempää määrittystä varten. Putkilokasvit ja sammalet pyrittiin määrittämään lajitasolle. Tämä ei kuitenkaan aina ollut mahdollista puuttuvien kukintojen, eri lajien risteymien (putkilokasvit) tai pienten/huonojen näytteiden (sammalet) vuoksi.



Kuva 2. Suurkasvikartoituksen maastomenetelmä (Riihimäki 2010 mukaan). Kustakin kohteesta tehtiin kaksi 100 metrin suurkasvikartoitusta, toinen virta-, toinen suvantopaikalta. River Habitat Survey -menetelmällä (RHS) kerättiin tietoa jokijaksojen habitaattien laadusta ja rakenteellisesta muuttuneisuudesta. Kunkin jokijakson koski- ja suvantotarkastelu pyrittiin sijoittamaan 500 m pituiselle jaksolle, jossa RHS tehtiin.

Jokijaksojen habitaattien laadusta ja rakenteellisesta muuttuneisuudesta kerättiin tietoa englantilaisella River Habitat Survey -menetelmällä (RHS; Raven ym. 1998) ja sitä täydentävällä kotimaisella "HyMo-arvioinnilla" (Liite 3). Kunkin jokijakson tutkittu koski ja suvanto pyrittiin sijoittamaan 500 m pituisen RHS-kartoituksen sisälle (Kuva 2). RHS-menetelmässä arvioidaan kymmeneltä, 50 m välein sijoitetulta tarkastelupaikalta mm. joen törmän aines ja kasvillisuuden monimuotoisuus, törmän ja uoman muuttuneisuus, uoman pohja-aines ja erityispiirteet sekä törmän maankäyttö. RHS:n avulla laskin jokijakson rakenteen luonnontilaisuutta kuvaava indeksin, "Habitat Quality Assessment" (HQA) ja hydrologis-morfologista muuttuneisuutta kuvaavan pisteytyksen "Habitat Modification

Score” (HMS, Raven ym. 1998). Hymo-arvioinnissa samoilta 50 m välein sijoitetuilta paikoilta arvioitiin lehvästön keskimääräinen peittävyys prosentteina sekä pohjan liettyminen ja uoman hienojakoinen puuaines (läpimitta < 10 cm) (molemmat asteikolla 0 = puuttuu, 1 = vähän, 2 = runsaasti). Lisäksi Hymo-lomakkeeseen merkittiin tarkastelupisteiden väleiltä mm. uoman perkaukset (0 = luonnontilainen, 1 = lievä muutos, 2 = voimakas muutos), hakkuut, arvio uomassa olevan isokokoisin puuaineksen (läpimitta > 10 cm) määrästä, uoman säännöstely ja uomaan laskevien ojien lukumäärä. Analyysijä varten Hymo-arvioinneista laskettiin seuraavat 500 m:n uomajaksoa kuvaavat muuttujat: puunkappaleiden lukumäärä, hienojakoisen puuaineksen määrä (yksittäisten tarkastelupisteiden arviointien summa), uomaan laskevien ojien kokonaismäärä, varjostuksen keskiarvo, perkausten voimakkuus (yksittäisten tarkasteluvälien arviointien summa) ja liettymisen voimakkuus (yksittäisten tarkastelupisteiden arviointien summa).



Kuva 3. Putkilokasvien peittävyuden ja yleisyyden arviointi kartoitettavan jokijakson 20 m:n osa-alueelta (Kuoppala ym. 2008 mukaan). Peittävyuden määrittämiseksi kartoittajan on ensin valittava lajille tyypillinen kasvusto osa-alueella ja sen jälkeen arvioitava kasvuston pinta-alaosuus neliometrillä. Yleisyys saadaan arvioimalla 20 m osa-alueelta, monellako pinta-alaosuudella (%) laji esiintyy. Kuvan esimerkissä laji esiintyy 20 osa-alueella 100:sta, joten lajin yleisyydeksi saadaan $(20/100) \cdot 100 \% = 20 \%$ ja peittävyudeksi puolestaan lajille tyypilliseksi arvioidun kasvuston pinta-alaosuus neliometrillä $(0,4 \text{ m}^2 / 1 \text{ m}^2) \cdot 100 \% = 40 \%$.

3.3. Taustamuuttuja-aineisto

Jokien vedenlaatutiedot kokosin ympäristöhallinnon Hertta-tietokannasta. Valitsin vedenlaatua edustavan mittauspisteen mahdollisimman läheltä varsinaista tutkimuspaikkaa. Mittauspisteitä valitessa tarkistin, ettei vedenlaadun mittauspisteen ja tutkimuspaikan välillä ole pistekuormitusta tai jokeen laskevaa suurta sivu-uomaa. Vedenlaatumuuttujista analyysieihin valittiin ne, joista oli kattavasti mittauksia (alkaliniteetti [mmol l^{-1}], ammonium-tyyppi [$\mu\text{g l}^{-1}$], fosfaatti-fosfori [$\mu\text{g l}^{-1}$], kiintoaine [mg l^{-1}], kokonaisfosfori [$\mu\text{g l}^{-1}$], kokonaistyyppi [$\mu\text{g l}^{-1}$], nitriitti-nitraatti tyypinä [$\mu\text{g l}^{-1}$], pH, rauta [$\mu\text{g l}^{-1}$], sameus [TUA FNU], sähkönjohtavuus [mS m^{-1}] ja väriluku [mg Pt l^{-1}]). Joitakin vedenlaatutietoja kuitenkin puuttui muutamilta tutkimuspaikoilta, jolloin puuttuvat arvot korvattiin estimaateilla, jotka saatiin muihin vedenlaatumuuttujiin perustuvilla regressiomalleilla (Liite 4). Vedenlaatutiedoista laskettiin kartoitusvuoden ja sitä edeltävän vuoden keskiarvot, joiden keskiarvoa käytettiin analyyseissä lopullisena muuttujan arvona. Veden

happamuuden (pH) osalta keskiarvojen sijasta käytettiin minimiarvoa. Mikäli tietoja ei ollut näiltä vuosilta, käytettiin aikaisempien vuosien mittaustuloksia.

Juha Riihimäki Suomen Ympäristökeskuksesta määrittä valuma-alueiden maankäyttötiedot. Jokien valuma-alueiden rajaamiseen käytettiin ArcGIS 9.3 -ohjelmaa. Kohteiden valuma-alueiden määrittelyt perustuvat 3. jakotason valuma-aluejakoon, DEM 25 korkeusmalliin sekä vesistötietoihin (rantaviiva 1:250000). Mikäli kohde oli alle 200 m etäisyydellä 3. jakotason purkupisteestä, rajattiin valuma-alueeksi valmiit purkupisteet yläpuoliset 3. jakotason valuma-alueet. Jos tutkimuspaikka puolestaan oli yli 200 m etäisyydellä purkupisteestä, rajattiin valuma-alue korkeusmallia ja rantaviivatasoa käyttäen ArcGIS 9.3 -ohjelman ja sen Spatial Analyst -työkalun avulla. Valuma-alueiden maankäyttötiedot perustuvat Corine Landscape Cover 2000 -aineistoon, suomaskiin (MTK Suot, 25 m) ja kalliomaskiin (MTK Kalliot, 25 m). Maankäyttötietojen avulla saatiin kunkin tutkimuspaikan valuma-alueen pinta-ala, korkeus merenpinnasta sekä etäisyys yläpuoliseen järveen. Maankäyttötiedoista laskettiin järvien, turvemaiden, peltojen, laidunmaiden, muiden maatalousmaiden (hedelmäpuu- ja marjapensasviljelmät sekä pienipiirteinen maatalousmosaiikki), metsäojitusten, turvetuotannon, kivennäismaiden harvapuustoisten alueiden sekä metsien osuudet kunkin joen valuma-alueen kokonaispinta-alasta. Turvemaihin laskettiin kuuluvaksi metsät turvemaalla, harvapuustoiset alueet turvemaalla, avosuot ja turvetuotantoalueet. Metsiksi laskettiin alueet, joiden latvuspeitto > 30 % ja ne eroteltiin metsiin kivennäismaalla, metsiin turvemaalla, metsiin kalliomaalla sekä lehtimetsiin, havumetsiin ja sekametsiin. Harvapuustoisiksi alueiksi laskettiin ne, joiden latvuspeitto oli < 30 %. Lisäksi maankäyttötiedoista laskettiin muun ihmistoiminnan (asuinalueet, teollisuuden ja palveluiden alueet, liikennealueet, satama-alueet, lentokentät, maa-aineksenottoalueet, kaatopaikat, rakennustyömaat, taajamien viheralueet, puistot, kesämökit, urheilu- ja vapaa-ajan toiminta -alueet, golfkentät, raviradat) osuus valuma-alueella.

3.4. Tilastolliset yhteisöanalyysit

Yhteisöjen vaihtelun ja ryhmittymisen tarkasteluun käytin epämetristä moniulotteista pisteytystä (nonmetric multidimensional scaling, NMS -ordinaatioanalyysi, Kruskal 1964). NMS-analyysin tuloksena saatavassa diagrammissa yhteisöä kuvaavien paikkapisteiden etäisyydet vastaavat mahdollisimman hyvin yhteisöjen välisiä laskennallisia etäisyyksiä. NMS perustuu etäisyyksien järjestyslukuuihin ja se soveltuu hyvin aineistoille, jotka eivät ole normaalisti jakautuneita tai jatkuvia (McCune & Grace 2002). NMS-ordinaatiossa akselit eivät edusta suurimman vaihtelun suuntaa, kuten esimerkiksi pääkomponenttianalyysissä, vaan yhteisöä kuvaavat paikkapistet sijoittuvat yhteisöjen samankaltaisuuden mukaisesti paikkoihin ”satunnaisessa” ordinaatioavaruudessa, jonka akselien suunta suhteessa paikka-avaruuteen vaihtelee iteraatiosta toiseen (McCune & Grace 2002). NMS-analyysi antaa tuloksessa stressiarvon, joka mittaa sitä, miten hyvin saatu k-ulotteinen ordinaatoratkaisu toistaa alkuperäisen p-ulotteisen yhteisöavaruuden (laskennalliset yhteisöetäisyydet, ks. alla).

Ordinaatiossa tarkastelin, järjestyvätkö vertailupaikat jokityyppien mukaisesti ja korreloiko yhteisövaihtelu (paikkojen akselipistearvot) tyyppitelymuuttujien (valuma-alueen koko, turvemaiden osuus valuma-alueella) tai muiden vertailujokien luontaisia piirteitä kuvaavien muuttujien (korkeus merenpinnasta, itä- ja pohjoiskoordinaatit, etäisyys yläpuoliseen järveen) kanssa. Mikäli jokityypittely on toimiva, saman jokityypin vertailuyhteisöjen paikkapistet järjestyvät ordinaatiossa lähekkäin ja erilleen muiden tyyppien paikkapistetistä. NMS-ordinaatioanalyysi tehtiin vertailuaineistolla erikseen jokikohteen yhdistetyille aineistolle sekä sammal-, putkilokasvi, suvanto- ja koskiyhteisöjen

aineistolle. Jokikohteen yhteisöaineisto laskettiin kunkin lajin peittävyyskeskiarvona kahden eri habitaatin 100 m kartoituksen peittävyysarvioista.

Ordinaation avulla tarkastelin lisäksi jokityypeittäin, erottuvatko kuormitettujen jokien yhteisöt vertailujokien yhteisöistä ja mitkä ihmistoimintaa kuvaavat muuttujat selittävät vertailujokien ja kuormitettujen jokien yhteisöissä havaittavaa vaihtelua. Tämä tarkastelu tehtiin jokikohteen yhteisöaineistolla. Kohteiden vähäisten määrien vuoksi pienten kangasmaiden, keskisuurten kangasmaiden, suurten turve- ja kangasmaiden aineistoista ei saatu muodostettua ordinaatioita jokityypeittäin, joten kuormitettujen jokien yhteisöjen erottumista vertailujokien yhteisöistä tarkasteltiin ordinaation avulla vain pienten turvemaiden ja keskisuurten turvemaiden jokityyppien osalta. Tarkasteluun taustamuuttujiksi otin luontaisia piirteitä kuvaavien muuttujien lisäksi vedenlaatua ja valuma-alueen maankäyttöä kuvaavat muuttujat, Hymo-arvioinneista lasketut muuttujat sekä RHS-menetelmän avulla lasketut HQA- ja HMS- indekset. Ympäristömuuttujien ja yhteisövaihtelun yhteyksiä tarkastelin ympäristömuuttujien ja yhteisöjen paikkapisteiden akselipistearvojen välisten korrelaatioiden avulla. NMS-analyysissä käytettiin "AutoPilot"-vaihtoehdon "slow and thorough"-valintaa, jossa ohjelma tekee 250 ajoa varsinaisella aineistolla ja 250 ajoa satunnaistetulla aineistolla. Etäisyysmitaksi valittiin Bray-Curtis-etäisyys, jota suositellaan käytettäväksi yhteisöanalyysissä (McCune & Grace 2002).

MRPP-menetelmällä (Multi-Response Permutation Procedures) testattiin eroavatko eri jokityyppien vertailujokien suurkasviyhteisöt toisistaan. MRPP-menetelmää käytin myös kuormitettujen ja vertailujokien yhteisöjen erojen testaamiseksi pienillä ja keskisuurilla turvemaiden jokityypeillä. MRPP on parametriton menetelmä, jolla voidaan testata etukäteen määrättyjen ryhmien välisiä eroja (Mielke 1984). MRPP ei aseta oletuksia aineiston jakaumasta. Etäisyysmittana analyysissä käytin Bray-Curtis -etäisyysmittaa ja kunkin ryhmän sisäisen keskiarvoetäisyyden (the weighted mean within-group distance, delta) painotuksena Mielken (1984) suosittamaa luonnollista painotusta $C_i = n_i/N$, missä n_i on testattavan ryhmän jäsenten lukumäärä ja N kaikkien jäsenten lukumäärä. MRPP:n testisuurena saatava T kuvaa ryhmien välistä eroa, kun taas suure A kuvaa ryhmien sisäistä samankaltaisuutta (McCune & Grace 2002). Mitä suurempia A :n arvot ovat, sitä yhtenäisempiä ovat etukäteen määritellyt ryhmät, ja mikäli A on 1, ovat kunkin ryhmän kaikki jäsenet keskenään samanlaiset. Jos A on 0, vastaa ryhmien sisäinen vaihtelu satunnaista. Mikäli puolestaan $A < 0$, niin ryhmien sisäinen vaihtelu on suurempaa kuin sattumalta voisi odottaa (McCune & Grace 2002).

Indikaattorilajianalyysin (Dufrene & Legendre 1997) avulla tutkittiin, miten eri jokityyppien luontainen lajisto eroaa toisistaan ja etsittiin eri jokityyppejä ilmentäviä lajeja. Indikaattorilajianalyysissä kunkin lajin indikaattoriarvo lasketaan erikseen kussakin ennalta määrättyssä ryhmässä (McCune & Grace 2002). Täydellinen indikaattorilaji on uskollinen tietylle ryhmälle (aina läsnä), eikä se esiinny muissa ryhmissä (McCune & Grace 2002). Indikaattorilajianalyysi tehdään usein MRPP-testin yhteydessä, jotta saataisiin selville, mitkä lajit ilmentävät testattavien ryhmien välisiä tilastollisia eroja (McCune & Grace 2002).

Tilastolliset yhteisöanalyysit tehtiin käyttäen putkilokasvien peittävyysarvioita (peittävyys 1 m^2 :llä). Putkilokasvien peittävyysanalyysissä on perusteltua, koska se on yleisyyttä (arvio 20 m jokiosuudelta) vertailukelpoisempi sammalten peittävyysarvioiden (peittävyys $1 \times 2 \text{ m}$ ruudulla) kanssa. NMS-ordinaatio-, MRPP- ja indikaattorilajianalyysit tehtiin PC-Ord -tilasto-ohjelman versiolla 5.0 (McCune & Mefford 200x). Analyysissä huomioitiin lajitasolle määritetyt putkilokasvit sekä sammatet ja lisäksi sukutasolle määritetyt *Sphagnum*-, *Pellia*- ja *Jungermannia*-sukujen sammatet.

NMS- ja MRPP-analyyseissä huomioitiin ne taksonit, jotka oli havaittu vähintään kahdelta eri tutkittavalta kohteelta. Koska suurleviä esiintyi tutkimusjoissa varsin satunnaisesti, ei niitä otettu huomioon analyyseissä.

3.5. Luokittelumuuttujien laskenta

Suurkasvillisuuden tilan arvioinnin tulee perustua taksonikoostumuksen ja runsaussuhteiden poikkeamaan vertailuyhteisöistä (Euroopan yhteisö 2000). Yhteisön poikkeamaa vertailuoloista mitattiin ns. O/E-taksoni -indeksillä (Moss ym. 1987) ja prosenttisella mallinkaltaisuudella (Novak & Bode 1992). Niiden on todettu soveltuvan erilaisten häiriöiden aiheuttamien muutosten mittaamiseen riippumatta muutoksen syystä tai suunnasta (Barton 1996, Hawkins 2006). Molemmat muuttujat ovat käytössä Suomen jokien ja järvien tilan arvioinnissa muilla eliöryhmillä (Vuori ym. 2009), mutta jokien vesikasvillisuuden tilan arviointiin kumpaakaan muuttujaa ei ole aiemmin sovellettu.

O/E-indeksi mittaa ”taksonomista eheyttä” ts. havaittujen taksonien (O, observed) osuutta niistä taksoneista (E, expected), joiden odotetaan vertailuaineiston perusteella löytyvän tutkittavalta paikalta, mikäli se on luonnontilassa (Moss ym. 1987).

O/E-indeksi perustuu tietoon taksonin (i) esiintymisestä tutkimuspaikalla (i = 1 taksonin esiintyessä, i = 0 taksonin puuttuessa tutkimuspaikalta) (Wright ym. 1984, Wright ym. 2000). Kunkin taksonin esiintymistodennäköisyys (p) kunkin jokityypin (k) vertailujoella (j*) laskettiin jakamalla havaittujen esiintymisten lukumäärä jokityypin vertailujokien lukumäärällä (Aroviita ym. 2008):

$$p_{kj^*i} = \sum kj^*i / \sum kj^*$$

Odotettujen taksonien (E) lukumäärä laskettiin esiintymistodennäköisyyksien (p_{kj^*i}) summana:

$$E_{kj^*i} = \sum p_{kj^*i} \mid p_{kj^*i} \geq p_t$$

missä p_t on jokityypille ominaisten taksonien esiintymistodennäköisyyden kynnysarvo. O/E-indeksi laskettiin erikseen huomioiden taksonit, jotka esiintyivät puolella jokityypin vertailujoista ($p_t = 0,5$), neljäsosalla vertailujoista ($p_t = 0,25$) ja vähintään yhdellä kunkin jokityypin vertailujoista ($p_t = 0+$). Jokityypille ominaisten havaittujen taksonien lukumäärä kullekin arvioitavalle joelle (j) laskettiin puolestaan kaavalla (Aroviita ym. 2008):

$$O_{kji} = \sum kji \mid p_{kj^*i} \geq p_t$$

Suurkasvien pienistä lajimääristä johtuen O/E-indeksi laskettiin käyttäen vain koko lajistoa (sekä putkilokasvit että sammalet) erikseen a) koko jokikohteelle, b) suvannoille ja tai c) koskille.

Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) on alkujaan pohjaeläinyhteisöjen seurantaan kehitetty muuttuja (Novak & Bode 1992), jota on sittemmin sovellettu myös piileväyhteisöjen (Passy & Bode 2004) ja Suomessa järvien vesikasvien (Vuori ym. 2009) seurannassa. PMA vertaa eri taksonien suhteellisia runsauksia tutkittavalla paikalla samojen lajien keskimääräisiin suhteellisiin runsauksiin vertailuyhteisöissä. Prosenttisen mallinkaltaisuuden laskemiseen käytettiin kaavaa:

$$PMA = 100 - 0,5 \sum | a_i - b_i | = \sum \min (a_i, b_i)$$

missä a_i on tietyn taksonin i keskimääräinen osuus vertailuyhteisöissä ja b_i kyseisen taksonin osuus tutkittavalla kohteella.

PMA laskettiin erikseen kaikille lajeille, putkilokasveille sekä sammalille a) koko kohteelle, b) suvannoille ja c) koskille. Koska halusin tutkia putkilokasvien eri runsausarviointimenetelmien soveltuvuutta PMA:n käytössä, laskin PMA-indeksit erikseen käyttäen peittävyttä (PMA_{PE}) tai yleisyyttä (PMA_{YL}).

Arvio ekologisesta tilasta perustuu yhteisöjä kuvaavien laatutekijöiden ekologisiin laatusuhteisiin (Anonyymi 2003b). Kun laatutekijän arvojen pieneneminen merkitsee tilan huonontumista, ELS lasketaan jakamalla havaitut arvot vertailuarvolla. Jos taas muuttujan arvon kasvu katsotaan tilan huonontumiseksi, laatusuhde saadaan jakamalla vertailuarvo havaitulla laatutekijän arvolla. Näin saadun ekologisen laatusuhteen arvo vaihtelee nolasta yhteen, tai sen yli. Nolla edustaa huonoa ekologista tilaa, kun taas arvo lähellä yhtä kertoo erinomaisesta ekologisesta tilasta. Ekologinen laatusuhde laskettiin käyttämieni muuttujien osalta kaavalla:

$$ELS_{\text{muuttuja}} = \text{havaittu arvo} / \text{odotusarvo} = \text{observed (O)} / \text{expected (E)}.$$

Prosenttisen mallinkaltaisuuden tyyppikohtaisena odotusarvona käytettiin vertailujokien muuttujan arvoista laskettua keskiarvoa.

Jotta eri muuttujista laskettuja ekologisia laatusuhteita voitiin vertailla keskenään ja yli jokityyppien, ne yhteismitallistettiin käyttäen tyyppikohtaisten ELS-vertailuarvojen arvioitua erinomaisen ja hyvän tilaluokan rajaa $ELS(E/H)$. Raja-arvoksi valittiin vertailuarvojen ELS:n jakaumasta arvioitu 25. prosenttipiste, jota on käytetty usein erinomaisen ja hyvän ekologisen tilan luokan rajana (Anonyymi 2003b, Hawkins 2006). Kunkin muuttujan alkuperäinen 25. prosenttipistearvo kiinnitettiin arvoon 0,8; alkuperäinen 0 arvoon 0 ja alkuperäinen 1 arvoon 1, jolloin alkuperäiset arvot uudelleenskaalattiin lineaarisesti. Näin siis vakioitiin alkuperäisten ELS-arvojen välit 0- $ELS(E/H)$ välille 0-0,8, ja välit $ELS(E/H)$ -1 välille 0,8-1 (Hämäläinen ym. 2007). Prosenttipisteiden estimoinnissa käytettiin SPSS-tilasto-ohjelman versiota 18 ja muuttujien laskennassa Microsoft Office Excel -taulukkolaskentaohjelmaa.

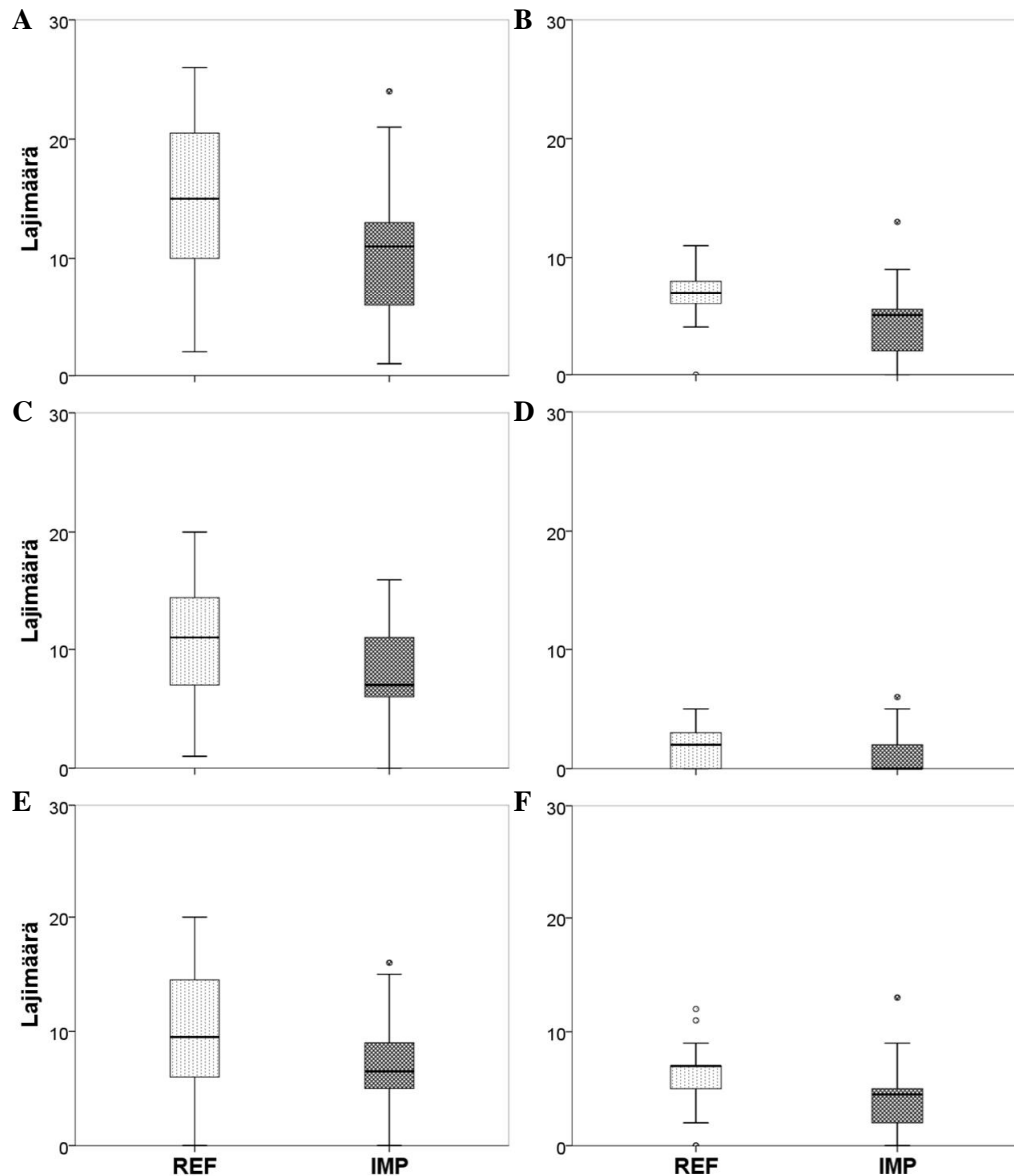
Muuttujien toimivuutta ekologisen tilan luokittelussa arvioitiin kolmen eri kriteerin avulla (Hämäläinen ym. 2007). Muuttuja arvioitiin sitä paremmaksi, mitä pienempi oli sen ekologisen laatusuhteen vaihtelu vertailuajoissa ("vertailuolovaihtelu"-kriteeri). Mitä selkeämmin maa- ja metsätalouden vaikutuksen alaisten jokikohteiden luokittelumuuttujien arvot poikkesivat vertailukohteiden arvoista, sitä paremmaksi luokittelumuuttuja arvioitiin. Biologisten muuttujien sopivuutta arvioitiin lisäksi tarkastelemalla niiden ja ihmistoiminnan vaikutusta kuvaavien muuttujien välisiä yhteyksiä. Mitä voimakkaampi yhteys oli, sitä paremmaksi biologinen muuttuja katsottiin.

4. TULOKSET

4.1. Lajimäärä ja lajisto

Vertailukohteilla lajimäärä oli keskimäärin suurempi kuin kuormitetuilla kohteilla (Kuva 3). Ero oli tilastollisesti merkitsevä sekä putkilokasvien (Mann-Whitney U: $Z = -2,548$, $N = 62$, $p = 0,011$) että sammalten lajimäärille ($Z = -4,292$, $N = 62$, $p < 0,0001$). Vertailuaineiston lajimäärä oli merkitsevästi suurempi myös putkilokasveille ($Z = -2,537$, $N = 64$, $p = 0,011$) ja sammalille suvannoilla ($Z = -2,349$, $N = 64$, $p = 0,019$) sekä sammalille koskilla ($Z = -3,537$, $N = 70$, $p < 0,0001$). Putkilokasvien lajimäärä koskihabitaaatilla ei eronnut tilastollisesti merkitsevästi vertailujokien ja muutettujen jokien välillä ($Z = -1,925$, $N = 70$, $p = 0,054$).

Vertailujokien ja kuormitettujen jokien yleisin lajisto oli hyvin samankaltaista (Liitteet 5 ja 6). Vertailujokien yleisimmät putkilokasvilajit olivat terttualpi (*Lysimachia thysiflora*, 89,3 %:lla kohteista), rentukka (*Caltha palustris*, 78,6 %), isoulpukka (*Nuphar lutea*, 67,9 %), kurjenjalka (*Potentilla palustris*, 67,9 %) ja pullosara (*Carex rostrata*, 60,7 %). Yleisimmät sammalet vertailujoilla olivat virtanäkingsammal (*Fontinalis dalecarlica*, 78,6 %), purokinnassammal (*Scapania undulata*, 75,0 %) ja isonäkingsammal (*Fontinalis antipyretica*, 67,9 %). MaaMet-jokien yleisimmät putkilokasvilajit olivat terttualpi (84,1 %), isoulpukka (72,7 %), viiltosara (*Carex acuta*, 65,9 %), rentukka (63,6 %) ja järvikorte (*Equisetum fluviatile*, 61,4 %) sekä yleisimmät sammalet virtanäkingsammal (81,8 %), isonäkingsammal (61,4 %) ja purokinnassammal (61,4 %).



Kuva 3. Putkilokasvien (A, C, E) ja sammalten (B, D, F) lajimäärien vaihtelu vertailujokien (REF) ja kuormitettujen jokien (IMP) kohteilla (A, B), suvannoissa (C, D) ja koskissa (E, F). Viiksilaatikkokuvioiden laatikon poikkiviiva on mediaani, yläreuna aineiston yläkvartiili ja alareuna alakvartiili, jolloin laatikon sisään (kvartiiliväli) jää 50 % kaikista havainnoista. Pystyjanat osoittavat aineiston minimi- tai maksimiarvoja ja poikkeavat havainnot (poikkeama mediaanista yli 1,5 kertaa kvartiiliväli) on merkitty pisteellä.

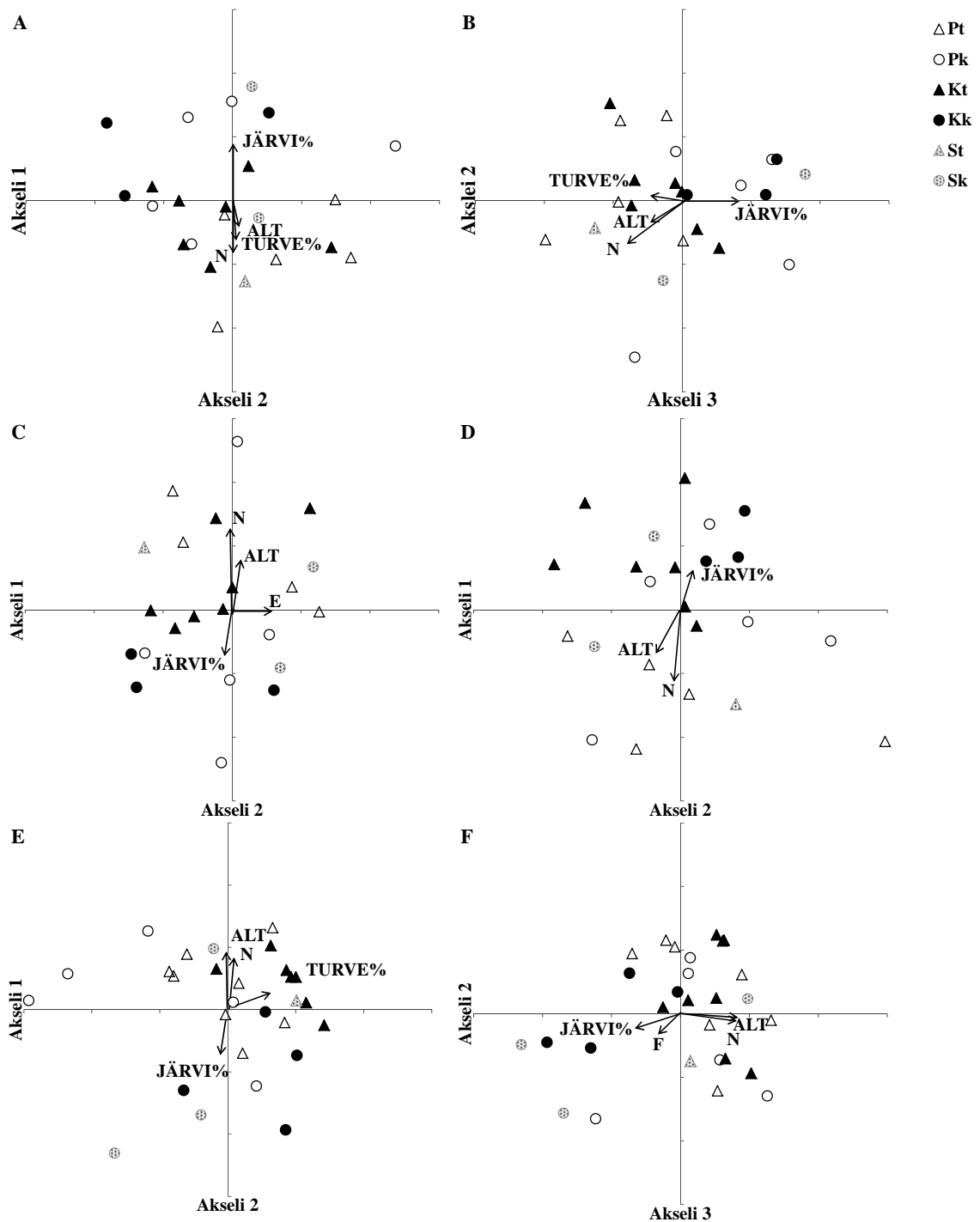
4.2. Jokityypittelyn arviointi

Vertailuaineiston koko lajistoon ja molempiin habitaatteihin perustuvassa ordinaatiossa (Stressi 14,16; instabiliteetti $< 0,0000$, Monte Carlo -testiajo $p_1 = 0,0120$, $p_2 = 0,0159$, $p_3 = 0,0279$, $N = 23$, Kuvat 4A ja 4B) kohteet eivät järjestäytyneet selkeästi jokityyppien mukaisesti. Yhteisöt kuitenkin jakautuivat valuma-alueen maaperän mukaisesti turvemaiden ja kangasmaiden ryhmiin. Suurkasviyhteisöjen vaihtelu akselilla 2 oli voimakkaimmin yhteydessä järvisyyteen ($r = 0,62$) ja pohjoisuuteen ($r = -0,61$). Myös turpeisuudella ($r = -0,52$) ja tutkimuspaikan korkeudella merenpinnasta ($r = -0,45$) oli yhteys yhteisöjen vaihteluun akselilla 2. Akselilla 1 kaikkien luontaisten ympäristömuuttujien ja yhteisövaihtelun väliset korrelaatiot olivat pieniä ($r^2 \leq 0,02$). Yhteisöjen vaihtelu akselilla 3 oli voimakkaimmin yhteydessä pohjoisuuteen ($r = -0,57$) ja korkeuteen merenpinnasta ($r = -0,41$).

Putkilokasviyhteisöjen perusteella kohteet ryhmittäivät ordinaatiossa (Stressi 21,05; instabiliteetti $< 0,0000$, Monte Carlo -testiajo $p_1 = 0,0040$, $p_2 = 0,0120$, $N = 23$, Kuva 4C) jokityyppien mukaisiin ryhmiin selkeämmin kuin koko lajiston perusteella. Putkilokasviyhteisöjen vaihtelu vertailuajoissa oli yhteydessä voimakkaimmin pohjoisuuteen ($r = 0,66$ akselilla 2), korkeuteen merenpinnasta ($r = 0,55$ akselilla 2), järvisyyteen ($r = -0,49$ akselilla 2) ja itäisyyteen ($r = 0,48$ akselilla 1). NMS ei löytänyt sammalten yhteisövaihtelusta satunnaisuudesta poikkeavaa rakennetta eikä tulkittavaa ordinaatoratkaisua, ilmeisesti pienistä lajimääristä johtuen.

Vertailuaineiston pienten kangasmaiden suvannot ryhmittäivät ordinaatiossa (Stressi 21,10; instabiliteetti $< 0,0000$, Monte Carlo -testiajo $p_1 = 0,0120$, $p_2 = 0,0359$, $N = 23$, Kuva 4D) huonoimmin omaksi ryhmäkseen, pienten ja keskisuurten turvemaiden joet parhaiten. Suvantoyhteisöjen ordinaatoratkaisun vaihtelu oli (akselilla 2) voimakkaimmin yhteydessä pohjoisuuteen ($r = -0,68$), korkeuteen merenpinnasta ($r = -0,55$) ja järvisyyteen ($r = 0,47$).

Koskiyhteisöt ryhmittäivät ordinaatiossa (Stressi 12,91; instabiliteetti $< 0,0000$, Monte Carlo -testiajo $p_1 = 0,0040$, $p_2 = 0,0080$, $p_3 = 0,0120$, $n = 28$, Kuvat 4E ja 4F) jokityyppien mukaisiin ryhmiin. Selkeimmin omaan jokityyppiinsä ryhmittäivät keskisuurten turvemaiden kosket. Koskiyhteisöjen vaihtelu oli yhteydessä turpeisuuteen ($r = 0,53$ akselilla 1). Kuitenkin voimakkaimmin koskiyhteisöjen vertailuaineiston ordinaatorakennetta selittivät korkeus merenpinnasta ($r = 0,63$), pohjoisuus ($r = 0,63$) sekä järvisyys ($r = -0,56$).



Kuva 4. Vertailujokien sijoittuminen ordinaatiosoihin jokityypeittäin (A) ja (B) yhdistetyn kasvillisuusaineiston, (C) putkilokasvivyhteisöjen, (D) suvantovyhteisöjen sekä (E) ja (F) koskivyhteisöjen perusteella. Pt = pienet turvemaiden joet, Pk = pienet kangasmaiden joet, Kt = keskiuuret turvemaiden joet, Kk = keskiuuret kangasmaiden joet, St = suuret turvemaiden joet, Sk = suuret kangasmaiden joet. Nuolet kuvaavat vertailujokien luontaisia piirteitä ilmentävien muuttujien ja yhteisövaihtelun välistä suhdetta (ALT = korkeus merenpinnasta, F = valuma-alueen koko, JÄRVI% = järvien osuus valuma-alueesta, N = pohjoiskoordinaatti, TURVE% = turvemaiden osuus valuma-alueesta).

MRPP-analyysissä eri jokityyppien suurkasviyhteisöt erottuivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi vain koskihabitaatilla (Taulukko 2). Muiden yhteisötyyppien analyyseissä A oli hyvin pieni, mikä kertoo siitä, että ryhmien sisäinen vaihtelu on lähellä sattumanvaraista.

Taulukko 2. Vertailujokien eri jokityyppien suurkasviyhteisöjen erottuminen MRPP-analyysissä. Yhteisöjen eroja testattiin erikseen kohteen yhdistetyllä aineistolla, sekä putkilokasvi-, sammal-, koski- ja suvantoaineistolla. MRPP-analyysissä ei voitu ottaa huomioon suurten turvemaiden tyyppiä, jota edusti vain yksi vertailujoki.

Yhteisötyyppi	A	delta	p
Yhdistetty aineisto	0,020	0,753	0,176
Putkilokasvit	0,019	0,765	0,175
Sammalet	0,019	0,787	0,593
Suvanto	0,015	0,808	0,206
Koski	0,050	0,764	0,007

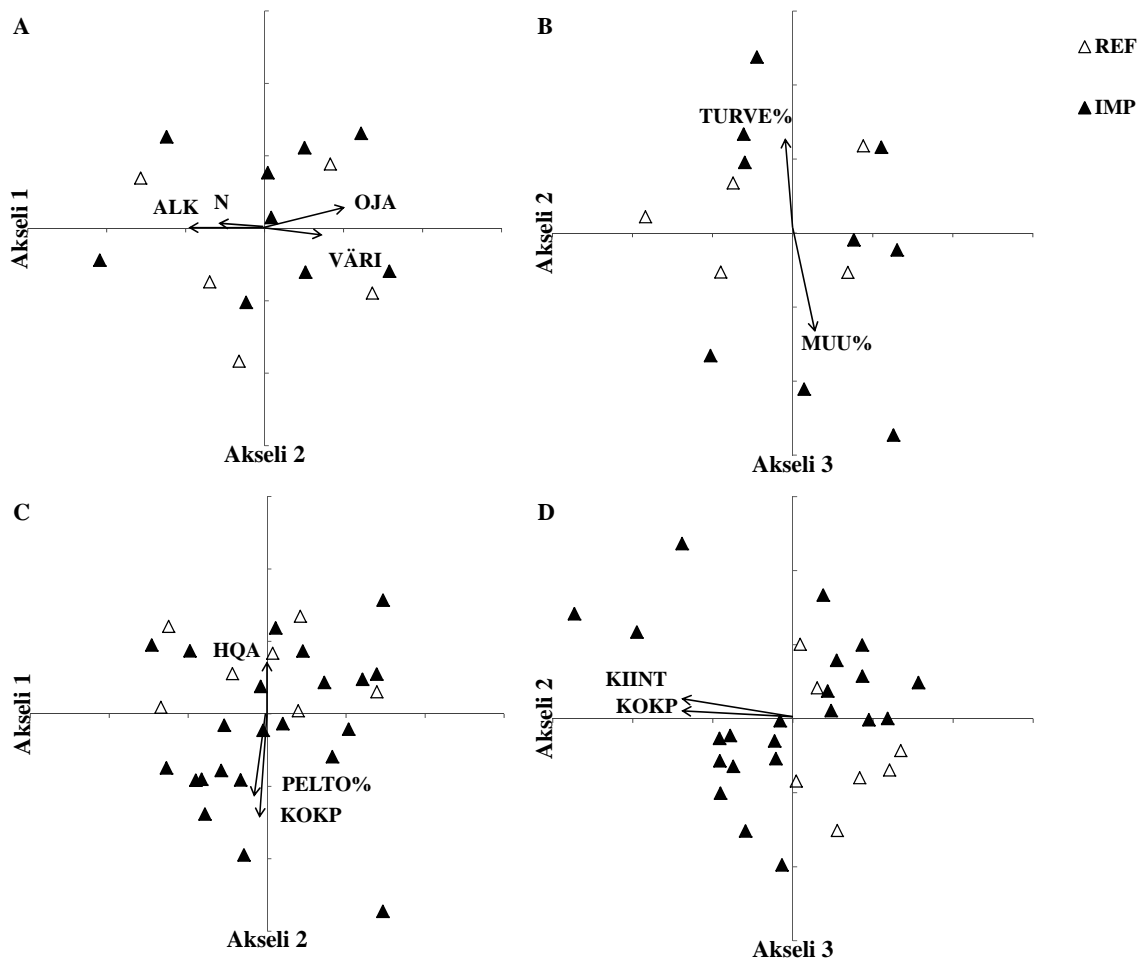
Indikaattorilajianalyysissä vain keskisuurten turvemaiden ja kangasmaiden vertailujoille löytyi tilastollisesti merkitseviä indikaattorilajeja (Liite 7). Keskisuurten turvemaiden luonnontilaisia jokia luonnehtivat viiltosara (*Carex acuta*) ja koskikoukkusammal *Dichelyma falcatum*. Keskisuurten kangasmaiden luonnontilaisille joille ominaisia lajeja olivat suovehka (*Calla palustris*), keltakurjenmiekka (*Iris pseudacorus*), terttualpi (*Lysimachia thyrsoflora*) ja korpikaisla (*Scirpus sylvaticus*).

4.3. Kuormitettujen jokien erottuminen vertailujoista

Pienten ja keskisuurten jokien ordinaatioon Pc Ord -ohjelma suositteli 3-ulotteista ratkaisua. Pienten turvemaiden jokien ordinaatiossa (Stressi 6,50; instabiliteetti < 0,00000, Monte Carlo -testiajo $p_1 = 0,0159$, $p_2 = 0,0319$, $p_3 = 0,0080$, $n = 14$, Kuvat 5A ja 5B) vertailujoet eivät erottuneet johdonmukaisesti kuormitetuista joista. Yhteisöjen sijoittumista ordinaatioon selittivät luontaisista tekijöistä voimakkaimmin turpeisuus ($r = 0,68$ akselilla 3) sekä pohjoisuus ($r = -0,57$ akselilla 1). Ihmistoimintaa ilmentävistä muuttujista yhteisöjen vaihtelua selittivät voimakkaimmin muun ihmistoiminnan osuus valuma-alueella ($r = -0,71$ akselilla 3) sekä metsäojitusten intensiteettiä kuvaava muuttuja ($r = 0,70$ akselilla 1). Myös alkaliniteetti ($r = -0,68$ akselilla 1), väriluku ($r = 0,64$ akselilla 1) sekä habitaattien monimuotoisuutta kuvaava muuttuja HQA Adjusted ($r = 0,61$ akselilla 1) selittivät yhteisöjen vaihtelua.

Keskisuurten turvemaiden vertailujoet sijoittuvat ordinaatiossa (Stressi 13,46; instabiliteetti < 0,0000, Monte Carlo -testiajo $p_1 = 0,0120$, $p_2 = 0,0129$, $p_3 = 0,0159$, $n = 29$, Kuvat 5C ja 5D) pääasiassa eri puolelle kuin muutetut joet. Yhteisörakenteen vaihtelua ordinaatiossa selittivät (akselilla 2) vedenlaatu muuttujat, kuten kokonaisfosfori ($r = -0,78$), kokonaistyyppi ($r = -0,67$), sameus ($r = -0,76$) ja kiintoaines ($r = -0,78$). Myös peltojen osuus valuma-alueella ($r = -0,71$) sekä habitaattien monimuotoisuutta kuvaava HQA-muuttuja ($r = 0,58$) korreloivat yhteisörakenteen vaihtelun kanssa 2-akselilla (Kuva 5D).

MRPP-analyysissä kuormitettujen jokien yhteisöt eivät erottuneet tilastollisesti merkitsevästi vertailujokien yhteisöistä kummallakaan jokityypillä (Taulukko 3).



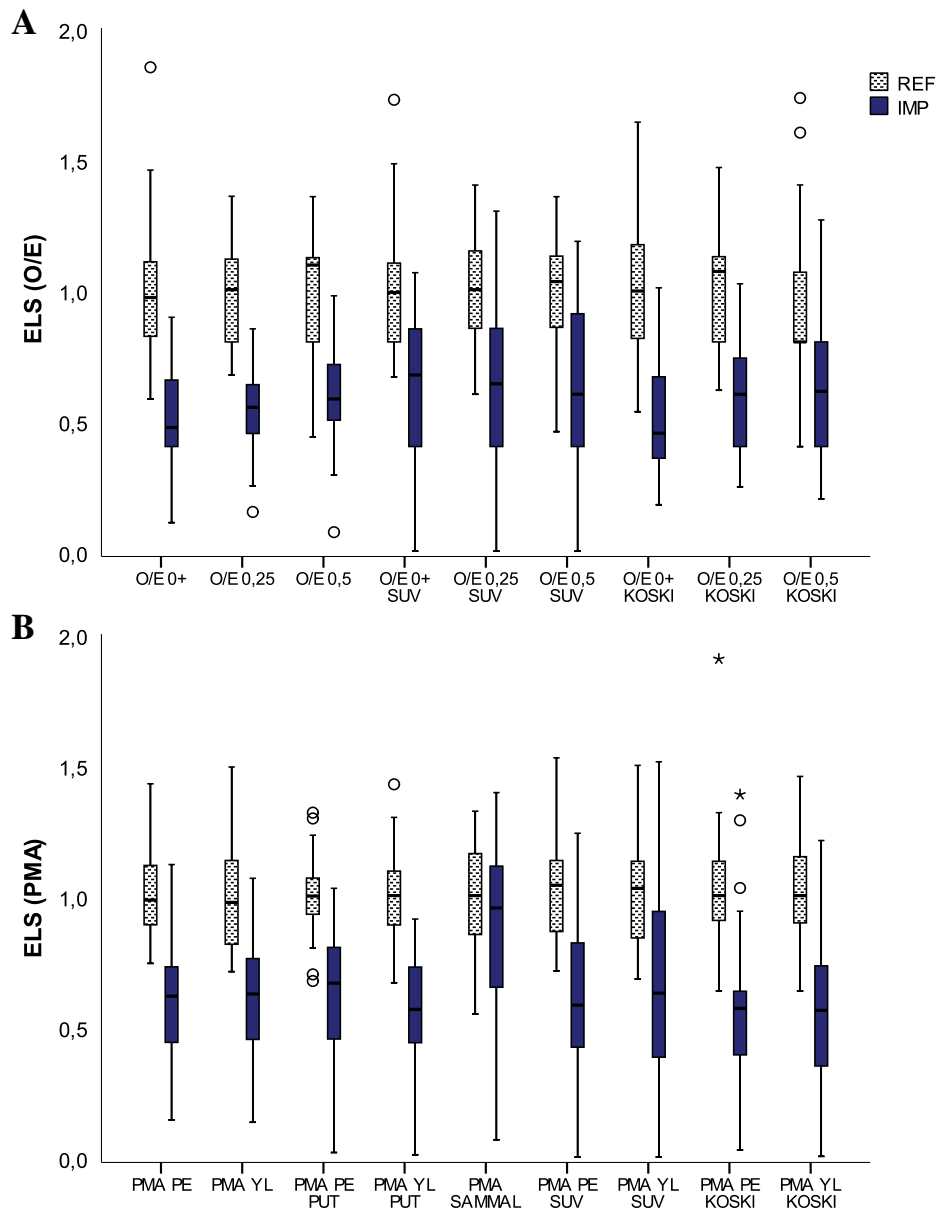
Kuva 5. Pienten turvemaiden (A, B) ja keskisuurten turvemaiden (C, D) vertailujokien (REF) sekä maa- ja metsätalouden kuormittamien jokien (IMP) sijoittuminen 1. ja 2. ulottuvuuden ja 2. ja 3. ulottuvuuden ordinaatiotasoihin (ALK = alkaliniteetti, HQA = Habitat Quality Assessment, KIINT = kiintoaines, KOKP = kokonaisfosfori, N = pohjoiskoordinaatti, PELTO% = peltojen osuus valuma-alueella, TURVE% = turvemaiden osuus valuma-alueella, MUU% = muun ihmistoiminnan osuus valuma-alueella).

Taulukko 3. Maa- ja metsätalouden kuormittamien jokien erottuminen vertailujoista MRPP-analyysin perusteella. Kahdella muutetulla keskisuurten turvemaiden joella ei ollut sammalia, joten joet jätettiin pois sammalyhteisöjen MRPP-testistä.

Jokityyppi	Yhteisötyyppi	A	delta	p	N
Pt	Yhdistetty aineisto	-0,001	0,784	0,464	14
	Putkilokasvit	0,007	0,877	0,300	14
	Sammalet	-0,003	0,704	0,465	14
	Suvanto	-0,005	0,906	0,595	14
	Koski	-0,012	0,717	0,717	18
Kt	Yhdistetty aineisto	0,009	0,726	0,133	31
	Putkilokasvit	0,013	0,740	0,073	31
	Sammalet	-0,007	0,694	0,624	29
	Suvanto	-0,001	0,758	0,455	31
	Koski	0,013	0,780	0,068	31

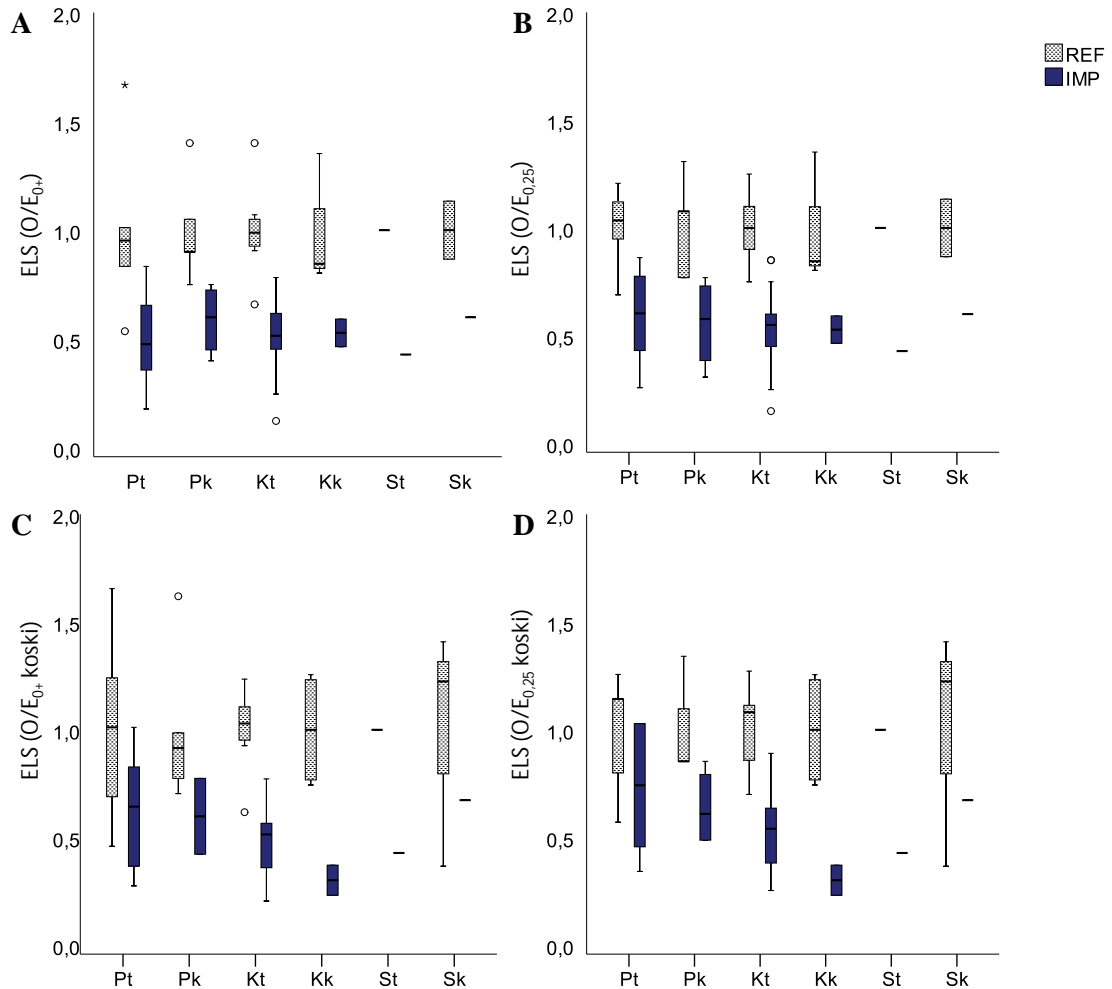
4.4. Luokittelumuuttujat

Yhteismitallistettujen O/E-indeksien vertailuvaihtelu ei merkittävästi eronnut eri habitaattien eikä eri kynnyksarvojen indeksien välillä (Kuva 6A). Sen sijaan ihmistoiminnan vaikutuksen alaisten kohteiden O/E-indeksien vaihtelu oli suurinta suvannoilla, joiden indekseillä muutettujen jokien erottuminen oli heikointa. Erottuminen oli selkeintä yhdistetyllä aineistolla kynnyksarvolla 0,25, jolla myös jäi eniten ”tilaa” muuttujan vertailuarvojen alle. Erottuminen oli selkeää myös kynnyksarvolla 0+ sekä koskien O/E-indeksin kynnyksarvoilla $p_t = 0+$ ja $p_t = 0,25$.

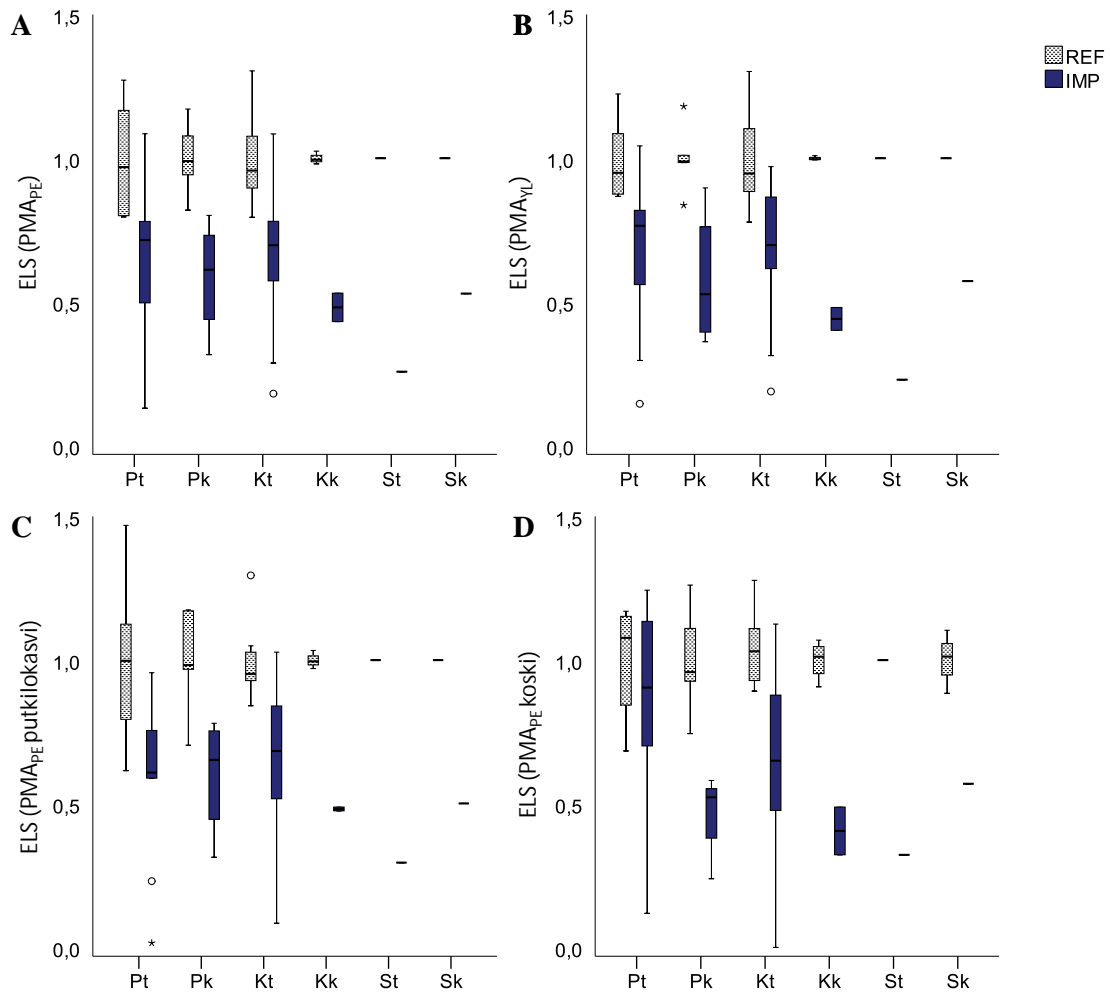


Kuva 6. . Yhteismitallistetun O/E-indeksin vaihtelu vertailu- ja muutetuilla jokipaikoilla kynnyksarvoilla $p_t = 0+$, $p_t = 0,25$ ja $p_t = 0,5$ yhdistetyllä aineistolla, sekä suvantojen ja koskien aineistoilla (A) sekä PMA-muuttujan vaihtelu yhdistetyllä aineistolla, putkilokasvien ja sammalten aineistolla sekä suvannoilla ja koskilla (B). PMA-indeksit on laskettu erikseen käyttäen putkilokasveista niiden peittävyys- (PMA_{PE}) tai yleisyysarviointia (PMA_{YL}). (Selitykset kuten Kuvassa 3).

Vertailuarvojen vaihtelu oli hieman pienempää PMA_{PE} -indekseille kuin vastaaville PMA_{YL} -indekseille, lukuun ottamatta suvantojen indeksejä, joissa vertailuvaihtelu oli yhtä suurta molemmilla mittaustavoilla (Kuva 6B). Vertailuvaihtelu oli pientä yhdistetyn aineiston PMA_{PE} -, putkilokasvien PMA_{PE} -, PMA_{YL} - ja koskien PMA_{PE} -indekseillä, mutta erot eri PMA -indeksien välillä olivat hyvin pieniä (Kuva 5B). Muutetut joet erottuivat vertailujoista heikoimmin sammalten PMA :n perusteella.



Kuva 7. O/E-indeksin vaihtelu jokityypeittäin yhdistetyllä aineistolla kynnsarvolla $p = 0+$ (A) ja $p = 0,25$ (B) sekä koskien aineistolla $p = 0+$ (C) ja $p = 0,25$ (D). (Selitykset kuten Kuvassa 3)



Kuva 8. Yhdistetyn aineiston PMA_{PE}- (A), PMA_{YL}- (B) ja putkilokasvien PMA_{PE}-indeksin (C) sekä koskien PMA_{PE}:n (D) vaihtelu jokityypeittäin. (Selitykset kuten Kuvassa 3).

O/E-indeksin vertailuarvojen jakaumissa ei ollut suuria eroja eri jokityyppien välillä (Kuva 7). Myös PMA-indeksin vertailuarvot ja -vaihtelu olivat samaa luokkaa eri jokityypeissä (Kuva 8). Tästä oli poikkeuksena keskisuurten kangasmaiden tyyppi, jolla vertailuvaihtelu oli hyvin pientä muihin jokityyppisiin verrattuna. Kuormitettujen jokien erottuminen vertailujoista oli selkeintä pienten ja keskisuurten kangasmaiden joilla sekä O/E-, että PMA-indeksien perusteella (Kuva 7 ja 8). Pienten ja keskisuurten turvemaiden kuormitettujen jokien erottuminen oli selkeämpää koko kohteen aineistoilla kuin koskien aineistolla. Kaikkien indeksien perusteella erottuminen oli heikointa pienillä turvemaiden joilla. Suurten turve- ja kangasmaiden jokien määrä oli liian pieni vertailujen tekemiseen.

4.4. Yhteys veden laatuun ja ihmistoimintaa kuvaaviin muuttujiin

Ympäristömuuttujista veden laatua kuvaavat muuttujat korreloivat voimakkaimmin luokittelumuuttujien kanssa (Taulukko 4). Lukuun ottamatta PMA sammal -muuttujaa, O/E- ja PMA-indeksillä oli negatiivinen tilastollisesti merkitsevä korrelaatio veden kiintoaineksen, kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuden sekä sähkönjohtavuuden kanssa. O/E:n yhteys kiintoainekseen, kokonaisfosforiin ja kokonaistyyppien oli voimakkain kynnyksellä $p_t = 0+$. Koko kohteen O/E-indeksien ja veden laatua kuvaavien muuttujien väliset negatiiviset korrelaatiot olivat voimakkaampia kuin yksittäisten habitaattien. Poikkeuksena tästä oli O/E_{0,25}, jonka korrelaatio kokonaisfosforin kanssa oli

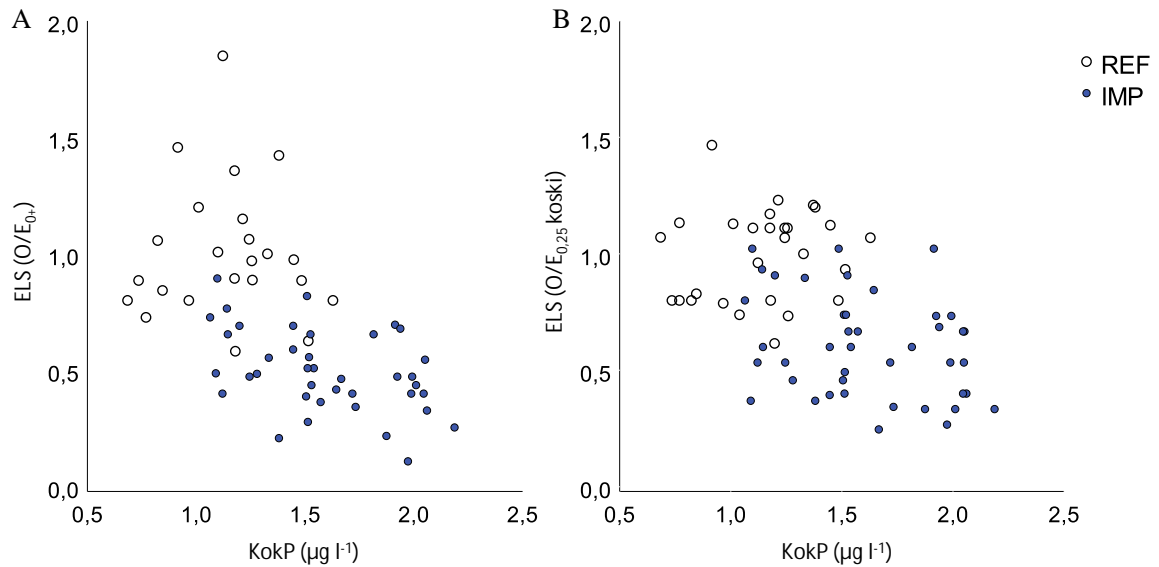
voimakkaampi koskella kuin koko kohteella. PMA_{PE}-indeksin yhteys veden laatuun on voimakkaampi kuin PMA_{YL}-muuttujan. Habitaattien luonnontilaisuutta kuvaavalla HQA-muuttujalla on positiivinen korrelaatio kaikkien luokittelumuuttujien kanssa. Valuma-alueen ihmistoimintaa mittaavilla muuttujilla on negatiivinen korrelaatio luokittelumuuttujiin. Korrelaatiot ovat voimakkaimmat koko kohteen PMA_{PE}-indeksille.

Taulukko 4. Yhteismitallistettujen luokittelumuuttujien ekologisten laatusuhteiden ja ympäristömuuttujien väliset Pearsonin korrelaatiot (Kiint. ain. = kiintoaines [mg l⁻¹], KokP = kokonaisfosfori [µg l⁻¹], KokN = kokonaistyppe [µg l⁻¹], Sähkönjoht. = sähkönjohtavuus [mS m⁻¹], HQA = Habitat Quality Assessment-muuttuja, Pelto % = peltojen osuus valuma-alueella [%], Muu % = muun ihmistoiminnan osuus valuma-alueella [%]). Ympäristömuuttujille on tehty logaritimuunnos yhteyden linearisoimiseksi.

	Kiint. ain.	KokP	KokN	Sähkönjoht.	HQA	Pelto %	Muu %
ELS O/E ₀₊	-0,59**	-0,57**	-0,43**	-0,50**	0,18	-0,39**	-0,19
ELS O/E _{0,25}	-0,57**	-0,55**	-0,42**	-0,50**	0,13	-0,42**	-0,20
ELS O/E _{0,5}	-0,55**	-0,55**	-0,39**	-0,48**	0,16	-0,45**	-0,25*
ELS O/E ₀₊ suvanto	-0,49**	-0,42**	-0,29*	-0,36**	0,18	-0,32**	-0,26*
ELS O/E _{0,25} suvanto	-0,48**	-0,40**	-0,23	-0,27*	0,19	-0,28*	-0,21
ELS O/E _{0,5} suvanto	-0,42**	-0,36**	-0,18	-0,20	0,11	-0,23	-0,19
ELS O/E ₀₊ koski	-0,54**	-0,53**	-0,42**	-0,49**	0,16	-0,36**	-0,07
ELS O/E _{0,25} koski	-0,51**	-0,51**	-0,43**	-0,47**	0,13	-0,43**	-0,15
ELS O/E _{0,5} koski	-0,33**	-0,31**	-0,24*	-0,33**	0,18	-0,12	0,07
ELS PMA _{PE}	-0,45**	-0,46**	-0,35**	-0,43**	0,12	-0,47**	-0,26*
ELS PMA _{YL}	-0,42**	-0,42**	-0,30*	-0,41**	0,05	-0,43**	-0,23
ELS PMA _{PE} putkilo	-0,50**	-0,46**	-0,28*	-0,29*	0,19	-0,37**	-0,17
ELS PMA _{YL} putkilo	-0,48**	-0,48**	-0,33**	-0,36**	0,17	-0,41**	-0,21
ELS PMA sammal	-0,08	-0,13	-0,05	-0,27*	0,11	-0,17	-0,17
ELS PMA _{PE} suvanto	-0,46**	-0,42**	-0,30*	-0,37**	0,12	-0,40**	-0,15
ELS PMA _{YL} suvanto	-0,43**	-0,40**	-0,25*	-0,33**	0,07	-0,32**	-0,13
ELS PMA _{PE} koski	-0,40**	-0,41**	-0,34**	-0,40**	0,09	-0,39**	-0,11
ELS PMA _{YL} koski	-0,35**	-0,37**	-0,31**	-0,43**	0,04	-0,39**	-0,16

** korrelaatio on merkitsevä 0,01 merkitsevyystasolla

* korrelaatio on merkitsevä 0,05 merkitsevyystasolla



Kuva 9. Yhteismitallistettujen luokittelumuuttujien, O/E_{0+} - ja $O/E_{0,25}$ -indeksien, yhteys veden kokonaisfosforipitoisuuteen.

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Jokityypittelyn arviointi

Habitaattityypeittäin tehdyssä ordinaatiossa yhteisöt ryhmittivät selkeämmin jokityyppien mukaisesti kuin molempien habitaattien yhdistettyyn aineistoon perustuvissa ordinaatioissa. Luontaisista tekijöistä pohjoisuus, järvisyys ja korkeus merenpinnasta selittivät eniten yhteisöjen vaihtelua.

Pohjoisuuden ja lajirunsauden yhteys on ekologiassa tunnettu pitkään (Hawkins 2001). Vedessä kasvavien putkilokasvien lajirunsaus vähenee boreaalisilla alueilla voimakkaasti pohjoista kohti (Heino 2001, Heino & Toivonen 2008). Lisäksi ilmaversoisten suurkasvien runsauksien ja esiintyvyyksien on havaittu vähenevän pohjoista kohti (Alahuhta ym. 2011). Sammalten lajimäärän väheneminen leveysasteen kasvaessa ainakin alueellisella (eliömaantieteellisten maakuntien) mittakaavalla on heikompaa (Heino & Toivonen 2008) ja tässä työssä sammalten lajimäärä vertailuajoilla päinvastoin kasvoi pohjoista kohti (Pearsonin korrelaatio, $N = 28$, $r = 0,33$, $p = 0,082$). Ilmastotekijät, kuten lumipeitteen kesto ja kasvukauden pituus selittävät sekä suurkasvien runsauden että lajimäärän yhteyksiä pohjoisuuteen (Heino 2001, Alahuhta ym. 2011). Suomessa lisäksi sijainti ja korkeus merenpinnasta liittyvät toisiinsa. Tässä aineistossa merenpinnan korkeudella ja pohjoisuudella oli positiivinen yhteys (Pearsonin korrelaatio, $N = 28$, $r = 0,73$, $p < 0,001$). Maanpinnan korkeuden kasvu pohjoiseen mentäessä vahvistaa ilmastotekijöiden vaikutusta (esim. Vajda & Venäläinen 2003). Maanpinnan korkeuden ja suurkasvien välillä on havaittu selkeä yhteys myös muissa tutkimuksissa (Baattrup-Pedersen ym. 2006, Hughes ym. 2009).

Korkeus merenpinnasta vaikuttaa myös uoman paikallisiin, yhteisöihin vaikuttaviin ominaisuuksiin. Usein valuma-alueen latvoilla korkeus merenpinnasta, uoman kaltevuus ja eroosion voimakkuus ovat suurempia (Barendregt & Bio 2003). Sammalten lajimäärän positiivinen yhteys pohjoisuuteen selittyneekin osittain maanpinnan korkeuden kasvulla ja sen vaikutuksella uoman paikallisiin ominaisuuksiin.

Järvisyys vaikuttaa suurkasviyhteisöjen koostumukseen virtavesissä todennäköisesti edistämällä järven suurkasvilajien levittäytymistä alapuoliseen jokeen. Järvet voivat toimia eräänlaisena siemen- ja versopankkina alapuolisille virtavesille ja niiden lajimäärän vähenemisellä on havaittu olevan yhteys jokien vesikasvien lajimäärän vähenemiseen (Riis & Sand-Jensen 2001).

Ordinaatioissa vertailujoet eivät järjestäytyneet selkeästi valuma-alueen koon mukaan. Uoman paikalliset ominaisuudet, kuten syvyys ja leveys, vaihtelevat valuma-alueen mukaan (Barendregt & Bio 2003). Tämän vuoksi valuma-alueen koon olisi voinut olettaa olevan yhteisöjen vaihtelua selkeästi ryhmittelevä tekijä, kuten muillakin eliöryhmillä (Aroviita ym. 2008, Vehanen ym. 2010). Esimerkiksi Baattrup-Pedersen ym. (2006) havaitsivat, että erikokoisten jokien suurkasviyhteisöjen välillä oli selkeä muutos pienistä sammalten hallitsemista vähälajisista puroista suuriin monilajisiin putkilokasvien hallitsemiin jokiin. Vaikka valuma-alueen koko ei selittänyt selkeästi yhteisörakenteen vaihtelua, se kuitenkin korreloi suurkasvien kokonaislajimäärän kanssa niin että suuremmilla joilla havaittiin enemmän lajeja (Pearsonin korrelaatio, $N = 28$, $r = 0,45$, $p = 0,015$). Suurempien jokien suuremmat lajimäärät selittyvät suuremmilla habitaateilla sekä valon, erilaisten mikrohabitaattien ja ylävirran lajien leviäinten suuremmalla määrällä (Vannote ym. 1980, Riis ym. 2001, Baattrup-Pedersen ym. 2006).

Suurten jokien vähäinen määrä tässä aineistossa voi selittää sen, miksi yhteisörakenne ei korreloinut voimakkaasti valuma-alueen koon kanssa. Suurten jokien kasvillisuuskartoitukset saattavat olla myös pienten jokien kartoituksia epätarkempia. Suurten jokien leveämpi uoma ja nopeampi virtaus vaikeuttavat kartoitusta. Leveä uoma vaikeuttaa joen vastarannalla kasvavien lajien havaitsemista, tunnistusta ja runsauksien arviointia, mikä on voinut vaikuttaa tuloksiin.

Tämän työn vertailuaineiston perusteella tyypittelytekijät selittivät melko heikosti suurkasviyhteisöjen välistä vaihtelua. Lisäksi indikaattorilajianalyyssissä selvisi, että vain keskisuurilla turvemaiden ja kangasmaiden joilla oli niille ominaisia lajeja ja vain muutama indikaattorilaji.

Suomessa on tällä hetkellä käytössä sama jokityypittely kaikille ekologisen tilan arvioinnissa käytettäville eliöryhmille. Eri eliöryhmien luonnolliseen yhteisövaihteluun vaikuttavat kuitenkin eri ympäristötekijät (Paavola ym. 2003). Kun ekologisen tilan arviointia tehdään useilla eliöryhmillä, tyypittelyn tulisi perustua kullekin ryhmälle tärkeisiin, luontaisiin tekijöihin (Mykrä ym. 2009). Tämän vertailuaineiston perusteella eri jokityypit eivät juuri poikkea toisistaan lajiston perusteella eikä tyypittely jaa suurkasveja selkeästi yhteisöjen mukaisiin ryhmiin. Tämän vuoksi olisi järkevää pohtia, voitaisiinko nykyistä tyypittelyjärjestelmää kehittää niin, että siinä huomioidaan paremmin ne luontaiset tekijät, jotka vaikuttavat voimakkaimmin myös kasviyhteisöjen vaihteluun. Esimerkiksi sijainti ja korkeus merenpinnasta voitaisiin tyypittelyssä huomioida nykyistä paremmin. Virtavesien suurkasviyhteisöille on kuitenkin ominaista suuri luonnollinen vaihtelu (Schaumburg ym. 2004). Koska lisäksi paikalliset ympäristötekijät ovat suurkasveille tärkeitä (Muotka ym. 1995, Barendregt & Bio 2003), on mahdollista, että ei löydy luontaisia ”suuren mittakaavan” tekijöitä, jotka selittäisivät riittävästi yhteisövaihtelua. Karkeaan jaotteluun perustuvaa jokityypittelyä parempi vaihtoehto voisi kuitenkin olla jatkuviin ympäristömuuttujiin perustuva mallintaminen, jossa otetaan paremmin huomioon kunkin yksittäisen tutkittavan paikan yhteisöihin vaikuttavat ominaisuudet (Heino ym. 2003, Hawkins ym. 2010, Aguiar ym. 2011).

5.2 Kuormitettujen jokien erottuminen vertailujoista

Putkilokasvien ja sammalten lajimäärät olivat suuremmat vertailukohteilla kuin maa- ja metsätalouden kuormittamilla kohteilla, mikä voisi johtua luonnontilaisten jokien habitaattien monimuotoisuudesta (French & Chambers 1996, Baattrup-Pedersen 2006). Ainakin sammalten lajimäärä on positiivisessa yhteydessä koskihabitaattien monimuotoisuuteen (Muotka & Virtanen 1995). Kuitenkaan tässä tutkimuksessa ei saatu näyttöä siitä, että ihmistoiminnan vaikutusten alaisten jokikohteiden uomat olisivat rakenteellisesti vertailukohteita muuttuneempia tai elinympäristöinä yksipuolisempia. Uoman rakenteellista muuttuneisuutta (HMS) ja habitaattien monimuotoisuutta (HQA) mittaavien muuttujien arvot eivät poikenneet vertailujokien ja muutettujen jokien välillä tilastollisesti merkitsevästi (Mann-Whitney U: HMS: $Z = -0,198$, $N = 72$, $p = 0,843$, HQA: $Z = -0,735$, $N = 72$, $p = 0,462$).

Todennäköisin syy lajimäärien eroille on veden laadun erot vertailujokien ja maa- ja metsätalouden vaikutusten alaisten jokien välillä. Kokonaislajimäärällä oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio mm. kiintoaineksen ($r = -0,34$), väriluvun ($r = -0,32$) kokonaisfosforin ($r = -0,28$), ammoniumtyypen ($r = -0,27$) ja sameuden ($r = -0,24$) kanssa. Tässä tutkimuksessa ei siten löydetty järvissä tyypillistä ja virtavesissäkin havaittua lajimäärän huippua keskimääräisillä ravinnetasoilla (Bornette & Puijalon 2011). Vesikasvien lajirunsaus on yhteydessä veden väriin ja näkösyvyyteen (Toivonen & Huttunen 1995, Baattrup-Pedersen ym. 2006). Kiintoaineksen määrä ja siihen kytkeytyvä veden sameus sekä upokasvien saama valon määrä voisivatkin olla lajimäärien vaihtelua selittäviä tekijöitä.

Ordinaation ja luokittelumuuttujien perusteella pienten turvemaiden muutettujen jokien suurkasviyhteisöt eivät erottuneet selkeästi vertailujokien yhteisöistä. Heikointa erottuminen oli koskipaikkojen aineistoon perustuvilla luokittelumuuttujilla. On myös mahdollista, että maankäytön ja veden laadun erot kyseisten vertailupaikkojen sekä maa- ja metsätalouden vaikutusten alaisten kohteiden välillä ovat kohtuullisen pieniä. Esimerkiksi keskimääräinen peltojen osuus pienten turvemaiden vertailujoilla on 1,2 %, ja ihmistoiminnan vaikutuksen alaisilla kohteillakin vain 1,7 % (Liite 1). Vastaavat luvut harvapuustoisten alueiden osuuksilla valuma-alueella ovat 4,1 % ja 6,1 % sekä muun ihmistoiminnan osuuksille 1,6 % ja 1,1 %. Näin ollen eivät yhteisöjen väliset erotkaan välttämättä ole kovin suuria.

Tässä aineistossa pienten turvemaiden jokien merkittävimmät yhteisöihin vaikuttavat paineet olivat muun ihmistoiminnan ja ojitusten osuudet valuma-alueella. Metsien ojitus valuma-alueella lisää mm. kiintoaineksen, kokonaisfosforin ja -tyypen määrää vesistöissä (Manninen 1998), mikä puolestaan vaikuttaa suurkasveihin (esim. Riis & Sand-Jensen 2001, Hering ym. 2006). Alahuhta ym. (2001) havaitsivat positiivisen yhteyden ojitusten ja ilmaversoisten suurkasvien runsauksien välillä järvissä koko valuma-alueita tarkasteltaessa. Ilmeisesti ilmaversoiset sietävät upokasveja paremmin ojituksesta aiheutuvan kiintoaineksen ja liunneen humuksen määrän kasvua. Niillä on lisäksi kilpailuetu rehevöitymisen edetessä, kun suurkasvien runsastuminen ja kiintoaineksen määrä alkaa rajoittaa upokasvien valon saantia (Alahuhta ym. 2011).

Keskisuurten turvemaiden muutetut joet erottuivat kohtuullisesti vertailujoista ordinaatiossa. Myös luokittelumuuttujien, erityisesti O/E-muuttujien, perusteella muutetut joet erottuivat hyvin vertailujoista. Erottumista selittivät parhaiten vedenlaatu ja valuma-alueen ihmistoiminta, joiden tunnetaan vaikuttavan vesikasviyhteisöihin (Riis & Sand-Jensen 2001, Hering ym. 2006). Keskisuurten turvemaiden joilla erot vedenlaadussa ja peltojen osuuksissa vertailujokien ja ihmistoiminnan vaikutusten alaisten jokien välillä

olivat selkeästi suuremmat kuin pienillä turvemaiden joilla (Liite 1). Esimerkiksi keskisuurten turvemaiden keskimääräinen peltojen osuus vertailujokien valuma-alueilla oli 1,0 % ja ihmistoiminnan vaikutuksen alaisilla valuma-alueilla taas 6,7 %. Nämä erot selittänevät suurelta osin jokityyppien väliset erot vertailujokien ja ihmistoiminnan muuttamien jokien välisessä erottumisessa.

Ongelmana näissä jokityyppikohtaisissa ordinaatioanalyysissä on pieni jokityyppikohtainen aineisto. Siksi tulokset ovat vain suuntaa antavia.

5.3 Luokittelumuuttujat ja niiden yhteys veden laatuun sekä ihmistoimintaan

O/E-indeksin erottuminen oli heikointa suvannoilla, joilla muutettujen kohteiden indeksien vaihtelu oli suurta. Yhdistettyyn aineistoon perustuvalla O/E-indeksillä kynnyksarvolla $p_t = 0+$ ja $p = 0,25$ vertailuvaihtelu oli pientä ja muutettujen erottuminen selkeää. Pieniin kynnyksarvoihin perustuva tilan arviointi on kuitenkin alttiimpi havaintovirheille kuin runsaslukuisempiin lajeihin perustuva arviointi, koska myös harvinaiset tai harvoin kartoituksissa havaittavat lajit tulevat huomioiduiksi. Nämä lajit saattavat lisätä vertailuvaihtelua ja "kohinaa", koska ne vähälukuisina havaitaan satunnaisemmin (esim. Marchant 1999). Koska suurkasvien lajimäärät borealisissa virtavesissä ovat pienet, harvinaiset tai harvoin kartoituksissa havaitut lajit saattavat kuitenkin olla tärkeitä ekologisen tilan arvioinnin kannalta. Tässä tutkimuksessa myös selkein yhteys veden laatuun havaittiin O/E-muuttujien pienillä kynnyksarvoilla.

Prosenttisen mallinkaltaisuuden vertailuvaihtelu oli pientä jokikohteen PMA_{PE}-, ja putkilokasvien PMA-indekseille. Samoilta muuttujille yhteys ihmistoimintaa kuvaaviin muuttujiin oli voimakkainta. PMA_{PE} ilmensi tasaisemmin eri paineita, kun taas putkilokasvien runsauksiin perustuvat PMA-indeksit korreloivat voimakkaimmin kiintoaineksen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien kanssa. Prosenttinen mallinkaltaisuus vaikuttaa lupaavalta muuttujalta ilmentämään erityisesti putkilokasvien runsauksissa tapahtuneita ihmistoiminnasta aiheuttamia muutoksia.

Vertailuvaihtelu oli pienempää ja yhteys ihmistoimintaan voimakkaampi putkilokasvien peittävyys- kuin yleisyysarviota käytettäessä. Erot olivat kuitenkin hyvin pieniä, joten molemmat mittaustavat vaikuttaisivat olevan sopivia runsauden arviointimenetelmiä suurkasvien ekologisen tilan arviointia varten. PMA:ta olisi ollut lisäksi mielekästä tutkia yhdistämällä putkilokasvien peittävyys- ja yleisyysarvioinnit tutkitun 100 m jokijakson keskimääräiseksi peittävyysarvioksi. Tämä olisi ollut kattavampi lajin runsausarvio, joka huomioi paremmin kunkin lajin tyypillisen peittävyuden ja yleisyyden samanaikaisesti.

Tutkitut luokittelumuuttujat ilmensivät selkeimmin veden laatua. Tämä tulos on yhdenmukainen aikaisempien tutkimusten kanssa: suurkasviyhteisöihin perustuvien luokittelumuuttujien on havaittu korreloivan selkeimmin veden laadun kanssa (Fabris ym. 2009, Królak ym. 2009). Suomessa maatalouden kuormittamalla joilla on havaittu rehevöitymistä sietävien lajien olevan runsaita ja rehevöitymiselle herkkien lajien vähälukuisia tai puuttuvan kokonaan (Salow 2011). Suurkasvien, kuten myös piilevien, pohjaeläinten ja kalojen vaste maankäyttöön on yleisesti heikompi kuin rehevöitymiseen (Hering ym. 2006). Kuitenkin eri eliöryhmien vasteiden taustalla on eri tekijöitä. Suurkasviyhteisöjen vaste maankäyttöön tulee todennäköisesti suurelta osin valuma-alueen ihmistoiminnan aiheuttaman ravinteisuuden lisääntymiseen kautta (Hering ym. 2006).

Tutkimuspaikan rakenteellista muuttuneisuutta ja habitaattien luonnontilaisuutta mittaavilla muuttujilla, HQA- ja HMS-indekseillä ei ollut voimakasta yhteyttä yhteisöjen tai luokittelumuuttujien vaihteluun. Vaikka vesikasviyhteisöjen vasteen uoman rakenteen

muutoksiin on havaittu olevan vähemmän selkeä kuin veden laatuun tai valuma-alueen ihmistoimintaan (Hering ym. 2006), uoman rakenne ja sen luonnontilaisuus on kuitenkin oleellinen yhteisöihin vaikuttava seikka (O'hare ym. 2006). Tässä tutkimuksessa HQA- ja HMS-muuttujien vaihtelut olivat pienet, eikä suuria jokityyppikohtaisia eroja vertailujokien ja muutettujen jokien välillä ollut (Liite 1). Uoman rakenteen arviointiin käytetty River Habitat Survey -menetelmä ei kaikilta osin sovellu Suomen jokien arviointiin (Koivisto 2001). Menetelmästä puuttuu joitakin Suomessa tyypillisiä joen rakenteen ja lähivaluma-alueen ihmisvaikutuksesta kertovia piirteitä mm. soiden tai metsien ojitus ja hakkuuaukeat (Koivisto 2001). Lisäksi kartoittajien väliset erot ja vähäinen kokemus uoman rakenteellisen muuttuneisuuden arvioinnista ovat voineet vaikuttaa lopputulokseen. Siksi on mahdollista, että mitatut HQA- ja HMS-muuttujat eivät kuvanneet todenmukaisesti uoman rakenteen muuttuneisuutta tai luonnontilaisuutta.

Tutkituilla alustavilla luokittelumuuttujilla oli selkeä yhteys veden laatuun ja valuma-alueen ihmistoimintaa kuvaaviin muuttujiin. Suomessa suurkasvien lajimäärä, PMA ja tyyppilajien suhteellinen osuus ($O/E_{0,5}$) on todettu soveltuvimmiksi muuttujiksi järvien suurkasvillisuuden ekologisen tilan arviointiin (Leka ym. 2008). PMA ja $O/E_{0,5}$ -indeksi onkin valittu referenssi-indeksin ohella järvien suurkasvillisuuden ekologisen tilan luokittelumuuttujiksi (Vuori ym. 2009). O/E - ja PMA-indeksien käyttö jokien suurkasvien tilan luokittelussa olisi siis yhdenmukainen järvien vesikasviyhteisöjen tilan arvioinnin kanssa. Tässä tutkimuksessa lajien esiintymistietoihin perustuva O/E -indeksi korreloi veden laadun ja valuma-alueen maankäytön kanssa voimakkaammin kuin sekä esiintymistä, että runsaustietoa edellyttävä PMA. Molemmat muuttujat mittaavat vesiputedirektiivin vaatimusten mukaisesti suurkasvien taksonikoostumusta ja runsaussuhteita. Näin ollen alustavat luokittelumuuttujat PMA ja O/E -indeksi vaikuttavat lupaavilta vesikasveihin perustuvan ekologisen tilan mittareilta virtavesissä.

5.4 Suurkasvit ekologisen tilan arvioinnissa: suosituksia seurantaan

Suurkasvien käyttöä jokien ekologisen tilan arvioinnissa rajoittaa niiden pieni lajimäärä (Haury 1996). Ehkä juuri pienestä lajimäärästä johtuen O/E -indeksin erottelukyky oli parempi ja yhteys veden laatuun voimakkaampi pienillä kynnyksarvoilla ($p_t = 0+$ ja $p_t = 0,25$), eli kun huomioitiin myös vertailuaineistossa vähemmän yleisiä esiintyvät lajit. Lajirunsaus parantaa ekologisen tilan arvioinnin tarkkuutta (esim. Staniszewski 2006). Suurkasveihin perustuva, luotettava ekologisen tilan arviointi edellyttääkin kaiken mahdollisen vesikasvilajitiedon hyödyntämistä. Tämän vuoksi olisikin suotavaa, että suurkasviseurannoissa pyrittäisiin mahdollisimman tarkkaan määrittystasoon. Tämä edesauttaisi myös eri henkilöiden tekemien kartoitusten vertailtavuutta. Vertailuaineiston kasvaessa ja menetelmän vakiintuessa yhdenmukaisuutta voitaisiin lisätä myös lajilistalla (Kuoppala ym. 2008), joka määrittäisi, mitkä lajit otetaan huomioon seurannoissa.

Tämän aineiston perusteella jokien ekologisen tilan arvioinnin ei tulisi perustua pelkästään sammaliin. Sammalten lajimäärä on pieni, eivätkä muutetut joet erottuneet selkeästi vertailujoista PMA-luokittelumuuttujan avulla. Sammalet eivät myöskään ilmentäneet selkeästi veden laatua tai ihmistoimintaa. Myös vertailuolojen määrittämisessä oli ongelmia, sillä sammalia ei havaittu kaikilla vertailukohteilla. Toisaalta sammalet täydensivät hyvin tietoa, jota saatiin putkilokasviyhteisöistä: sekä sammaliin että putkilokasveihin perustuvat luokittelumuuttujat erottelivat muutetut joet selkeästi vertailujoista ja niillä oli voimakas yhteys valuma-alueen ihmistoimintaan ja veden laatuun.

Muutettujen jokien erottuminen vertailujoista O/E-taksonisuhteen ja PMA:n perusteella oli heikointa suvannoilla ja selkeää koko jokikohteilla ja koskilla. Mikäli käytetään nykyistä tyypittelyjärjestelmää, koskien kartoittaminen on mielekästä, koska tyypittelytekijät selittävät selvimmin koskiyhteisöjen vaihtelua. Toisaalta ekologisen tilan arviointia on vaikea perustaa pelkästään koskiyhteisöihin, koska koskia ei välttämättä ole joka paikassa. Näin ollen tulisi kartoittaa koskia aina kun mahdollista ja käyttää suvantokartoituksia koskikartoitusten tukena.

Vertailuolujen määrittely perustui suppeaan aineistoon kaikilla jokityypeillä, erityisesti suurilla joilla aineisto oli riittämätön. Tämän vuoksi tutkimuksessani tehtyä vertailuolujen kuvailua ja jokityypittelyn arviointia voidaan pitää vasta alustavana. Vertailuvaihtelua ja siihen vaikuttavia luontaisia tekijöitä sekä suurkasveihin perustuvaa ekologisen tilan arviointia tulisikin tutkia laajemmalla vertailuaineistolla. Lisäksi vertailutilan arviointia varten olisi syytä olla erillinen, riippumaton vertailuaineisto, jota ei ole käytetty vertailuolujen asettamisessa (Hämäläinen ym. 2007).

Joillakin tutkituilla kohteilla ongelmana oli sammalten tai toisen habitaattityypin puuttuminen, jolloin yhteisötietoa jäi puutteelliseksi. Suurkasvien puuttumisesta tai vähäisyydestä ei kuitenkaan suoraan voida päätellä ekologisen tilan olevan huono, sillä vesikasvillisuus voi puuttua joesta myös luontaisten syiden, kuten varjostuksen, johdosta (Schaumburg ym. 2004). Siksi suurkasvien ekologisen tilan arvioinnin on ajateltu edellyttävän tiettyä minimikasvillisuuden määrää (Schaumburg 2004). Kasvillisuuden puuttuessa on ehdotettu jätettäväksi suurkasvit laatutekijänä pois tehtäessä kokonaisvaltaista arviota ekologisesta tilasta (Schaumburg 2004). Tämä ei kuitenkaan ole hyvä lähtökohta, sillä silloin jäävät huomioimatta myös ne paikat, joista suurkasvillisuus on kokonaan hävinnyt ihmisen toiminnan myötä.

Aikaisemmin Euroopassa ja Amerikassa jokien tilan arvioinnissa on keskitytty vain yhteen eliöryhmään, usein pohjaeläimiin tai kaloihin. Nykyisin pyritään huomioimaan usean eliöryhmän tila yhtä aikaisesti kokonaisvaltaisen ekologisen tilan arvioimiseksi. Koska jokiekosysteemit ovat monimutkaisia, ajallisesti vaihtelevia ja hierarkkisia, kattavan jokien ekologisen tilan arvioinnin tulisikin perustua usean eri taksonomisen ryhmän arviointiin (Hughes ym. 2009). Tähän suurkasvit tuovat oman, kokonaisuutta täydentävän lisänsä.

KIITOKSET

Työtä on riittänyt, mutta sen edetessä on aina oppinut jotain uutta ja mielenkiintoista. Siispä suuret kiitokset ohjaajilleni Heikki Hämäläiselle ja Jukka Aroviidalle kärsivällisestä ja innostavasta ohjauksesta. Kari-Matti Vuorelle kiitokset hyvästä aiheesta. Kiitokset kaikille maastotöihin osallistuneille: Juha Riihimäelle, Minna Kuoppalalle, Saila Pahkakankaalle, Heidi Salowille, Janne Alahuhdalle, Tuija Pyykköselle, Jukka Leppälälle sekä Krister Karttuselle. Kiitos Juha Riihimäelle maankäyttötietojen kokoamisesta ja kartoitusmenetelmään opastamisesta. Erityiskiitokset Krister Karttuselle lajintunnistustaitoihin perehdyttämisestä. Lämpimät kiitokset perheelle ja ystäville henkisestä tuesta ja ymmärryksestä. Haapovaaran väelle vielä kiitos kokkailusta ja hyvästä seurasta: ilman teitä työn loppuvaihe olisi ollut paljon tylsempi ja vaikeampi, nyt se ujuttautui sopivasti mukavan jutustelun sekä yhteisten ulkoilu- ja lintubongailuhetkien väliin.

KIRJALLISUUS

- Anonyymi 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, yhteisön vesienhoidon puitteista. *Euroopan yhteisön virallinen lehti* L 327: 1-72.
- Anonyymi 2003a. SFS-EN 14184 2003. Veden laatu. Ohje vesikasvien tutkimiseksi virtaavissa vesissä.
- Anonyymi 2003b. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document No. 10 Rivers and lakes – Typology, reference conditions and classification systems. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 87 s.
- Anonyymi 2004. Laki vesienhoidon järjestämisestä 1299/2004.
- Aguiar F.C., Feio M.J. & Ferreira M.T. 2011. Choosing the best method for stream bioassessment using macrophyte communities: Indices and predictive models. *Ecological Indicators* 11: 379-388.
- Alahuhta J., Vuori K.-M. & Luoto M. 2011. Land use, geomorphology and climate as environmental determinants of emergent aquatic macrophytes in boreal catchments. *Boreal Environment Research* 16: 185-202.
- Apitz S.E., Elliott M., Fountain M. & Galloway T.S. 2006. European Environmental Management: Moving to an Ecosystem Approach. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2: 80-85.
- Aroviita J. 2009. Predictive models in assessment of macroinvertebrates in boreal rivers. *Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science* 201: 1-45.
- Aroviita J., Koskenniemi E., Kotanen J. & Hämäläinen H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environmental Management* 42: 894-906.
- Baatrup-Pedersen A., Szoszkiewicz K., Nijboer R., O'Hare M. & Ferreira T. 2006. Macrophyte communities in unimpacted European streams: variability in assemblage patterns, abundance and diversity. *Hydrobiologia* 566: 179-196.
- Barendregt A. & Bio A.M. 2003. Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Ecological Modelling* 160: 205-217.
- Barrat-Segretain M. 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. *Vegetatio* 123: 13-37.
- Barton D. 1996. The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 36: 397-410.
- Birk S., Korte T. & Hering D. 2006. Intercalibration of assessment methods for macrophytes in lowland streams: direct comparison and analysis of common metrics. *Hydrobiologia* 566: 417-430.
- Bornette G. & Puijalón S. 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Science* 73: 1-14.
- Bowden W., Glime J. & Riis T. 2006. Macrophytes and bryophytes. Teoksessa: Hauer F.R. & Lamberti G.A. (toim.), *Methods in stream ecology*, Academic Press/Elsevier, Amsterdam, 381-414.
- Carr G.M., Duthie H.C. & Taylor W.D. 1997. Models of aquatic plant productivity: A review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany* 59: 195-215.
- Demars B.D. & Harper M. 1998. The aquatic macrophytes of an English lowland river system: Assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 384: 75-88.

- Dodkins I., Rippey B. & Hale P. 2005. An application of canonical correspondence analysis for developing ecological quality assessment metrics for river macrophytes. *Freshwater Biology* 50: 891-904.
- Dufrene M. & Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Eloranta P. & Kwandrans J. 1996. Distribution and ecology of freshwater red algae (Rhodophyta) in some central Finnish rivers. *Nordic Journal of Botany* 16: 107-117.
- Eloranta P. & Kwandrans J. 2004. Indicator value of freshwater red algae in running waters for water quality assessment. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 33: 47-54.
- Eloranta P. & Kwandrans J. 2007. *Freshwater red algae (Rhodophyta) identification guide to European taxa, particularly to those (found) in Finland*. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsingin yliopisto, Helsinki, 103 s.
- Fabris M., Schneider S. & Melzer A. 2009. Macrophyte-based bioindication in rivers - A comparative evaluation of the reference index (RI) and the trophic index of macrophytes (TIM). *Limnologica* 39: 40-55.
- French T.D. & Chambers P.A. 1996. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology* 36: 509-520.
- Gregg W.W. & Rose F.L. 1982. Effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. *Aquatic Botany* 14: 309-324.
- Haury J. 1996. Assessing functional typology involving water quality, physical features and macrophytes in a Normandy river. *Hydrobiologia* 340: 43-49.
- Hawkins B.A.B. 2001. Ecology's oldest pattern? *Endeavour* 25: 133-133.
- Hawkins C.P. 2006. Quantifying biological integrity by taxonomic completeness: Its utility in regional and global assessments. *Ecological Applications* 16: 1277-1294.
- Hawkins C.P., Olson J.R. & Hill R.A. 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 312-343.
- Heino J. 2001. Regional gradient analysis of freshwater biota: do similar biogeographic patterns exist among multiple taxonomic groups? *Journal of Biogeography* 28: 69-69.
- Heino J. & Toivonen H. 2008. Aquatic plant biodiversity at high latitudes: patterns of richness and rarity in Finnish freshwater macrophytes. *Boreal Environment Research* 13: 1-14.
- Heino J., Paavola R., Virtanen R. & Muotka T. 2005. Searching for biodiversity indicators in running waters: Do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation* 14: 415-428.
- Heino J., Muotka T., Mykrä H., Paavola R., Hämäläinen H. & Koskenniemi E. 2003. Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: Implications for bioassessment and conservation. *Ecological Applications* 13: 842-842.
- Henry C.P. & Amoros C. 1996. Are the banks a source of recolonization after disturbance: An experiment on aquatic vegetation in a former channel of the Rhone River. *Hydrobiologia* 330: 151-162.
- Hering D., Johnson R.K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz K. & Verdonschot P.F.M. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757-1757.
- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliot M., Feld C.K., Heiskanen A., Johnson R.K., Moe J., Pont D., Solheim A.L. & van de Bund W. 2010. The European Water Framework

- Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *The Science of the Total Environment* 408: 4007-4019.
- Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L. & Dawson F.D. 1999. *Mean trophic rank: a user's manual*. R&D. Technical Report No. E38: Environment Agency, Bristol, 129 s.
- Hughes S.J., Santos J.M., Ferreira M.T., Caraca R. & Mendes A.M. 2009. Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwater Biology* 54: 2383-2400.
- Hämäläinen H., Aroviita J., Koskenniemi E., Bonde A. & Kotanen J. 2007. *Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu*. Länsi-Suomen ympäristökeskus 04/2007, Vaasa, 64 s.
- Janauer G. 2001. Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophyte in its particular environment? *Journal of Limnology* 60: 33-38.
- Johnson R.K., Hering D., Furse M.T. & Clarke R.T. 2006. Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* 566: 115-137.
- Keddy P.A. 1976. Lakes as islands: the distributional ecology of two aquatic plants, *Lemna minor* L. and *L. trisulca* L. *Ecology* 57: 353-359.
- Koistinen M. 2010. Näkinpartaislevät. Teoksessa: Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. (toim.), *Punainen kirja 2010; The 2010 red list of Finnish species*, Ympäristöministeriö, Helsinki, 204 s.
- Koivisto A. 2001. Joen elinympäristökartoitus River Habitat Survey -menetelmällä Seinäjoen vesistössä kesällä 2000. *Länsi-Suomen ympäristökeskus*, 12 s.
- Królak E., Strzałek M. & Korycińska M. 2009. The usefulness of various indices in the assessment of water quality of a lowland river. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology* 9: 271-280.
- Kruskal J.B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29: 115-129.
- Kuhar U., Germ M., Gaberscik A. & Urbanic G. 2011. Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. *Limnologica* 41: 235-235.
- Kuoppala M., Hellsten S. & Kanninen A. 2008. *Sisävesien vesikasviseurantojen laadunvarmennus*. Suomen ympäristö 36/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki 94 s.
- Kurimo U. 1970. Effect of pollution on the aquatic macroflora of the Varkaus area, Finnish Lake District. *Annales Botanici Societatis Vanamo* 7: 213-254.
- Leka J., Toivonen H., Leikola N. & Hellsten S. 2008. *Vesikasvit Suomen järvien tilan ilmentäjänä. Ekologisen tilaluokittelun kehittäminen*. Suomen ympäristö 18/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 53 s.
- Linkola K. 1933. Artenstatistik der Süßwasserflora Finnlands. *Annales Botanici Societatis Vanamo* 5: 1-13.
- Manninen P. 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. *Boreal Environment Research* 3: 23-23.
- Marchant R. 1999. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? A comment on the conclusions of Cao et al. *Limnology and Oceanography* 44: 1840-1840.
- Mazor R.D., Reynoldson T.B., Rosenberg D.M. & Resh V.H. 2006. Effects of biotic assemblage, classification, and assessment method on bioassessment performance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 394-411.

- McCune B. & Grace J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon, 300 s.
- Mielke P.W. 1984. Meteorological applications of permutation techniques based on distance functions. Teoksessa Krishnaiah, P.R. & Sen, P.K. (toim.), *Handbook of statistics Vol 4: Nonparametric methods*, North-Holland, Amsterdam, 813-830.
- Moss D., Furse M.T., Wright J.F. & Armitage P.D. 1987. Prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17: 41-52.
- Muotka T. & Virtanen R. 1995. The stream as a habitat templet for bryophytes: Species' distributions along gradients in disturbance and substratum heterogeneity. *Freshwater biology* 33: 141-160.
- Mykrä H. 2006. Spatial and temporal variability of macroinvertebrate assemblages in boreal streams: implications for conservation and bioassessment. *Acta Universitatis Ouluensis A Scientiae Rerum Naturalium* 468: 1-39.
- Mykrä H., Aroviita J., Hämäläinen H., Kotanen J., Vuori K. & Muotka T. 2008. Assessing stream condition using macroinvertebrates and macrophytes: concordance of community responses to human impact. *Fundamental and Applied Limnology* 172: 191-203.
- Mykrä H., Aroviita J., Hämäläinen H., Karjalainen S.M., Visuri M., Riihimäki J., Miettinen J. & Vuori K. 2009. Utility of a single a priori river typology for reference conditions of boreal macroinvertebrates and diatoms. *Fundamental and applied limnology* 175: 269-280.
- Novak M.A. & Bode R.W. 1992. Percent model affinity: A new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 80-85.
- O'Hare M.T., Baattrup-Pedersen A., Nijboer R., Szoszkiewicz K. & Ferreira T. 2006. Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia* 566: 197-210.
- Passy S.I. & Bode R.W. 2004. Diatom Model Affinity (DMA), a new index for water quality assessment. *Hydrobiologia* 524: 241-252.
- Pinto P., Morais M., Ilheu M. & Sandin L. 2006. Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia* 566: 75-90.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H. & Everard M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 477-499.
- Riihimäki J. 2010. Maastomenetelmä virtaavien vesien kasvillisuuden tutkimiseen. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=121326&lan=fi>. Luettu 16.11.2010.
- Riis T. & Sand-Jensen K. 1997. Growth reconstruction and photosynthesis of aquatic mosses: influence of light, temperature and carbon dioxide at depth. *Journal of Ecology* 85: 359-372.
- Riis T. & Sand-Jensen K. 2001. Historical changes in species composition and richness accompanying perturbation and eutrophication of Danish lowland streams over 100 years. *Freshwater Biology* 46: 269-280.
- Riis T. & Biggs B.J.F. 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and oceanography* 48: 1488-1497.
- Riis T., Sand-Jensen K. & Larsen S.E. 2001. Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and location within Danish stream systems. *Hydrobiologia* 448: 217-228.
- Salow H. 2011. Jokien vesikasvillisuus ekologisen tilan indikaattorina maa- ja metsätalouden kuormittamissa vesistöissä. Pro gradu -tutkielma. Oulun Yliopisto, Biologian laitos, 47 s.

- Sand-Jensen K., Andersen K. & Andersen T. 1999. Dynamic properties of recruitment, expansion and mortality of macrophyte patches in streams. *International Review of Hydrobiology* 84: 497-508.
- Schaumburg J., Schranz C., Foerster J., Gutowski A., Hofmann G., Meilinger P., Schneider S. & Schmedtje U. 2004. Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 283-283.
- Scott W.A., Adamson J.K., Rollinson J. & Parr T.W. 2002. Monitoring of Aquatic Macrophytes for Detection of Long-term Change in River Systems. *Environmental monitoring and assessment* 73: 131-153.
- Sirjola E. 1969. Aquatic vegetation of the river Teuronjoki, south Finland, and its relation to water velocity. *Annales Botanici Fennici* 6: 68-75.
- Staniszewski R., Szoszkiewicz K., Zbierska J., Lesny J., Jusik S. & Clarke R.T. 2006. Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. *Hydrobiologia* 566: 235-246.
- Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnson R.K. & Norris R.H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications* 16: 1267-1276.
- Suren A.M., Smart G.M., Smith R.A. & Brown S.L.R. 2000. Drag coefficients of stream bryophytes: experimental determinations and ecological significance. *Freshwater Biology* 45: 309-317.
- Toivonen H. & Huttunen P. 1995. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany* 51: 197-221.
- Tolonen K., Hämäläinen H. & Vuoristo H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 395: 1-40.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Vehanen T., Sutela T. & Korhonen H. 2006. Kalayhteisöt jokien ekologisen tilan seurannassa ja arvioinnissa: alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. *Kala- ja riistaraportteja* 398: 1-36.
- Vehanen T., Sutela T. & Korhonen H. 2010. Environmental assessment of boreal rivers using fish data - a contribution to the Water Framework Directive. *Fisheries management and ecology* 17: 165-175.
- Vuori K-M., Mitikka S. & Vuoristo H. 2009. *Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 120 s.
- Vuori K-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S.M., Kauppila P., Lax H-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. & Westberg V. 2006. *Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet*. Suomen ympäristö 807. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 154 s.
- Westlake D.F. 1975. Macrophytes. Teoksessa: Whitton B.A. (toim.), *River Ecology*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 106-128.
- Wetzel R.G. 1983. *Limnology*. Saunders Company, Philadelphia, USA, 767 s.
- Wright J.F., Sutcliffe D.W. & Furse M.T. 2000. *Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and other techniques: invited contributions from an international workshop held in Oxford, UK on 16-18 September 1997*. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK, 373 s.

- Wright J.F., Moss D., Armitage P.D & Furse M.T. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater biology* 14: 221-256.
- Ympäristöministeriö 2006. Pintavesien tyypittely. Kirje alueellisille ympäristökeskuksille ja Suomen ympäristökeskukselle. Ympäristöministeriö 17.2.2006, YM3/401/2006.

Liite 1. Ympäristömuuttujien keskiarvo tai mediaani sekä minimi- ja maksimi-arvot jokityypeittäin vertailupaikoilla (REF) ja kuormitetuilla paikoilla (IMP). (HQA = Habitat Quality Assessment -indeksi, HMS = Human Modification Score -indeksi, KarkPuu = uoman puunkappaleiden lukumäärä, HienPuu = uoman hienojakoisen puuaineksen määrä, Ojat lkm = uomaan laskevien ojien määrä, Varjostus = varjostuksen keskiarvo, PerkVoim = perkausten voimakkuus, Liettyminen = liettymisen voimakkuus, Alkalinit = alkaliniteetti [mmol l⁻¹], AmmoTyp = ammonium-tyyppi [µg l⁻¹], FosfFos = fosfaatti-fosfori [µg l⁻¹], KiinAin = kiintoaineksen [mg l⁻¹], KokP = kokonaisfosfori [µg l⁻¹], KokN = kokonaistyppi [µg l⁻¹], NitrTyp = nitriitti-nitraatti tyyppinä [µg l⁻¹], happamuus = pH, rauta [mg l⁻¹], sameus [TUA FNU], sähkönjohtavuus [mS m⁻¹], väriluku [mg Pt l⁻¹], F = valuma-alueen pinta-ala [km²], Alt = korkeus merenpinnasta [m], EtJärv = etäisyys yläpuoliseen järveen [km], Järvi % = järvien, Turve % = turvemaiden, Pelto % = peltojen, Laidun % = laidunmaiden, Muumaat % = muiden maatalousmaiden, Metsäoja % = metsäojituksen, Turvetuo % = turvetuotannon, Harvapuu % = kivennäismaiden, harvapuustoisten alueiden sekä Metsä % = metsien osuudet joen valuma-alueen kokonaispinta-alasta, MetKiv % = metsät kivennäismaalla, MetTurv % = metsät turvemaalla, MetKall % = metsät kalliomaalla, Lehtimet % = lehtimetsät, Havumet % = havumetsät, Sekamet % = sekametsät, Muu % = muun ihmistoiminnan osuus valuma-alueella).

		Pt		Pk		Kt		Kk		St		Sk	
		REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
HQA	Keskiarvo	57	59	55	56	57	56	64	58	50	59	61	63
	Min-Maks	49-68	53-68	51-60	53-59	52-63	35-68	50-65	54-61	-	-	56-62	-
HMS	Keskiarvo	1	1	3	5	0	1	1	10	2	0	11	15
	Min-Maks	0-8	0-26	2-14	0-14	0-7	0-26	0-15	3-16			0-23	
KarkPuu	Mediaani	24	21	21	8	7	8	26	29	1	5	9	3
	Min-Maks	9-100	0-56	3-27	5-80	0-10	0-32	7-38	12-46			7-10	
HienPuu	Mediaani	11	9	9	7	6	6	9	12	2	7	7	6
	Min-Maks	4-11	3-17	6-11	3-12	1-10	1-12	4-13	11-12			3-9	
Ojat lkm	Mediaani	0	3	0	2	1	3	0	4	1	0	0	3
	Min-Maks	0-2	0-6	0-10	0-4	0-5	0-5	0-5	4-4			0-2	
Varjostus	Keskiarvo	50,4	52,2	51,5	40,9	54,1	40,7	59,4	73,4	13,0	64,0	45,8	65,4
	Min-Maks	39,8-59,8	27-80,8	25,8-63	27-51,8	41,3-71,3	13,3-70,8	52,8-62,8	64,8-82			33,8-52,8	
PerkVoim	Mediaani	1	1	1	0	0	1	1	1	3	0	5	3
	Min-Maks	0-4	0-6	0-2	0-6	0-3	0-18	0-3	1-1			0-8	
Liettyminen	Mediaani	2	6	0	4	2	10	3	11	7	4	8	6
	Min-Maks	0-12	0-15	0-10	0-14	0-8	0-19	0-5	10-11			0-10	
Alkalinit	Keskiarvo	0,1	0,2	0,2	0,3	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2
	Min-Maks	0,1-0,4	0-0,4	0,1-0,2	0,1-0,7	0,1-0,2	0-1,1	0,1-0,2	0,1-0,2			0,1-0,2	

		Pt		Pk		Kt		Kk		St		Sk	
		REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
AmmoTyp	Keskiarvo	13,1	23,9	7,8	10,4	8,4	58,9	8,6	15,3	12,1	15,4	4,9	13,3
	Min-Maks	3,1-38,5	3,3-90,6	1,6-22,3	2,8-22,6	4,5-13,5	4,2-196,9	5,9-10,5	13,4-17,2			3-8,3	
FosFos	Keskiarvo	7,4	11,3	1,0	13,6	8,0	37,4	3,1	9,6	4,8	32,0	1,5	6,0
	Min-Maks	2,1-25,5	0,3-54	1-1,1	0,2-33	1,3-34	0,9-109	1,8-7	0,9-18,4			1-2,5	
KiintAin	Keskiarvo	2,7	7,6	1,0	12,5	2,1	11,6	2,1	9,7	3,8	2,7	1,0	5,1
	Min-Maks	1,3-8,6	1,1-31	0,7-1,5	0,4-30,4	1,3-5,6	1,1-25,6	1,3-4	7,4-12,1			0,8-1,4	
KokP	Keskiarvo	17,3	30,7	10,3	36,3	20,6	67,6	12,7	36,1	20,3	53,0	6,0	20,6
	Min-Maks	10-31,8	11,3-81	4,4-29,5	10,6-85,8	12,3-41,5	12,2-152,9	6-22,5	26,9-45,4			3,8-9,3	
KokN	Keskiarvo	464,3	591,0	413,8	603,7	463,2	962,4	482,8	766,3	478,8	600,0	414,6	487,5
	Min-Maks	237,8-730	274,2-864	107,4-780	122,1-1425	328,8-571	333,2-2425	385-592,5	741,3-791,3			366,3-497,5	
NitrTyp	Keskiarvo	51,2	58,7	109,9	167,8	24,5	262,9	74,1	173,8	34,3	109,0	83,0	83,0
	Min-Maks	7,7-157,4	7,7-186	20,9-204,8	6,7-496,3	9,9-50,1	4,6-1525	38,1-125,5	169,4-178,3			33,4-151,5	
pH (min)	Keskiarvo	5,7	5,7	6,5	6,3	5,5	5,8	6,3	6,0	6,0	7,0	6,7	6,5
	Min-Maks	4,8-6,7	4,5-6,6	6,2-6,7	5,9-6,6	4,8-6,4	4,4-7	6,1-6,6	5,7-6,2			6,4-7	
Rauta	Keskiarvo	1,5	2,1	0,5	1,0	1,2	3,2	0,9	1,3	1,3	2,1	0,1	0,7
	Min-Maks	0,7-4,0	0,6-7,7	0,1-1,5	0,1-2,3	0,5-2,7	0,6-8,3	0,5-1,2	0,7-1,8			0,1-0,2	
Sameus	Keskiarvo	3,3	4,5	1,0	11,4	2,2	12,2	2,1	5,2	2,9	7,7	0,9	4,5
	Min-Maks	1-11,8	1,1-16	0,4-1,4	0,4-39,3	1,2-5,7	1-28,4	1,1-2,8	5-5,5			0,7-1,2	
Sähkönojoht	Keskiarvo	3,4	4,4	3,5	5,2	2,5	9,1	4,4	4,6	3,0	4,7	4,1	10,5
	Min-Maks	1,7-5,6	1,9-7,6	2,7-4,1	2,4-8,4	1,8-3,3	1,6-20,8	3-7,2	4,5-4,7			2,3-5,1	
Väiriluku	Keskiarvo	151,4	196,2	72,5	108,2	145,9	230,2	83,8	149,9	93,4	160,3	41,1	58,5
	Min-Maks	66,5-223,3	100,8-337	12,7-180	31,3-244	63,1-215	98,2-393	56,3-137,5	141,9-158			24,6-71,3	
F	Keskiarvo	38,7	52,2	34,6	73,5	528,9	322,8	156,7	116,8	2136,3	1131,2	3723,0	1019,2
	Min-Maks	17,3-79,6	12,8-82,6	13,1-90,6	41,9-98,2	167,4-996,7	103,9-728	116,8-207	102,8-130,7			2053-5560,5	
Alt	Keskiarvo	137,4	122,9	147,2	126,9	136,0	72,0	96,3	77,5	95,0	72,0	107,8	80,0
	Min-Maks	67,5-205	45-180	95-265	20-222,5	110,4-160,3	2,5-160	85-120	45-110			73,5-165	
EtJärv	Keskiarvo	2,9	6,6	2,6	4,1	3,3	1,1	2,6	2,2	34,1	9,0	0,9	9,2
	Min-Maks	0,2-7,1	9,1-13,1	0,7-6,3	1,5-8,3	0,5-11,7	1,6-2,5	1,7-4,1	0,9-3,4			0,3-1,2	
Järvi %	Keskiarvo	3,8	3,8	7,3	2,7	8,1	1,7	13,3	4,1	8,2	7,2	18,0	16,6
	Min-Maks	0,3-7,8	0,1-19,9	0-19	0-7,3	2,1-18,4	0-11,5	7-17,9	2,6-5,6			12,3-21	

		Pt		Pk		Kt		Kk		St		Sk	
		REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
Turve %	Keskiarvo	32,0	38,5	10,9	15,2	43,4	43,0	16,7	15,2	47,4	33,9	19,5	15,4
	Min-Maks	14,3-46,2	26,7-58,7	4,1-17,1	12,2-18,8	32,5-66,3	22-67,8	8,1-23,2	13,4-17			11,6-33,3	
Pelto %	Keskiarvo	1,2	1,7	1,4	6,7	1,0	6,7	4,1	8,2	1,2	9,1	2,9	8,9
	Min-Maks	0-4,9	0-8	0-3,3	0-18	0,1-3	0-19,7	1,1-7,1	6,6-9,8			0,6-4,3	
Laidun %	Keskiarvo	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,0	0,2	0,2
	Min-Maks	0-0,2	0-0,8	0-0,4	0-0,2	0-0,2	0-0,8	0,1-0,2	0-0,1			0,1-0,3	
MuuMaat %	Keskiarvo	0,2	0,2	0,5	0,7	0,3	0,6	0,3	0,7	0,2	0,1	0,4	1,1
	Min-Maks	0-1,1	0-1,1	0-1,3	0-2,2	0,1-1,3	0-1,9	0,1-0,4	0,4-1,1			0,2-0,5	
Metsäoja %	Keskiarvo	28,3	35,9	18,8	12,9	26,8	32,8	25,4	25,2	21,3	26,2	22,0	23,6
	Min-Maks	3,5-46,1	13,5-55,2	5,5-26,7	3,5-23,5	15,9-38	15,2-48,5	19,9-33,4	24,1-26,4			20,9-23,1	
Turvetuo %	Keskiarvo	0,3	0,1	0,0	0,0	0,3	0,7	0,4	0,2	0,5	0,1	0,1	0,0
	Min-Maks	0-2,1	0-0,8	0-0	0-0,1	0-1,9	0-4,3	0-1,6	0-0,3			0-0,2	
Harvapuuh %	Keskiarvo	4,1	6,1	3,6	2,2	5,1	4,8	3,9	4,2	4,3	5,8	4,1	3,6
	Min-Maks	0,6-11,2	1,9-9,1	2-5,3	0,3-4,7	3,2-6,1	1,3-7,2	3-4,4	3,2-5,3			3,1-5,8	
Metsä %	Keskiarvo	65,3	58,4	66,1	65,0	47,9	54,6	61,2	64,1	43,7	43,1	52,7	52,7
	Min-Maks	51,4-79,6	26,7-77,1	60,4-73,8	56,7-79,4	29,6-61,6	35,3-69,9	58,1-66,4	61,1-67,2			46,4-56,6	
MetKiv %	Keskiarvo	47,8	36,4	56,9	55,4	29,4	32,1	47,8	50,8	25,8	30,5	40,2	39,6
	Min-Maks	32,6-61	12,6-49,3	46,9-63,6	41,6-69,3	14,4-42,4	17,2-47,3	41,2-52,4	50,5-51,1			30,8-46,1	
MetTurv %	Keskiarvo	17,0	21,7	7,9	8,2	18,4	22,1	12,8	12,0	17,7	12,3	11,8	12,4
	Min-Maks	6,8-22,9	13,8-32,5	0,8-11,3	3,3-11,4	13,9-24,5	12-32,8	7,1-18,8	9,6-14,3			9,3-15,4	
MetKall %	Keskiarvo	0,4	0,3	1,2	1,5	0,2	0,3	0,6	1,4	0,3	0,3	0,7	0,6
	Min-Maks	0-1	0-1,5	0-2,1	0-4,3	0,1-0,5	0-1	0,3-0,9	1-1,7			0,2-1,2	
Lehtimet %	Keskiarvo	3,2	4,2	6,1	3,5	1,4	4,7	6,5	2,9	2,8	3,8	4,0	7,3
	Min-Maks	0,1-8,3	0,9-10,5	1-14	0,6-7,8	0,9-2,5	0,3-14,9	4,5-9,4	2-3,9			0,7-5,8	
Havumet %	Keskiarvo	42,1	31,1	41,6	43,0	29,0	27,5	32,6	43,4	21,8	21,3	29,1	28,6
	Min-Maks	25,5-57,2	7,7-44,5	27,8-52,6	33,5-61,8	17,7-46,6	12,6-53,5	26,5-37,8	36,6-50,2			27,6-30,8	
Sekamet %	Keskiarvo	19,9	23,2	18,3	18,5	17,5	22,3	22,0	17,8	19,0	18,1	19,5	16,8
	Min-Maks	8,9-33,2	12,7-29	8,4-24,2	4,3-37,3	11-23,6	10-42,9	19,6-24,8	15-20,6			18,1-20,2	
Urban %	Keskiarvo	1,6	1,1	3,5	2,1	0,8	1,5	2,7	3,0	0,8	1,8	2,9	5,4
	Min-Maks	0,1-6,2	0,1-2,3	1,9-5	0-4,1	0,3-1,5	0,1-4	2-3,3	2,6-3,4			0,9-4	

Liite 2. Jokipaikkojen tyyppi, aineiston tyyppi ja sijainti (KKJ:n yhtenäiskoordinaatisto).
(Selitykset kuten Taulukossa 1).

Paikan nimi	Jokityyppi	IMP/REF	N	E
Aittojoki	Kt	IMP	7161880	3508330
Haapajoki	Kt	IMP	7005487	3703846
Huosiosjoki	Kk	REF	6850372	3547514
Iso-Tainijoki	Pt	IMP	7330630	3445130
Jongunjoki	Kt	REF	7054785	3649814
Jurvonjoki	Pk	REF	6947448	3446305
Kaisajoki	Kt	IMP	7333582	3399161
Kalliojoki	Pt	REF	6980788	3640569
Kalmujoki	Pk	REF	6919045	3429763
Kankaisenjoki	Pt	REF	7065050	3566698
Kelhujoki	Pt	IMP	7473150	3379920
Koirajoki	Pt	REF	7025527	3389511
Koivujoki	Kk	REF	7031712	3470920
Konnusjoki	Pt	IMP	6872686	3544828
Korpijoki	Kt	IMP	7069705	3469442
Korvajoki	Pt	REF	7329030	3513546
Kruunupyynjoki	Kt	IMP	7075301	3303536
Kuohattijoki	Pt	IMP	7059776	3620556
Kuorejoki	Kt	IMP	7203340	3528400
Kuusoja	Pk	REF	6965666	3655231
Kynäkoski	Kt	REF	7170395	3582015
Laanioja	Pk	REF	7591107	3515829
Laihianjoki	Kt	IMP	6996476	3246524
Lentuankoski	Sk	REF	7123360	3625716
Lestijoki, Kallisenkoski	Kt	IMP	7067252	3368786
Lestijoki, Polvikoski	St	IMP	7089537	3356898
Lestijoki, Tornikoski	Kt	REF	7060288	3375949
Luohuanjoki	Kt	IMP	7162880	3417030
Luostanjoki	Kt	IMP	7029437	3580092
Maalahdenjoki	Kt	IMP	6993462	3224836
Makkolanpuro	Pt	REF	7098281	3486926
Malisjoki	Kt	IMP	7093527	3399512
Martimojoki	Kt	IMP	7345760	3360215
Muhosjoki	Kt	IMP	7178170	3453910
Murennusjoki	Kt	IMP	7070910	3499700
Murronjoki-Pihlajajoki	Kk	IMP	6951586	3411105
Murtojoki	Kt	IMP	6986557	3232651
Mäntyjoki-Peurajoki	Kt	IMP	7074899	3608369
Naalastojoki	Pt	REF	7446930	3371947

Paikan nimi	Jokityyppi	IMP/REF	N	E
Neittävänjoki	Kt	IMP	7140390	3466970
Nuorittajoki	Kt	REF	7229749	3502289
Nuottipuro	Pt	IMP	7124310	3528760
Nytkymenjoki	Pk	IMP	6858284	3401862
Onkamaanjoki	Pk	IMP	6725331	3532328
Pajuluoma	Pt	IMP	6908930	3231149
Pohjajoki	Pt	IMP	7133580	3551270
Pusonjoki	Pk	REF	6992103	3646667
Puuskankoski	Sk	REF	6828155	3484744
Pyhäjoki	Pk	IMP	7442422	3505030
Rauanjoki	Kt	IMP	6982542	3624236
Rutajoki	Kk	REF	6876431	3446235
Saajoki	Kk	REF	6875270	3415639
Saunajoki	Pt	IMP	6930640	3411268
Simojoki, Leppäkoski	Kt	REF	7315930	3487777
Simojoki, Valajakoski	St	REF	7304738	3442830
Sirkkapuro	Pt	REF	6844601	3514094
Sonnanjoki	Sk	REF	6770151	3477745
Sormijoki	Pk	IMP	7512532	3555629
Soutujoki	Kt	REF	6933654	3381122
Taipaleenjoki	Sk	IMP	6945889	4461461
Temmesjoki, Ala-Temmes	Kt	IMP	7184495	3431254
Temmesjoki, Myllykoski	Kt	IMP	7175279	3433122
Ternujoki	Kt	IMP	7369373	3425091
Tiilikanjoki	Kt	REF	7049569	3552885
Tyrnävänjoki	Kt	IMP	7192030	3428030
Tyrnävänjoki, Pihlajaranta	Kt	IMP	7168789	3447901
Vieresjoki	Kt	IMP	7015920	3337319
Vilajoki	Kk	IMP	6744842	3555169
Virojoki	Pt	REF	6745439	3523272
Vuorijoki	Pt	IMP	6884203	3523707
Vuotosjoki	Kt	IMP	7448287	3529950
Ängeslevänjoki	Pt	IMP	7179715	3444990

Liite 4. Regressiomallit, joilla arviointiin puuttuvien vedenlaatutietojen arvoja. (Selitykset kuten liitteessä 1).

Vedenlaatumuuttuja (y)	Regressiomalli	R ²	N
Alkalinit	$y = \text{Sähkönjoht} * 0,031 + \text{pH} * 0,127 - 0,690$	0,70	2
AmmoTyp	$y = 0,0017 * \text{KokN}^{1,424}$	0,65	3
FosFos	$y = 0,00924 * \text{KokP}^{1,3897}$	0,92	19
KiintAin	$y = 1,2487 * \text{Sameus}^{0,8661}$	0,91	2
NitrTyp	$y = 0,0003 * \text{KokN}^2 + 0,0468 * \text{KokN} - 27,073$	0,91	3
Rauta	$y = 334,134 + \text{KokP} * 40,186 + \text{Väriluku} * 7,41 - \text{KokN} * 1,745$	0,82	6
Sameus	$y = 0,932 * \text{KiinAin}^{1,0497}$	0,91	1
Väriluku	$y = \text{KokP} * 1,281 - \text{pH} * 66,337 + 504,044$	0,55	2

Liite 5. Jokikohteiden taksonien O/E-indeksin esiintymistodennäköisyydet (p_t) jokityypeittäin vertailupaikoilla (REF) ja kuormitetuilla (IMP) paikoilla.

Taksoni	Pt		Pk		Kt		Kk		St		Sk	
	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
<i>Achillea ptarmica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Agrostis canina</i>	0,20	0,00	0,20	0,25	0,29	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,14	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0,00	0,11	0,60	0,25	0,71	0,50	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00
<i>Alopecurus aequalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Andromeda polifolia</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bidens tripartita</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Calamagrostis canescens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Calamagrostis purpurea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Callitriche cophocarpa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Calla palustris</i>	0,00	0,22	0,20	0,00	0,14	0,05	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Callitriche palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caltha palustris</i>	0,60	0,33	0,60	1,00	1,00	0,68	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00
<i>Carex acuta x nigra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Carex acuta</i>	0,60	0,33	0,00	0,75	1,00	0,73	0,67	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Carex aquatilis</i>	0,00	0,22	0,20	0,50	0,29	0,36	0,33	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Carex elata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Carex lasiocarpa</i>	0,20	0,22	0,20	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Carex nigra</i>	0,40	0,00	0,20	0,00	0,43	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,50	1,00
<i>Carex rostrata</i>	0,80	0,44	0,60	0,75	0,71	0,23	0,33	0,50	0,00	0,00	1,00	1,00
<i>Carex vesicaria</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,29	0,09	0,33	0,00	0,00	1,00	0,50	0,00
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cicuta virosa</i>	0,20	0,11	0,00	0,25	0,43	0,14	0,33	0,50	1,00	1,00	0,00	1,00
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eleocharis palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Equisetum arvense</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Equisetum fluviatile</i>	0,80	0,33	0,20	0,25	0,71	0,77	0,67	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Equisetum palustre</i>	0,00	0,11	0,20	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Galium palustre</i>	0,40	0,11	0,40	0,75	0,71	0,14	0,33	0,00	1,00	1,00	0,50	1,00
<i>Glyceria fluitans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,33	0,50	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Hippuris vulgaris</i>	0,20	0,22	0,20	0,25	0,14	0,27	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Iris pseudacorus</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,09	0,67	0,00	0,00	0,00	0,50	1,00
<i>Isoetes echinospora</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Isoetes lacustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Juncus bulbosus</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,14	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Juncus filiformis</i>	0,20	0,22	0,20	0,00	0,43	0,23	0,00	0,00	1,00	0,00	0,50	0,00
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Taksoni	Pt		Pk		Kt		Kk		St		Sk	
	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
<i>Lemna minor</i>	0,00	0,11	0,00	0,25	0,14	0,09	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00
<i>Lobelia dortmanna</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	0,60	0,56	0,80	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,33	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lythrum salicaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,05	0,33	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Mentha arvensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Menyanthes trifoliata</i>	0,20	0,22	0,80	0,00	0,71	0,14	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
<i>Molinia caerulea</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myosotis caespitosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myosotis laxa</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myosotis scorpioides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	0,00	0,00	0,40	0,25	0,57	0,18	0,67	1,00	1,00	0,00	1,00	0,00
<i>Nuphar lutea</i>	0,40	0,56	0,80	0,25	1,00	0,82	1,00	1,00	0,00	1,00	0,50	1,00
<i>Nuphar pumila</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nuphar lutea x pumila</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nymphaea alba ssp. alba</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,23	0,33	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nymphaea tetragona</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Pedicularis palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Persicaria lapathifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Peucedanum palustre</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,20	0,00	0,00	0,25	0,14	0,32	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00	1,00
<i>Phragmites australis</i>	0,00	0,22	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Potamogeton alpinus</i>	0,20	0,11	0,40	0,50	0,14	0,23	0,33	0,50	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Potamogeton gramineus</i>	0,00	0,11	0,20	0,00	0,29	0,18	0,33	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
<i>Potamogeton natans</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,14	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	1,00
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Potamogeton berchtoldii x obtusifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Potentilla palustris</i>	0,60	0,33	1,00	0,50	0,86	0,50	0,33	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Potamogeton gramineus x perfoliatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Ranunculus lingua</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,14	0,00	0,67	0,00	0,00	0,00	0,50	1,00
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,00	0,00	0,20	0,50	0,14	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ranunculus repens</i>	0,20	0,11	0,20	0,25	0,43	0,14	0,33	0,00	1,00	1,00	0,50	0,00
<i>Ranunculus reptans</i>	0,20	0,00	0,20	0,00	0,29	0,14	0,00	0,00	1,00	0,00	0,50	0,00
<i>Rorippa palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rumex longifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Sagittaria natans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,14	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,33	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0,00	0,22	0,20	0,50	0,00	0,23	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00

Taksoni	Pt		Pk		Kt		Kk		St		Sk	
	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
<i>Scutellaria galericulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	0,00	0,33	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sparganium emersum x natans</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sparganium emersum</i>	0,40	0,22	0,20	0,50	0,00	0,36	0,67	1,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Sparganium glomeratum</i>	0,00	0,11	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sparganium microcarpum</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Sparganium natans</i>	0,00	0,33	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Stachys palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Urtica dioica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Utricularia intermedia</i>	0,20	0,11	0,40	0,00	0,29	0,05	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Utricularia minor</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Utricularia ochroleuca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Utricularia vulgaris</i>	0,20	0,11	0,20	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Veronica longifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Veronica scutellata</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,50	0,00
<i>Viola palustris</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,14	0,05	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Blindia acuta</i>	0,20	0,00	0,40	0,00	0,14	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Brachythecium populeum</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Brachythecium rivulare</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,05	0,33	0,00	0,00	1,00	0,50	0,00
<i>Bryum weigelii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Calliergon cordifolium</i>	0,00	0,22	0,20	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Calliergon giganteum</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	0,40	0,00	0,60	0,25	0,71	0,23	1,00	0,00	0,00	1,00	0,50	1,00
<i>Dichelyma falcatum</i>	0,40	0,33	0,20	0,25	1,00	0,23	0,33	0,50	0,00	1,00	0,50	0,00
<i>Drepanocladus longifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissidens adianthoides</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissidens osmundoide</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissidens pusillus</i>	0,40	0,00	0,60	0,00	0,43	0,09	0,67	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fontinalis antipyretica</i>	0,60	0,67	0,80	1,00	0,71	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00
<i>Fontinalis dalecarlica</i>	1,00	0,89	0,40	0,75	1,00	0,82	0,67	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00
<i>Fontinalis hypnoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gymnocolea inflata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygrohypnum alpestre</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygrohypnum durisculum</i>	0,40	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	0,40	0,56	0,20	0,50	0,29	0,59	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	1,00
<i>Jungermannia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Leptodictyum riparium</i>	0,20	0,11	0,00	0,25	0,43	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Marsupella emarginata</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oncophorus wahlenbergii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oxystegus tenuirostris</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pellia sp.</i>	0,00	0,00	0,20	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00

Taksoni	Pt		Pt		Kt		Kk		St		Sk	
	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
<i>Lemna minor</i>	0,00	0,01	0,00	0,05	0,02	0,08	0,00	0,76	0,00	3,21	0,00	0,05
<i>Lobelia dortmanna</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,17	0,00
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	2,82	2,67	8,64	3,96	3,44	7,02	13,79	1,60	3,14	2,11	1,74	1,68
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,02	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00
<i>Lythrum salicaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,64	0,00	0,13	0,08	0,00	0,00	0,46	0,00	0,00
<i>Mentha arvensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,68	0,00
<i>Menyanthes trifoliata</i>	0,43	0,61	3,74	0,00	4,93	0,50	5,92	0,00	0,00	0,00	1,48	0,00
<i>Molinia caerulea</i>	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myosotis caespitosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,24	0,00	0,00	0,00
<i>Myosotis laxa</i>	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myosotis scorpioides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,47	0,00
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	0,00	0,00	10,68	0,06	4,59	2,48	9,17	2,54	1,23	0,00	8,66	0,00
<i>Nuphar lutea</i>	2,10	8,99	15,10	2,89	10,39	25,03	16,93	22,26	0,00	1,84	6,94	5,44
<i>Nuphar pumila</i>	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nuphar lutea x pumila</i>	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nymphaea alba ssp. alba</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	1,04	0,76	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nymphaea tetragona</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15
<i>Pedicularis palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>Persicaria lapathifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Peucedanum palustre</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,20	0,00	0,00	0,12	1,10	1,58	0,00	0,00	18,26	0,00	2,26	4,70
<i>Phragmites australis</i>	0,00	6,32	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,48
<i>Potamogeton alpinus</i>	2,36	1,57	1,36	9,09	0,16	0,53	0,49	0,81	0,00	0,00	1,13	0,00
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Potamogeton gramineus</i>	0,00	0,01	0,22	0,00	0,12	0,76	1,20	0,00	0,00	0,00	2,90	0,00
<i>Potamogeton natans</i>	0,00	0,00	0,00	0,74	0,13	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	16,56
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,52	0,00
<i>Potamogeton berchtoldii x obtusifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00
<i>Potentilla palustris</i>	1,56	1,80	2,62	1,24	3,75	1,10	3,16	0,00	1,46	6,88	2,90	1,09
<i>Potamogeton gramineus x perfoliatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,11	0,00
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,41
<i>Ranunculus lingua</i>	0,00	0,00	0,14	0,00	0,40	0,00	1,22	0,00	0,00	0,00	0,69	0,74
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,00	0,00	0,37	1,68	0,22	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ranunculus repens</i>	0,04	0,08	0,04	0,01	0,20	0,04	0,01	0,00	0,90	2,75	0,22	0,00
<i>Ranunculus reptans</i>	0,58	0,00	0,99	0,00	1,17	0,08	0,00	0,00	3,59	0,00	0,72	0,00
<i>Rorippa palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rumex longifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,59	0,00	0,00
<i>Sagittaria natans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,97	0,49	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68	0,37	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0,00	0,11	0,23	2,63	0,00	0,39	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00	1,48

Taksoni	Pt		Pt		Kt		Kk		St		Sk	
	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP
<i>Scutellaria galericulata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,01	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00
<i>Sparganium emersum x natans</i>	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sparganium emersum</i>	7,93	2,01	0,14	10,10	0,00	4,12	4,55	14,46	0,00	0,00	0,13	0,00
<i>Sparganium glomeratum</i>	0,00	0,06	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sparganium microcarpum</i>	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,09
<i>Sparganium natans</i>	0,00	0,34	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	6,44	0,00	0,00	0,68	0,00
<i>Stachys palustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Urtica dioica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,84	0,00	0,00
<i>Utricularia intermedia</i>	0,01	0,09	0,18	0,00	0,13	0,004	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Utricularia minor</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00
<i>Utricularia ochroleuca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,003	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Utricularia vulgaris</i>	0,03	0,58	0,09	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Veronica longifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,01	0,00	0,00	0,00
<i>Veronica scutellata</i>	0,00	0,00	1,32	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,56	0,00	0,49	0,00
<i>Viola palustris</i>	0,03	0,00	0,00	0,00	0,13	0,003	0,00	0,00	2,24	0,00	0,00	0,00
<i>Blindia acuta</i>	0,01	0,00	0,12	0,00	0,01	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Brachytecium populeum</i>	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
<i>Brachytecium rivulare</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,52	0,00	0,00
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,002	0,08	0,00	0,00	0,05	0,06	0,00
<i>Bryum weigelii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
<i>Calliergon cordifolium</i>	0,00	0,01	0,04	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Calliergon giganteum</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	1,21	0,00	0,26	0,05	0,17	0,27	0,22	0,00	0,00	0,02	1,37	0,10
<i>Dichelyma falcatum</i>	0,20	0,20	0,20	0,08	0,50	0,27	0,004	0,30	0,00	2,25	0,02	0,00
<i>Drepanocladus longifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissidens adianthoides</i>	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissidens osmundoide</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fissidens pusillus</i>	0,06	0,00	0,17	0,00	0,04	0,01	0,42	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fontinalis antipyretica</i>	1,99	3,55	0,84	10,76	3,99	1,93	0,48	1,37	3,75	1,47	0,51	0,10
<i>Fontinalis dalecarlica</i>	21,31	25,27	3,11	19,78	16,39	16,19	4,64	24,67	6,55	0,02	4,86	4,17
<i>Fontinalis hypnoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,07	0,00	0,00	0,00
<i>Gymnocolea inflata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygrohypnum alpestre</i>	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygrohypnum durisculum</i>	0,45	0,00	1,01	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	4,58	19,60	0,71	1,99	7,99	6,20	0,00	0,00	0,11	2,43	0,00	5,77
<i>Jungermannia sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Leptodictyum riparium</i>	0,90	2,11	0,00	0,18	0,03	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Marsupella emarginata</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oncophorus wahlenbergii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,002	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oxystegus tenuirostris</i>	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pellia sp.</i>	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00

Taksoni	Pt		Pt		Kt		Kk		St		Sk		
	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	REF	IMP	
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
<i>Pohlia wahlenbergii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudobryum cinclidioides</i>	0,00	0,004	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Racomitrium aciculare</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhynchostegium riparioides</i>	0,00	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00
<i>Riccardia chamedryfolia</i>	0,00	0,52	0,00	0,00	0,00	0,002	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sanionia uncinata</i>	0,03	0,00	0,11	0,00	0,002	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
<i>Scapania subalpina</i>	0,12	0,03	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Scapania undulata</i>	12,22	3,85	10,91	0,02	3,16	0,59	0,36	0,20	0,17	0,00	1,16	0,07	0,00
<i>Schistidium agassizii</i>	0,07	0,03	0,31	0,00	0,23	0,12	0,54	0,00	0,78	0,00	0,85	0,00	0,00
<i>Schistidium apocarpum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	0,00
<i>Schistidium rivulare</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	9,86	0,00	0,00	0,00
<i>Sphagnum sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95	0,00	0,00
<i>Warnstorfia procera</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00
<i>Warnstorfia trichophylla</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Liite 7. Tilastollisesti merkitsevät indikaattorilajit eri jokityyppien vertailuilla. Keskiarvo on lajin keskimääräinen indikaattorilajiarvo vertailuaineistossa.

Taksoni	Jokityyppi	Indikaattoriarvo	Keskiarvo	Keskihajonta	p
<i>Calla palustris</i>	Kk	79,10	26,60	12,74	0,004
<i>Carex acuta</i>	Kt	57,40	28,80	9,48	0,011
<i>Iris pseudacorus</i>	Kk	68,90	20,80	11,73	0,005
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Kk	55,90	35,30	8,00	0,016
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Kk	60,90	24,90	13,03	0,015
<i>Dichelyma falcatum</i>	Kt	59,40	28,60	10,91	0,022