

Pro gradu –tutkielma

**Maankäytön ja muun ihmistoiminnan vaikutukset
Länsi-Suomen pienvirtavesien pohjaeläimistön tilaan**

Jonna Koivunen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

12.3.2015

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet

KOIVUNEN JONNA, H.: Maankäytön ja muun ihmistoiminnan vaikutukset Länsi-Suomen pienvirtavesien pohjaeläimistön tilaan

Pro gradu: 37 s. + liitteet 26 s.

Työn ohjaajat: FT Heikki Hämäläinen, FM Anssi Teppo

Tarkastajat: FT Jukka Aroviita, FT Heikki Hämäläinen

Maaliskuu 2015

Hakusanat: maankäyttö, pohjaeläimistö, ekologinen tila

TIIVISTELMÄ

Valuma-alueen maankäyttö ja muu ihmistoiminta ovat muuttaneet virtavesien tilaa monin paikoin hyvin merkittävästi. Suomen vesienhoitolain tavoite on, että vesien tila on vähintään hyvä vuoteen 2015 mennessä. Vesienhoitoasetuksen mukaan pintavesien tilaa tulee arvioida ensisijaisesti vesieliöstön (kalojen, pohjaeläinten, levien ja vesikasvien) avulla, fysikaalisen ja kemiallisen seurannan ollessa näiden tukena. Virtavesien tilan arvioinnissa eräänä biologisena tekijänä käytetään koskipaikkojen pohjaeläinyhteisöjä. Etenkin pienempien virtavesien pohjaeläimistön tilaan vaikuttavista tekijöistä on vain vähän tietoa saatavilla. On tärkeää tunnistaa nämä tekijät ja niiden osalta taso, joka vaarantaa hyvän tilan saavuttamisen. Tällöin pystytään paremmin tunnistamaan kohteet, joissa hyvän tilan edellytykset eivät ehkä täyty ja jotka siksi vaativat seurantaa. Lisäksi pystytään löytämään tärkeimmät tarvittavat hoitotoimenpiteet hyvän tilan saavuttamiseksi. Tässä tutkimuksessa arvioitiin 32 Länsi-Suomen alueen kosken pohjaeläimistön tila osana ekologista tilaa sekä selvitettiin, miten eri maankäyttömuodot ja muu ihmistoiminta siihen vaikuttavat. Erityisenä tavoitteena oli arvioida keskeisille ympäristöpaineille pohjaeläimistön hyvän tilan vaarantava kriittinen taso. Suurimmassa osassa tutkimuskoskia pohjaeläimistön tila oli erinomainen tai hyvä, mutta kuuden kosken tila oli hyvää heikompi. Tulosten perusteella pohjaeläimistön ja sitä kautta ehkä koko virtaveden hyvän tilan saavuttaminen vaarantuu maatalousalueosuuden ollessa yli 10 % valuma-alueen pinta-alasta. Tutkimuskoskien pohjaeläimistön tilaa heikensi veden typpi-, fosfori-, kiintoaine- ja alumiinipitoisuuden sekä sameuden, johtokyvyn ja happamuuden kasvu. Useiden vedenlaatumuuttujien, kuten typen ja fosforin, pitoisuudet kasvoivat valuma-alueen maatalousalueosuuden kasvaessa, kun taas veden alumiinipitoisuuden tai happamuuden kasvu ei ollut yhteydessä valuma-alueen maanviljelyyn. Valuma-alueen koolla, uoman perkauksella, virtaveden lähtöpisteellä, säännöstelyllä, ojituksen määrällä, kosken varjostuksella tai vesisammaleiden peittävyydellä ei juuri havaittu olevan yhteyttä pohjaeläimistön tilaan. Näiden muuttujien mittaaminen ei ole yhtä yksiselitteistä kuin vedenlaadun, sillä esimerkiksi perkauksen voimakkuutta tai siitä kulunutta aikaa ei voitu mitata tämän tutkimuksen yhteydessä. Eri tekijöiden vaikutuksia pohjaeläimistöön ei ole helppoa erottaa toisistaan, koska pohjaeläimistöissä esiintyy sekä luonnollista että ihmistoiminnasta johtuvaa vaihtelua. Seurantaa tulisi kohdistaa erityisesti tutkimuskoskiin, joissa pohjaeläimistön tila oli hyvää heikompi sekä muihin koskiin, joissa hyvän tilan tavoittaminen on vaarantunut maatalousalueosuuden tai vedenlaatu-tekijöiden vuoksi.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Aquatic sciences

KOIVUNEN JONNA, H.: Effects of land use and other human activities on the status of macroinvertebrate communities in streams of Western Finland

Master of Science Thesis: 37 p. + appendices 26 p.

Supervisors: PhD Heikki Hämäläinen, PhM Anssi Teppo

Inspectors: PhD Jukka Aroviita, PhD Heikki Hämäläinen

March 2015

Key Words: land use, benthic macroinvertebrate community, ecological status

ABSTRACT

Land use in the catchment area and other human activities have widely changed the condition of running waters. The objective of the Finnish Act on Water Resources Management is to achieve at least a good status of freshwaters by 2015. According to the Decree on Water Resources Management the assessment of the condition of surface waters shall primarily be based on aquatic organisms supported by physical and chemical monitoring. One of the biological quality elements used for running waters is benthic macroinvertebrate communities in rapids. There is only little information available on the factors influencing the status of macroinvertebrate communities especially in smaller running waters. It is important to recognise these factors and the level at which the good status is endangered, thereby being able to recognise the sites where the good status may not be met and further monitoring is required. In addition, it will be possible to determine the most important management actions for achieving the good status. In this study the status of macroinvertebrate communities in 32 rapids of Western Finland were assessed as a part of the ecological status of the rapids, as well as the influences of different forms of land use and other human activities. Of special interest was assessing the critical level of key environmental pressures, which endanger the achievement of a good status. In most of the rapids studied the status of macroinvertebrate communities was high or good, although the status of six rapids was worse than good. Based on the results, achieving the good status for macroinvertebrate community and possibly for running waters as a whole, is endangered when cultivated area is more than 10 % of the catchment area. Several water quality parameters correlated with the percentage of agricultural land. Size of the catchment area, channel modifications, starting point of running water, regulation of water level, number of ditches, riparian shading or coverage of bryophytes correlated weakly if at all with the status of macroinvertebrate community. However, the effects of these variables cannot be completely ruled out as for example the magnitude of channel modification or the time passed after modification could not be measured in this study. It is not easy to distinguish the effects of different factors on macroinvertebrate community from each other or between natural and human factors. Further monitoring should be focused to study rapids where the status of the community was worse than good and to streams where the good status has been endangered by the extensive agriculture in the catchment area or by water quality decreased beyond the risk levels.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTA	6
2.1. Pohjaeläinten merkitys virtavesiekosysteemeissä.....	6
2.2. Pohjaeläimistöä säätelevät ympäristötekijät.....	7
2.3. Maankäytön vaikutukset virtavesien pohjaeläinyhteisöjen tilaan	7
2.3.1. Muutokset virtausolosuhteissa.....	7
2.3.2. Kiintoainekuormitus ja sedimentaatio	8
2.3.3. Rehevöityminen	8
2.3.4. Happamoituminen	9
2.3.5. Muut haitalliset aineet	10
2.3.6. Rantakasvillisuuden poisto	10
2.3.7. Päälystetyt alueet	10
2.4. Muun ihmistoiminnan vaikutukset.....	10
2.5. Eri tekijöiden yhteisvaikutus	11
2.6. Pohjaeläimiin perustuva virtavesien ekologisen tilan luokittelu.....	11
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	12
3.1. Tutkimuskosket	12
3.2. Pohjaeläinnäytteet	13
3.3. Pohjaeläimistöön perustuva ekologisen tilan arviointi.....	15
3.4. Maankäyttö ja muut ympäristömuuttujat	15
3.5. Tilastolliset menetelmät	16
4. TULOKSET	17
4.1. Pohjaeläimistön tila	17
4.2. Maankäytön vaikutukset pohjaeläimistön tilaan	17
4.3. Vedenlaadun vaikutukset pohjaeläimistön tilaan	18
4.4. Vedenlaadun yhteys maankäyttöön.....	22
4.5. Muiden ympäristötekijöiden vaikutukset pohjaeläimistön tilaan.....	24
4.6. Eri tekijöiden vaikutusten tarkastelu NMS-ordinaatiolla.....	26
5. TULOSTEN TARKASTELU	28
5.1. Pohjaeläimistön tila	28
5.2. Maankäytön vaikutukset pohjaeläimistön tilaan	28
5.3. Vedenlaadun vaikutukset pohjaeläimistön tilaan	28
5.4. Vedenlaadun yhteys maankäyttöön.....	29
5.5. Muiden ympäristötekijöiden vaikutukset pohjaeläimistön tilaan.....	29
5.6. Eri ympäristötekijöiden yhteisvaikutukset	30
5.7. Tulosten arviointi ja jatkosuositukset.....	31
Kiitokset	32
Kirjallisuus	32

1. JOHDANTO

Valuma-alueen maankäyttö ja muu ihmistoiminta ovat heikentäneet virtavesien tilaa monin paikoin hyvin merkittävästi. Luonnontilaiset tai sen kaltaiset virtavedet ovat nykyään harvinaisia ja Suomessa suurin osa niiden luontotyypeistä on luokiteltu uhanalaisiksi (Wiederholm 1984, Raunio ym. 2008).

Eräs tapa arvioida virtavesien tilaa on selvittää koskien pohjaeläinyhteisöjen rakennetta (Paasivirta 1984, Birk & Hering 2006). Pohjaeläimillä on tärkeä merkitys virtavesiekosysteemille, koska ne ylläpitävät sen tärkeimpiä toimintoja, kuten energian virtausta ja ravinteiden kiertoa (Covich ym. 1999). Pohjaeläimillä on ekosysteemin toiminnan kannalta oleellisia tehtäviä toimiessaan niin hajottajina, kasvinsyöjinä, petoina kuin muiden vesieläinten ravinnonlähteinä (Covich ym. 1999).

Valuma-alueen maankäyttö vaikuttaa pohjaeläinten elinympäristöön (Townsend ym. 2003, Allan 2004). Esimerkiksi ojitukset, metsänhakkuut ja maatalous vaikuttavat valuma-alueen haihdunnan ja valunnan suhteeseen, mikä usein johtaa siihen, että tulvat voimistuvat ja yleistyvät, kun taas alivirtaama pienenee (Allan & Castillo 2007). Tulvat kiihdyttävät eroosiota ja valunnan lisääntyessä ravinne- ja kiintoainekuormitus kasvavat (Allan 2004). Alivirtaaman pienentyessä esimerkiksi koskipaikat saattavat olla yhä enemmän kuivillaan, jolloin joen koski-suvanto vaihtelu vähenee ja pohjaeläinten elinympäristö yksipuolistuu (Allan & Castillo 2007). Myös lisääntynyt sedimentaatio ja rehevöityminen muuttavat pohjaeläinten elinympäristöä (Wiederholm 1984). Happamoituminen ja maaperästä liuenneet metallit, kuten alumiini, ovat haitallisia pohjaeläimille (Williams & Feltnate 1992).

Rantakasvillisuuden poistaminen vähentää uomaan päätyvän puu- ja kasviaineksen määrää, minkä seurauksena pohjaeläinyhteisön rakenne muuttuu (Allan 2004). Pohjaeläinten, kuten muidenkin virtavesieliöiden, elinolosuhteita ovat heikentäneet perkaukset ja muut uoman rakennetta suoraan muokkaavat toimenpiteet (Allan & Castillo 2007). Myös säännöstely on monin paikoin vaikuttanut virtausoloihin, minkä seurauksena pohjaeläinten elinympäristö ei ole enää ennallaan (Williams & Feltnate 1992). Pohjaeläimistöön vaikuttavat useat eri tekijät yhdessä ja usein on lähes mahdotonta erottaa kaikkia sekä nykyisen että aiemmin historiassa tapahtuneen ihmistoiminnan seurauksia luonnollisesta vaihtelusta (Richards ym. 1996).

Suomen vesienhoitolain (1299/2004) tavoitteena on vesien hyvä ekologinen tila vuoteen 2015 mennessä. Laki perustuu Euroopan unionin vesipolitiikan puitedirektiiviin (2000/60/EY) ja sen mukaan virtavesien tilaa tulee arvioida ensisijaisesti vesieliöstön (pohjalevien, vesikasvien, pohjaeläinten ja kalojen) avulla fyysisen ja kemiallisen seurannan ollessa näiden tukena. Virtavesien tilaluokittelu perustuu vertailuololähestymistapaan. Ihmistoiminnan vaikutuksen alaisena olevan vesistön biologisia ja vedenlaatutekijöitä sekä uoman rakenteeseen ja virtausolosuhteisiin liittyviä tekijöitä verrataan mahdollisimman samankaltaisten, lähellä luonnontilaa olevien vertailupaikkojen vastaaviin ominaisuuksiin. Pohjaeläinyhteisön hyvä tila ilmentää vain vähäistä poikkeamaa luonnontilasta (European Commission 2003).

Etenkin pienempien virtavesien tilasta ja siihen vaikuttavista ihmisen aiheuttamista muutoksista on vähän tietoa saatavilla. On tärkeää tunnistaa pohjaeläimistöön tilaan vaikuttavat tekijät ja niiden osalta taso, joka vaarantaa hyvän tilan saavuttamisen. Tällöin pystytään paremmin tunnistamaan kohteet, joissa hyvän tilan edellytykset eivät ehkä täyty

ja jotka siksi vaativat seurantaa. Lisäksi pystytään tunnistamaan tärkeimmät tarvittavat hoitotoimenpiteet hyvän tilan saavuttamiseksi.

Tämän työn tavoitteena oli arvioida Länsi-Suomen alueen pienvirtavesien koskien pohjaeläimistön tilaa osana ekologista tilaa sekä selvittää, miten eri maankäyttömuodot ja muu ihmistoiminta siihen vaikuttavat. Erityisenä tavoitteena oli arvioida keskeisille ympäristöpaineille pohjaeläimistön hyvän tilan vaarantava kriittinen taso. Tutkimus tehtiin osana kahta Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen pieniin virtavesiin keskittyvää hanketta: 1) Lapuanjoen purojen tila ja kunnostaminen vuosina 2009–2012, sekä 2) Rinnande vatten i Kvarken vuosina 2009–2010. Näiden hankkeiden tavoitteena oli parantaa pienvirtavesien tilaa monin eri tavoin.

2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1. Pohjaeläinten merkitys virtavesiekosysteemissä

Makroskooppiset pohjaeläimet (silmin havaittavat, 500 µm harvuiselle seulle/haaviin jäävät selkärangattomat) ovat hyvin monimuotoinen ryhmä ja olennainen osa toimivaa virtaveden ekosysteemiä. Niiden elinympäristöjä ovat pohjan eri substraatit, kuten sedimentti, pohjalle pudonnut puuainne, karie, vesikasvit ja levät (Rosenberg & Resh 1993). Pohjaeläimet ylläpitävät ekosysteemin tärkeimpiä toimintoja kuten energian virtausta ja ravinteiden kiertoa ja niillä on tärkeä asema virtavesien ravintoverkoissa, sillä ryhmään kuuluu niin hajottajia kuin kasvinsyöjiä ja petoja (Covich ym. 1999). Tärkeimpiä ravintokohteita ovat hajottajilla hienojakoinen ja karkea orgaaninen eli kuollut eloperäinen aine, kasvinsyöjillä päällysyvät ja pedoilla toiset eläimet (Covich ym. 1999, Allan & Castillo 2007). Mikro-organismeilla on tärkeä rooli pohjaeläinten ravinnonkäytössä, sillä ne esimerkiksi muokkaavat kasviperäistä ainesta pohjaeläimille käyttökelpoisempaan muotoon (Cummins & Klug 1979). Pohjaeläimet ovat ravinnonlähteitä ylempien trofiatasojen eläimille, kuten kaloille (Covich ym. 1999). Ne myös hapettavat sedimenttiä (Covich ym. 1999). Pohjaeläimistössä tapahtuneet muutokset voivat siten heijastua ylempille trofiatasoille ja koko ekosysteemiin (Covich ym. 1999).

Ravintokohteen lisäksi pohjaeläinten ravinnonhankintatapa vaihtelee. Ravinnonhankintatapansa perusteella pohjaeläimet voidaan jakaa toiminnallisiin ravinnonkäyttöryhmiin, joita ovat pilkkijat, suodattajat, pohjakerääjät, laiduntajat ja pedot (Cummins & Klug 1979). Pilkkijaksi kutsutaan eläimiä, jotka pilkkovat ravinnokseen karkeaa orgaanista ainesta kuten puiden lehtiä. Suodattajat saavat ravintonsa siivilöimällä vedestä hienojakoista orgaanista ainesta erityisten mekanismien, kuten verkkojen avulla. Pohjakerääjät kokoavat hienojakoista orgaanista ainesta ravinnokseen pohjalta. Laiduntajat käyttävät ravinnokseen päällysyviä, eli pinnoille kiinnittyntä leväkasvillisuutta, tai vesikasveja. Pohjaeläinpetojen ravintona ovat elävät selkärangattomat (Cummins & Klug 1979). Pohjaeläinten ravinnonhankintatapa vaihtelee usein elämänkierron eri vaiheiden ja käytettävissä olevien ravintoresurssien mukaan. Esimerkiksi pilkkoja saattaa joissain tilanteissa toimia myös petona (Coffman ym. 1971).

Elinympäristön muuttuminen johtaa usein muutoksiin pohjaeläimistössä, mikä saattaa vaikuttaa koko ekosysteemin toimintaan (Covich ym. 1999). Joissain tapauksissa kosken pohjaeläimistön toiminnalliset ravinnonkäyttöryhmät koostuvat vain muutamista lajeista, jolloin pienikin muutos pohjaeläimistön monimuotoisuudessa saattaa vaikuttaa koko ekosysteemin toimintaan kuten ravinteiden kiertoon (Covich ym. 1999).

2.2. Pohjaeläimistöä säätelevät ympäristötekijät

Pohjaeläinten kuten muidenkin virtaavassa vedessä elävien eliöiden on sopeuduttava elinympäristön erityispiirteisiin, joista merkittävin on virtaavan veden voima ja sen vaihtelut (Mackay 1992). Virtaus kuljettaa jatkuvasti mukanaan happea, ravinteita ja ravintopartikkeleita, joita pohjaeläimet hyödyntävät. Virtaus vaikuttaa sekä eläimen paikallaan pysymiseen että sen elinympäristöön esimerkiksi muokkaamalla pohjan laatua ja orgaanisen aineksen määrää. Pohjaeläimillä on virtaavaan veteen liittyviä rakenteellisia sopeutumia, joista esimerkkejä ovat virtaviivainen ruumiinmuoto sekä kiinnittymistä tehostavat rakenteet kuten koukut ja erilaiset verkkorakenteet (Allan 1995). Pohjaeläimet ovat myös sopeutuneet käyttäytymisellään välttelemään virtausta esimerkiksi kaivautumalla sedimenttiin tai etsiytymällä suojapaikkoihin, joissa veden virtausnopeus on pieni (Anderson & Wallace 1984). Monet lajit suosivat juuri tiettyä virtausnopeutta ja eläimen esiintymiseen voi tällöin vaikuttaa jo pienikin muutos virtauksessa (Allan 1995).

Virtausolosuhteissa tapahtuu myös vaihtelua kuten ajoittaisia kuivia kausia. Nämä saattavat aiheuttaa pienen mittakaavan muutoksia virtavesissä, jolloin pohjaeläimet voivat liikkua pieniä matkoja esimerkiksi ravinnon kannalta paremmalle alustalle. Ajoittain esiintyvät voimakkaat tulvat saattavat saada pohjakivetkin liikkumaan, mikä vaikuttaa pohjaeläinyhteisöön merkittävästi. Usein häiriötilan jälkeen yhteisö kuitenkin palautuu vähitellen lähes ennalleen. Toiset lajit palautuvat nopeammin häiriöstä kuin toiset (Mackay 1992).

Pohjaeläinyhteisön lajikoostumus vaihtelee elinympäristön mukaan (Paasivirta 1984, Birk & Hering 2006). Hienojakoisella pohjalla viihtyvät substraattiin kaivautuvat lajit, kun taas esimerkiksi suodattajat suosivat paljaita kivipintoja (Doeg ym. 1989). Laiduntajat taas viihtyvät elinympäristöissä, joissa on kuollutta eloperäistä ainetta ja päällyksiviä (Boulton ym. 1988). Vesisammaleet ovat tärkeä elinympäristö pohjaeläimille. Ne tarjoavat suojaa eläimille ja niihin kiinnittyy myös hienojakoista eloperäistä ainetta ja päällyksiviä (Suren 1993). Elinympäristön monimuotoisuus ja vaihtelevuus ovat tärkeitä pohjaeläimistön tilaan vaikuttavia tekijöitä (Bis ym. 2000).

Eräs merkittävä pohjaeläimistöön vaikuttava ympäristötekijä on vedenlaatu, jota määrittävät valuma-alueen ilmasto, geologia, korkeussuhteet ja kasvillisuus (Allan & Castillo 2007). Vedenlaatu vaihtelee virtaveden eri osissa ja siihen vaikuttaa myös uoman lähialue kuten tulvatasanteet (Newbold ym. 1982, Chung ym. 2004). Paikallisen vaihtelun lisäksi siinä esiintyy ajallista vaihtelua esimerkiksi eri vuodenaikojen välillä (Allan & Castillo 2007).

2.3. Maankäytön vaikutukset virtavesien pohjaeläinyhteisöjen tilaan

Maankäytön vaikutukset virtavesipohjaeläimistöön ovat merkittäviä ja laaja-alaisia. Pohjaeläinten elinympäristössä tapahtuu muutoksia useiden, monimutkaisten mekanismien kautta (Townsend ym. 2003, Allan 2004). Maankäytön vaikutukset ovat myös vuorovaikutuksessa muiden ihmisen aiheuttamien häiriöiden kuten ilmastomuutoksen (Meyer ym. 1999), patorakennelmien, uoman perkausten ja vieraslajien kanssa (Allan & Castillo 2007).

2.3.1. Muutokset virtausolosuhteissa

Voimakas maankäyttö, kuten metsänhakuut ja muut metsätaloudelliset toimenpiteet, maatalouden tehostuminen, turvetuotanto, ojitukset ja asutus vaikuttavat valuma-alueen haihdunnan ja valunnan suhteeseen (Marja-aho & Koskinen 1989, Kenttämies 2006, Mattsson ym. 2006, Allan & Castillo 2007, Raunio ym. 2008). Tämä johtaa usein siihen,

että tulvat voimistuvat ja yleistyvät, kun taas alivirtaama pienenee. Yleistyneet tulvat lisäävät eroosiota ja pintavalunnan lisääntyessä myös jokeen kohdistuva kuormitus lisääntyy (Allan 2004). Nämä tekijät johtavat siihen, että pohjaeläinten elinympäristö muuttuu. Alivirtaaman pienenytessä esimerkiksi koskipaikat saattavat olla yhä enemmän kuivillaan ja tällöin joen koski-suvanto-vaihtelu vähenee ja eliöiden elinympäristö yksipuolistuu (Allan & Castillo 2007). Lajit, jotka ovat sopeutuneet tiettyyn virrannopeuteen, saattavat olla herkkiä tällaisille muutoksille. Esimerkiksi vesiperhosten toukat suosivat erilaisia virrannopeuksia lajista riippuen (Edington 1968).

Virtausolosuhteisiin vaikuttaa virtaaman voimakkuus sekä eri virtaamien vaihtelevuus, frekvenssi, kesto, ajoitus ja ennustettavuus (Poff ym. 1997). Dance ja Hynes (1980) vertasivat pohjaeläinyhteisöjä kahdessa eri joessa, joista toisen valuma-alueella oli tehty paljon metsänhakkuita ja toisen ei. Valuma-alueen voimakas maankäyttö johti virtauksen epäsäännöllistymiseen ja virtaavan veden pohjaeläinlajiston vähenemiseen. Pohjaeläinten keinoja selviytyä kuivien kausien yli ovat aikuisvaiheet, joen pohjaan kaivautuminen tai suvantoihin siirtyminen (Dance & Hynes 1980).

Virtaama vaikuttaa ratkaisevasti vedenlaatuun. Virtavesien eliöstö on sopeutunut aika ajoin esiintyviin alivirtaamakausiin, mutta niiden pidentyminen aiheuttaa vedenlaadun heikkenemistä kuten happipitoisuuden pienenemistä (Nilsson & Renöfält 2008). Talvella jääpeite vähentää veden virtaamaa sekä happipitoisuutta, sillä jää estää ilmakehän hapen liukenemisen veteen (Prowse 1994).

2.3.2. Kiintoainekuormitus ja sedimentaatio

Maa-aineksen eroosio sekä valuma-alueelta tulleen eli allohtonisen aineen kulkeutuminen ja kasautuminen eli sedimentaatio ovat luonnollisia prosesseja virtavesissä (Wetzel 2001, Västilä ym. 2011). Valuma-alueen maankäyttö kuten ojitus ja peltojen raivaus on kuitenkin lisännyt jokeen kohdistuvaa kiintoainekuormitusta ja sedimentaatiota (Jormola 2004, Suurkuukka ym. 2014). Seurauksena on ollut muun muassa sameuden lisääntyminen ja perustuotannon väheneminen. Suomessa soilta, ojitusalueilta, tekojärivistä ja turvemailta veteen kulkeutuu myös usein humusta. Vesirakennustöiden yhteydessä vesistöön päätyy hienojakoista lietettä, joka etenkin talvisin saattaa olla hapetonta ja hapanta (Paasivirta 1984).

Perustuotannon väheneminen vähentää tiettyjen pohjaeläinten ravinnon saatavuutta tai heikentää ravinnon laatua ja aiheuttaa muutoksia ravintoketjussa bottom-up -sääntelyn kautta. Tällöin tuottajat eli ravintoketjun alempi trofiataso vaikuttavat kuluttajiin eli ylempään trofiatasoon. Sedimentaatio tuhoaa myös joidenkin pohjaeläinlajien elinympäristöjä eli habitaatteja, kun esimerkiksi pikkukivikot täyttyvät hienojakoisella aineksella. Suvantojen täytyminen voimakkaan sedimentaation johdosta vähentää joen syvyysvaihtelua ja suvantohabitatissa viihtyvien lajien määrää (Allan 2004). Herkimmät lajit häviävät ja esimerkiksi koskikorennoista ja päivänkorennoista menestyvät vain lajit, jotka sietävät kiintoainekuormitusta (Dance & Hynes 1980). Tavallisesti lisääntynyt sedimentaatio vähentää myös pohjaeläinten tiheyttä (Wiederholm 1984). Joidenkin pohjaeläinlajien elinympäristönä on hienojakoinen aines. Lisääntynyt kiintoainekuormitus ja sedimentaatio lisäävät usein näiden taksonien kuten surviaissääsken toukkien määrää (Sutherland ym.2012).

2.3.3. Rehevöityminen

Rehevöityminen tarkoittaa perustuotannon kuten vesikasvillisuuden lisääntymistä. Se johtuu tavallisesti ravinteiden kuten typen ja fosforin lisääntymisestä vesistöissä, jonka

taustalla on esimerkiksi hajakuormitus (Laihonen ym. 2004, Feld ym. 2011). Rehevöityminen aiheuttaa usein muutoksia virtaveden pohjaeläimistössä.

Rehevöitymisen johdosta, mikäli valoa on riittävästi saatavilla, perustuotanto saattaa olla vallitseva energianlähde myös pienissä latvapuroissa, joiden pääasiallinen energianlähde on allohtoninen aine (Wiederholm 1984). Tavallisesti pienten latvapurojen pohjaeläimistö koostuu siksi lajeista, jotka ovat riippuvaisia uomaan putoavista puiden lehdistä ja muusta eloperäisestä aineesta ravintolähteenään (Cummins & Klug 1979). Rehevöitymisen ja esimerkiksi rantapuuston poistamisen myötä näiden lajien määrä saattaa vähentyä ravinnonkäyttötavaltaan toisenlaisten lajien määrän lisääntyessä.

Perustuotannon lisääntymisestä hyötyvät laiduntajat sekä virtaveden alemmissa osissa suodattajat (Wiederholm 1984, Richards & Host 1994, Feld ym. 2011, Aroviita ym. 2014). Rehevöitymisen myötä myös pohjaeläimistön kokonaistiheys saattaa lisääntyä päällysteleviä ravintonaan ja elinympäristönään käyttävien laiduntaja-pohjaeläinten runsastuessa, mikäli pedot eivät pysty hyödyntämään lisääntynyttä pohjaeläinravintoa yhtä tehokkaasti (Biggs ym. 2000, Aroviita ym. 2014). Suuremmat pohjaeläintiheydet puolestaan lisäävät taksonien todennäköisyyttä esiintyä näytteissä, mikä saattaa lisätä havaittuja lajimääriä joissain tapauksissa (Aroviita ym. 2014). Esimerkiksi useat surviaissääskilajit hyötyvät rehevöitymisestä (Raunio ym. 2010). Bis ym. (2000) havaitsivat kuitenkin, että rehevöitymisen sekä lisääntyneen kuormituksen johdosta pohjaeläimistön monimuotoisuus ja biomassa olivat vähentyneet merkittävästi. Esimerkiksi maatalousalueilla virtavesien suuret ravinnepitoisuudet heikentävät ja vähentävät pohjaeläinten elinympäristöjä (Richards ym. 1996, 1997).

Vähäisestä rehevöitymisestä hyötyvät tietyt pohjaeläinlajit. Kun se on voimakasta, esimerkiksi vesikasvillisuuden tuottamaa kuollutta eloperäistä ainetta muodostuu runsaasti. Mikäli hajottajat eivät kykene hajottamaan kuollutta kasviainetta samassa tahdissa, virtaveteen saattaa syntyä happikato ja pohja voi liettyä. Tämän seurauksena useiden pohjaeläinten habitaatti tuhoutuu. Tällöin herkimvät lajit katoavat ja muutamasta kestävimmästä lajista tulee yhteisön valtalajeja (Wiederholm 1984, Feld ym. 2011).

2.3.4. Happamoituminen

Happamoitumisen merkittävin syy Suomessa ovat happamat sulfaattimaat, jotka ovat Itämeren Litorina-merivaiheen aikana, noin 4000-8000 vuotta sitten muodostuneita rikki- eli sulfaattimaita. Niiden sulfidi on peräisin merivedestä. Maankohoamisen seurauksena paljastuneita, sulfidia sisältäviä maita on kuivattu esimerkiksi viljelykätöön. Sulfidit ovat veteen liukenemattomia, mutta kun pohjaveden pinta laskee, hapettuvat sulfidit veteen helposti huuhtoutuviksi suoloiksi eli sulfaateiksi. Rikki muodostaa veden kanssa rikkihappoa, joka liuottaa maaperästä metalleja. Runsaiden sateiden ja keväällä sulamisvesien mukana happamuus ja metallit voivat huuhtoutua vesistöihin. Tämä heikentää virtavesien ekologista tilaa länsirannikolla, jossa happamia sulfaattimaita esiintyy runsaasti (Sutela ym. 2012).

Tavallisesti happamien sulfaattimaiden alueen virtavesissä useiden eri metallien pitoisuudet ovat suurentuneet, jolloin pohjaeläimistöön kohdistuvat eri metallien ja happamuuden yhteisvaikutukset voivat olla merkittäviä (Sutela ym. 2012). Happamoituminen ja maaperästä liuenneet metallit kuten alumiini aiheuttavat myrkytysoireita pohjaeläimissä ja vähentävät niiden tiheyttä. Toiset lajit ovat herkempiä happamoitumiselle kuin toiset (Hämäläinen & Huttunen 1996, Vuori 1996). EPT-lajimäärän on todettu olevan pienempi happamien valumavesien seurauksena (Diamond ym. 2002). Esimerkiksi korkea alumiinipitoisuus aiheuttaa vesihyönteisissä morfologisia

epämuodostumia ja muutoksia (Vuori 1996). Happamoitumiselle ja suurille metallipitoisuuksille altistuminen aiheuttaa paitsi suoraan pohjaeläinten aineenvaihduntaan kohdistuvia myös epäsuoria vaikutuksia. Epäsuorat muutokset vaikuttavat pohjaeläinten käyttäytymiseen, kilpailuun sekä elinympäristön ja ravinnon laatuun (Vuori 1995).

2.3.5. Muut haitalliset aineet

Pohjaeläimille haitalliset aineet voivat kulkeutua virtaveteen joko pistemäisestä lähteestä tai hajakuormituksena. Pistekuormitus voi olla peräisin esimerkiksi jätevedenkäsittelylaitokselta tai tehtaasta. Hajakuormitus taas saattaa tulla esimerkiksi maataloudessa käytetyistä myrkyllisistä aineista (Allan & Castillo 2007). Myös tiesuola voi aiheuttaa haitallisia vaikutuksia virtaveden pohjaeläimistöissä (Findlay & Kelly 2011). Esimerkiksi lisääntyneiden metallipitoisuuksien on todettu vähentävän pilkkojapohjaeläinten määrää ja sen seurauksena uomaan pudonneen lehtimateriaalin hajoamisnopeutta (Carlisle & Clements 2005).

2.3.6. Rantakasvillisuuden poisto

Rantakasvillisuuden poiston eli varjostuksen vähentymisen seurauksena veden lämpötila nousee (Allan 2004). Tämä vaikuttaa muun muassa pohjaeläinten kasvuun ja elinkierron pituuteen (Williams & Feltnate 1992). Kasvillisuuden poistaminen rannoilta muuttaa pohjaeläimistön koostumusta. Valoisuus lisääntyy, joka johtaa vesikasvillisuuden runsastumiseen ja siten perustuotantoa energialähteenään käyttävien laiduntaja-pohjaeläinten lisääntymiseen (Bis ym. 2000, Allan 2004). Rantatörmien sortumat yleistyvät, kun uoman läheisyydestä poistetaan kasvillisuus. Veteen myös putoaa vähemmän lehtiä ja puunrunkoja (Allan 2004). Pilkkoja-pohjaeläinten tiheyden on todettu pienentyneen uomaan putoavien lehtien määrään vähennyttyä (DeLong & Brusven 1998). Uomaan kaatuneiden puunrunkojen määrän väheneminen taas yksipuolistaa pohjaeläinten elinympäristöä, sillä rungot ovat vesieliöstön tärkeitä habitaatteja ja lisäävät uoman monimuotoisuutta (Allan 2004).

2.3.7. Päälystetyt alueet

Päälystetyt maanpinnat, kuten asfaltti, ovat yleisiä kaupunkialueilla ja teillä. Valuma-alueella sijaitsevat päälystetyt pinnat vaikuttavat usein virtavesien hydrologiaan ja sitä kautta uoman rakenteeseen. Alueilla, joilla on paljon päälystettyjä pintoja, esiintyy voimakkaita tulvia esimerkiksi rankkasateiden seurauksena. Usein näiltä kaupungistuneilta alueilta virtaava vesi sisältää myös haitallisia aineita (Paul & Meyer 2001). Sekä lajimäärän että EPT-lajimäärän on todettu vähenevän, kun päälystettyjen pintojen osuus valuma-alueen pinta-alasta kasvaa (Walsh ym. 2001).

2.4. Muun ihmistoiminnan vaikutukset

Joen virtaukseen vaikuttavat valuma-alueen maankäytön lisäksi esimerkiksi patojen rakentaminen, uomien perkaaminen ja suoristaminen sekä niiden yhteydessä usein tapahtuva puuaineksen poisto. Näiden toimenpiteiden seurauksena eliöiden elinympäristö muuttuu yksipuolisemmaksi (Allan & Castillo 2007). Esimerkiksi luonnontilaisille tai sen kaltaisille virtavesille tyypillinen koski-suvanto-vaihtelu ja sitä kautta jokiuoman monimuotoisuus vähenee. Lisäksi joen sisäinen pitkittäis- tai sivusuuntainen yhteys saatetaan menettää.

Padot vaikuttavat virtausolosuhteisiin ja joillakin jokiosuuksilla saattaa tapahtua muutos virtaavasta seisovaksi vedeksi (Feld ym. 2011). Tekoaltaat ja vesistöjen säännötely muuttavat tavallisesti virtavesien luonnollista virtausvaihtelua. Seurauksena on yleensä

joen biologisen tilan heikkeneminen eri prosessien kautta ja pohjaeläinten habitaatin muuttuminen tai katoaminen. Pohjaeläinten elinkierrot saattavat häiriintyä, koska ne ovat sopeutuneet tietynlaiseen virtausolojen vaihteluun. Tekojärven vaikutukset järvestä lähtevän joen pohjaeläimistöön voivat olla merkittävät. Jokeen tuleva vesi on usein peräisin tekojärven alimmasta vesikerroksesta eli alusvedestä ja se on usein vähähappista ja kesällä kylmää (Williams & Feltmate 1992). Pohjaeläinten tiheyden ja biomassan on todettu olevan merkittävästi pienempi säännöstelyn vaikutuksen alaisilla jokiosuuksilla (Bis ym. 2000).

Monet ihmisen aiheuttamat häiriöt vähentävät joen virtaamaa, jolla on suorien vaikutusten lisäksi epäsuoria vaikutuksia eliöille. Esimerkiksi lajienväliset vuorovaikutussuhteet, kuten saalistus ja kilpailu saattavat muuttua (Lake 2003). Uoman perkaukset tai virtaaman väheneminen ovat monin paikoin myös vähentäneet sammalkasvustoa. Tämä on johtanut sitä elinympäristönään käyttävien lajien vähenemiseen ja vaikuttanut koko yhteisöön. Pohjaeläinlajien määrän on todettu olevan sitä suurempi, mitä suurempi on pohjan vesisammalpeittävyys (Townsend ym. 2004).

2.5. Eri tekijöiden yhteisvaikutus

Kokonaan ihmistoiminnan vaikutuksen ulkopuolella olevat virtavedet ovat nykyään harvinaisia (Wiederholm 1984). Pohjaeläimistöön vaikuttavat useat eri tekijät yhdessä, ja usein on lähes mahdotonta selvittää kaikkia sekä nykyisten että aiemmin historiassa tapahtuneiden ihmistoimien merkitystä (Richards ym. 1996). Eri tekijät vaikuttavat pohjaeläimistöön eri voimakkuudella eri ajanhetkillä riippuen esimerkiksi säätilasta (Hatt ym. 2004).

2.6. Pohjaeläimiin perustuva virtavesien ekologisen tilan luokittelu

Virtavesien pohjaeläinyhteisöjen tilasta on kerätty tietoa jo pitkään, koska pohjaeläimillä on tärkeä merkitys myös koko ekosysteemin kannalta. Pohjaeläinten käyttöä virtavesien tilan kuvaamiseen on lisännyt se, että näytteenotto on suhteellisen helppoa ja monien hyönteisryhmien taksonomia tunnetaan hyvin. Tosin eräiden ryhmien kuten joidenkin vesiperhosten lajinmääritys on vaikeaa. Pohjaeläinten käyttöön liittyviä haasteita ovat myös esimerkiksi eläinten laikuittainen esiintyminen, minkä vuoksi näytepaikalta on otettava useita rinnakkaisnäytteitä. Lisäksi pohjaeläinten esiintyminen vaihtelee vuodenajan mukaan, sillä suuri osa eläimistöstä on hyönteisten toukkia (Rosenberg & Resh 1993).

Vesienhoitolain (1299/2004) mukaan vesieliöstöllä kuten pohjaeläimillä on keskeinen merkitys niin virtavesien kuin muidenkin vesistöjen tilan arvioinnissa. Ympäristöhallinnon ensimmäiset luokitteluohjeet virtavesien pohjaeläimistön tilan arvioimiseksi valmistuivat vesienhoidon ensimmäistä suunnittelukautta (2010–2015) varten (Vuori ym. 2009) ja niitä kehitettiin toista suunnittelukautta (2016–2021) varten (Aroviita ym. 2012).

Pohjaeläimistöön perustuvassa, kuten muussakin, virtavesien tilan arvioinnissa käytetään vertailuololähestymistapaa, jossa ihmistoiminnan vaikutuksen alaisena olevan kosken pohjaeläimistöä verrataan mahdollisimman samankaltaisten, lähellä luonnontilaa olevien vertailukoskien pohjaeläimistöön (Vuori ym. 2009). Vertailukoskien samankaltaisuus varmistetaan selvittämällä jokityyppi, joka perustuu yläpuolisen valuma-alueen kokoon ja geologiaan (Pilke 2012) sekä erottamalla toisistaan Pohjois- ja Etelä-Suomessa sijaitsevat joet (Aroviita ym. 2012).

Koskipohjaeläinten osalta ekologisen luokittelun tekijöinä käytetään jokityypille ominaisten taksonien ja EPT-heimojen lukumäärää sekä PMA-indeksiä eli prosenttista mallinkaltaisuutta (Novak & Bode 1992, Hämäläinen ym. 2007, Aroviita ym. 2008). Arvioitavassa koskessa havaittujen jokityypille ominaisten taksonien ja EPT-heimojen määrää verrataan ennustettuihin taksonimääriin, jotka esiintyvät lähellä luonnontilaa olevissa vertailukoskissa. PMA-indeksissä verrataan arvioitavan kosken pohjaeläinlajiston suhteellisia osuuksia vertailuaineistosta laskettuihin pohjaeläinlajien keskimääräisiin suhteellisiin osuuksiin. Indeksillä kuvaa luokiteltavan paikan ja vertailupaikan taksonikoostumuksen ja runsaussuhteiden samankaltaisuuden astetta ja huomioi myös lajit, joita ei esiinny vertailuaineistossa (Vuori ym. 2009). Vesienhoitolain mukaisen hyvän tilan määritelmän mukaan pohjaeläimistöissä esiintyy vähäisiä muutoksia mahdollisimman samankaltaisten luonnontilaisten vertailupaikkojen yhteisöihin.

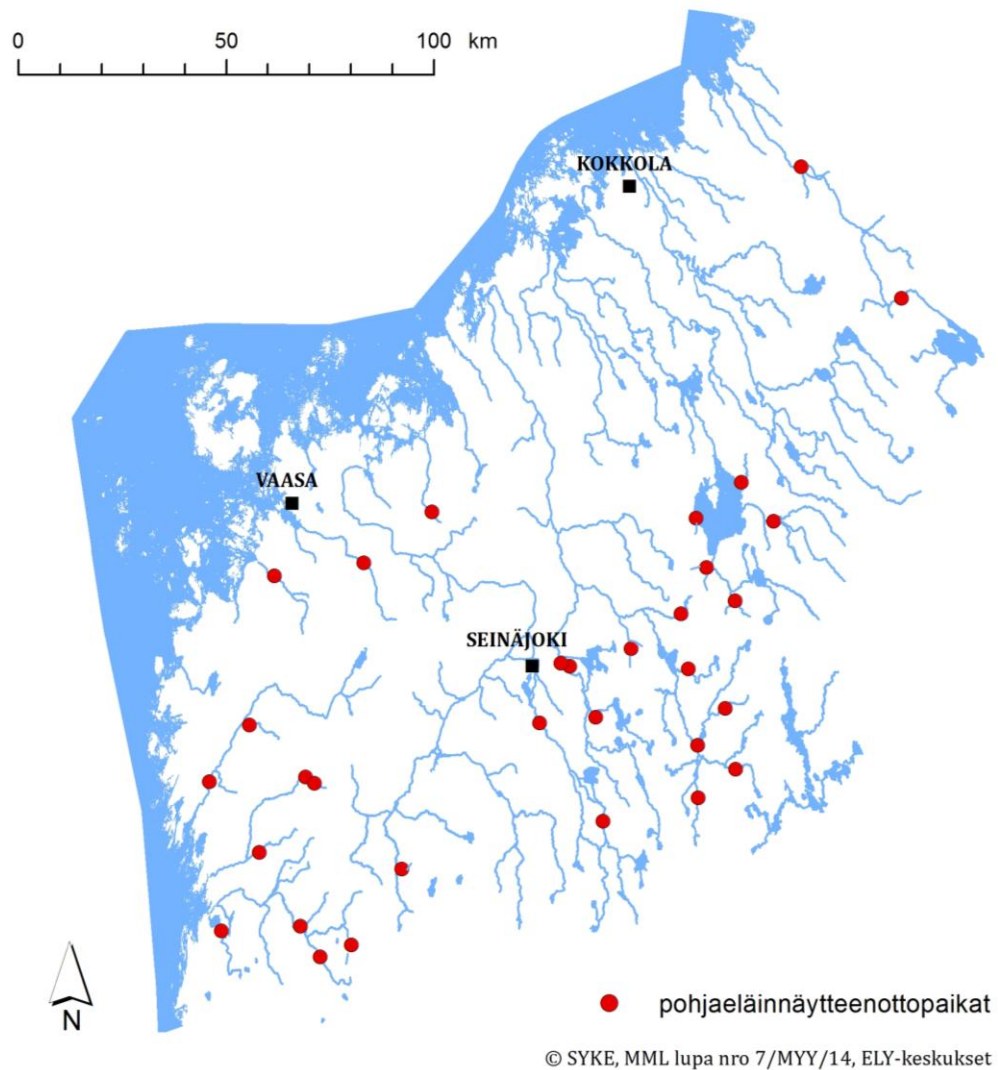
3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1. Tutkimuskosket

Tutkimuksessa oli mukana 32 koskea, jotka sijaitsivat 30 eri virtavedessä Länsi-Suomen alueella (Kuva 1). Virtavedet edustivat kuutta eri jokityyppiä (Taulukko 1).

Taulukko 1. Tutkimuksessa mukana olevien jokien jokityypit.

Jokityyppi	Lukumäärä
Hyvin pieni kangasmaiden joki	1
Pieni kangasmaiden joki	2
Keskisuuri kangasmaiden joki	3
Hyvin pieni turvemaiden joki	2
Pieni turvemaiden joki	11
Keskisuuri turvemaiden joki	11



Kuva 1. Tutkimuskoskien sijainti.

3.2. Pohjaeläinnäytteet

Pohjaeläinnäytteitä otettiin 16 koskesta, jotka sijaitsivat 15 eri virtavedessä. Yhdeksästä koskesta otettiin näytteet syksyllä 2009 ja 7 koskesta syksyllä 2010 (Taulukko 2). Kustakin koskesta otettiin standardin SFS 5077 mukaiset potkuhaavinäytteet (havaksen silmäkoko 0,5 mm, akkreditoitu menetelmä 760, Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus) seuraavista pohjanlaatutyypeistä: 1) isot kivet (raekoko > 6 cm, kasvillisuustyypinä vesisammal tai paljas), 2) pienet kivet ja 3) hienojakoinen aines. Kaikilta pohjanlaatutyypeiltä otettiin 2 näytettä. Haavinta-aika oli 30 s, jolloin liikuttiin noin 1 m ylävirtaan päin. Näytteet seulottiin 0,5 mm seulan läpi ja säilöttiin maastossa 70 % etanoliin. Näytteiden sisältämät pohjaeläimet poimittiin teollisuusluopin avulla ja määritettiin laboratoriossa. Paljon sammalta sisältäneet näytteet käsiteltiin laboratoriossa ennen poimintaa siten, että pieniä sammalieriä huuhdeltiin noin 30 sekunnin ajan juoksevan veden alla 0,5 mm seulalle. Tällöin sammaleen seassa olleet eläimet ja muu aines irtosivat seulalle, jonka jälkeen seulalle jäänyt materiaali otettiin poimintaan ja määrittelykseen. Uudistettujen luokitteluohteiden (Vuori ym. 2009, Aroviita ym. 2012) mukaisesti päätettiin

pomia ja määrittää kultakin näytepaikalta vain 4 rinnakkaisnäytettä (isot ja pienet kivet) 6 sijaan.

Taulukko 2. Pohjaeläinnäytteenoton ajankohdat ja näytteenottoaikkojen koordinaatit sekä tiedot rinnakkaisnäytteistä (iKi = isot kivet, raekoko > 6 cm, pKi = pienet kivet).

Paikka	Päivämäärä	YK-Pohjoinen	YK-Itä	Rinnakkaisnäytteet
Hirviluoma	13.10.2009	6971631	3296106	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Koukkuluoma	13.10.2009	6975851	3310863	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Rauhaluoma	15.10.2009	6922741	3255541	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Lettoluoma	17.10.2009	6904423	3243389	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Riipinluoma, Äystö	20.10.2009	6943388	3234549	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Riipinluoma, Kauppila	16.11.2009	6944902	3232391	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Härkmeri ån	26.10.2009	6907869	3212141	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Salonjoki	2.11.2009	6961479	3333565	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Peninluoma	16.11.2009	6926776	3221278	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Kaarankajoki	28.9.2010	6970929	3324587	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Pahajoki	28.9.2010	6939881	3326975	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Ripsaluoma	2.10.2010	6972339	3293884	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Kuorasluoma	2.10.2010	6959347	3302297	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Lakajoki	5.10.2010	6984285	3322884	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Hakojoki	7.10.2010	6946742	3335995	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Kätkänjoki	7.10.2010	6952555	3326867	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi

Tämän lisäksi tutkimukseen otettiin mukaan Länsi-Suomen alueelta ympäristöhallinnon Hertta-rekisteristä ja Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen aineistoista pohjaeläintiedot 16 koskesta, jotka sijaittivat 15 eri virtavedessä. Näytteet oli otettu potkuhaavimenetelmällä syksyinä 1991–2012. Näistä kymmenessä koskessa näytteet oli otettu eri pohjanlaatutyypeiltä täysin saman ohjeistuksen mukaan kuin tämän tutkimuksen yhteydessä toteutetussa näytteenotossa (kaksi 30 s rinnakkaisnäytettä sekä isojen että pienten kivien pohjanlaatutyyppiltä). Kuudessa koskessa eri pohjanlaatutyyppien määrä tai kunkin rinnakkaisnäytteen ottoon käytetty aika poikkesivat hieman edellä kuvatusta (Taulukko 3).

Kustakin koskesta otettiin mukaan yhteensä 2 minuutin ajalta rinnakkaisnäytteitä (Taulukot 2 ja 3). Mikäli määrittäytulokset eivät vielä olleet ympäristöhallinnon Hertta-rekisterissä, ne tallennettiin sinne rinnakkaisnäytekohtaisesti ja paikat nimettiin pohjanlaadun mukaan (Liitteet 1 ja 2).

Taulukko 3. Länsi-Suomen alueelta tutkimukseen mukaan otetun aineiston pohjaeläinnäytteenoton ajankohdat ja näytteenottopaikkojen koordinaatit sekä tiedot rinnakkaisnäytteistä (iKi = isot kivet, raekoko > 6 cm, pKi = pienet kivet).

Paikka	Päivämäärä	YK-Pohjoinen	YK-Itä	Rinnakkaisnäytteet
Seinäjäjoki, Kuljunkski	19.11.1991	6934296	3304085	4kpl 30s rinnakkaisnäytettä
Seinäjäjoki, Jouttikoski	19.11.1991	6957922	3288826	4kpl 30s rinnakkaisnäytettä
Kokonpuro	7.10.-3.11.1999	7007368	3326437	1kpl 60s iKi + 1kpl 60s pKi
Kivipuro	4.-5.10.2000	6995398	3329034	2kpl 60s iKi
Salinoja	26.9.2006	7092020	3351862	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Lohijoki	20.9.2007	6987398	3335847	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Isojoki	21.9.2007	6901562	3235958	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Lestijoki	22.9.2009	7060339	3375957	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Vieresjoki	15.9.2010	7015969	3337353	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Vöyrinjoki	29.9.2010	7008780	3262883	4kpl 30s iKi
Laihianjoki	30.9.2010	6996482	3246460	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Pajuluoma	7.10.2010	6908949	3231143	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Maalahdenjoki	19.10.2010	6993471	3224828	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Lillån	20.10.2011	6957379	3218836	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi
Närpiönjoki	3.11.2011	6943787	3209274	4kpl 30s iKi
Poikkijoki	21.9.2012	7006624	3345146	2kpl 30s iKi + 2kpl 30s pKi

3.3. Pohjaeläimistöön perustuva ekologisen tilan arviointi

Tutkimuskoskien pohjaeläimistön tila arvioitiin ympäristöhallinnon ohjeiden mukaisesti vertaamalla määritystuloksia mahdollisimman samankaltaisten luonnontilaisten vertailupaikkojen pohjaeläintuloksiin (Aroviita ym. 2012). Ekologinen tila arvioitiin sen perusteella, kuinka paljon se poikkesi luonnontilaisesta vertailukohteesta, selvittämällä ensin kunkin joen jokityyppi, ja laskemalla sitten luokittelumuuttujille ekologisen laatusuhteen (ELS) arvot (Aroviita ym. 2012). Luokittelumuuttujia ovat jokityypille ominaisten taksonien ja EPT-heimojen lukumäärä sekä yhteisöjen samankaltaisuuden astetta kuvaava PMA-indeksi (Novak & Bode 1992, Aroviita ym. 2008). Indekseille on määritetty jokityyppikohtaiset vertailuarvot (Aroviita ym. 2012). Luokittelumuuttujien yhteismitallistetuista ELS-arvoista laskettiin keskiarvo, joka kertoi kosken pohjaeläimistön tilan (> 0,8 erinomainen, 0,8–0,6 hyvä, 0,6–0,4 tyydyttävä, 0,4–0,2 välttävä tai < 0,2 huono, Aroviita ym. 2012).

3.4. Maankäyttö ja muut ympäristömuuttajat

Tutkimuskoskien yläpuolinen valuma-alue digitoitiin käsin ArcMap-ohjelmalla käyttäen mahdollisuuksien mukaan pohjana ympäristöhallinnon valuma-aluejakoa. Koskipaikkojen yläpuolisen valuma-alueen koko ja eri maankäyttöluokkien osuudet selvitettiin ympäristöhallinnossa käytössä olevan Corine Land Cover 2006 -maankäyttöaineiston avulla. Mukaan otetut maankäyttöluokat olivat: 1) rakennetut alueet, 2) maatalousalueet, 3) metsät sekä avoimet kankaat ja kalliomaat, 4) kosteikot ja avoimet suot sekä 5) vesialueet. Valuma-alueen koko vaihteli välillä 2–1077 km² ja oli keskimäärin

171 km². Maatalousalueosuus oli keskimäärin 11,6 % vaihdellen välillä 0,3–26,1 % valuma-alueen pinta-alasta.

Vedenlaadun vaikutusten selvittämiseksi tarkasteltiin mahdollisimman lähellä tutkimuskoskia sijaitsevien vesinäytepisteiden tietoja, jotka saatiin ympäristöhallinnon Hertta-rekisteristä (Liite 3). Mukaan otettiin mahdolliset pohjaeläinnäytteenoton aikaiset ja sitä edeltäneet saman vuoden sekä kaikki edeltävän vuoden havainnot, joille laskettiin keskiarvo tai minimi (pH, Liite 4). Viiden kosken vedenlaadusta oli saatavilla tiedot vain pohjaeläinnäytteenoton jälkeen, jolloin tutkimukseen otettiin mukaan näytteenottovuoden ja sitä seuraavan vuoden vedenlaatutulokset. Tiedot koottiin seuraavista vedenlaatumuuttujista: kokonaistyyppi-, ammoniumtyppi- kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$), kiintoainepitoisuus (mg l^{-1}), sameus (FNU), johtokyky (mS m^{-1}), alumiinipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) ja pH. Vedenlaatumuuttujille laskettujen keskiarvojen vaihteluvälit olivat: kokonaistyyppipitoisuudelle 130–4450, ammoniumtyppipitoisuudelle 5–225, kokonaisfosforipitoisuudelle 14,5–143,3 ja fosfaattifosforipitoisuudelle 2,5–103,4 $\mu\text{g l}^{-1}$, kiintoainepitoisuudelle 2,0–26,5 mg l^{-1} , sameudelle 0,3–27,4 FNU, johtokyvyllä 2,4–25,5 mS m^{-1} , alumiinipitoisuudelle 148,6–2300,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ ja pH:lle 4,8–7,1. Minimi-pH vaihteli välillä 4,3–7,1 (Liite 4).

Osasta kohteita saatiin maastossa tehdyn purokartoituksen tiedot kosken yläpuoliseen uomaan laskevien ojien määrästä (lkm uoma-km⁻¹), virtaveden säännöstelystä (on/ei) ja uoman perkauksesta (on/ei). Lisäksi selvitettiin kartalta kunkin virtaveden lähtöpiste (esimerkiksi järvi/suo). Osasta koskia saatiin myös pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä kerätty tieto varjostuksen ja vesisammaleiden määrästä (peittävyys 0–5, 5–25, 25–75 tai > 75 % näytealasta).

3.5. Tilastolliset menetelmät

Korrelatiivisella tarkastelulla sekä visuaalisesti että korrelaatioanalyysin avulla tutkittiin, vaikuttaako mitattujen ihmistoimintaa kuvaavien muuttujien, kuten valuma-alueen suhteellisen maatalousalueosuuden, vaihtelu pohjaeläimistöön tilaan (yhteismitallistettujen ELS-arvojen keskiarvoon). Kunkin ympäristöpaineen osalta arvioitiin se taso, joka näytti vaarantavan hyvän tilan saavuttamisen. ELS-arvojen eroa arvioidun kynnyksen jakamissa ryhmissä, joissa oli eriasteinen ihmistoiminnan vaikutus, tutkittiin Mann-Whitney U-testillä.

Khiin neliö -testillä tarkasteltiin, onko ero hyvän ekologisen tilan saavuttamisessa tilastollisesti merkitsevä ryhmissä, joissa toisessa valuma-alueen suhteellinen maatalousalueosuus oli alle ja toisessa yli arvioidun kynnyksen. Varjostuksen mahdollista yhteyttä isojen vesisammalien määrään selvitettiin Khiin neliö -testillä. Maatalousalueosuuden vaikutusta vedenlaatuun tutkittiin korrelatiivisella tarkastelulla sekä visuaalisesti että korrelaatioanalyysin sekä lineaarisella regressioanalyysillä.

Vedenlaatutekijöiden (johtokyky, kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi- ja kiintoainepitoisuus, pH ja minimi-pH) vaikutusta pohjaeläimistöön tilaan tutkittiin lineaarisella regressioanalyysillä valitsemalla selittäjät askeltavalla menetelmällä. Näin pyrittiin löytämään parhaiten pohjaeläimistöön tilavaihtelua selittävät vedenlaatumuuttajat. Ennen regressioanalyysiä johtokyvyllä tehtiin logaritmuunnos, jotta sen ja pohjaeläimistöön tilan välinen yhteys saatiin lineaarisemmaksi. Koskipohjaeläimistöön ryhmittymistä jokityypin, vesistöalunumeron, virtaveden lähtöpisteen, veden minimi-pH:n, pH:n, johtokyvyn sekä valuma-alueen koon ja maatalousalueosuuden mukaan tarkasteltiin myös NMS-ordinaatioanalyysillä, PC-ORD 5 -ohjelmalla.

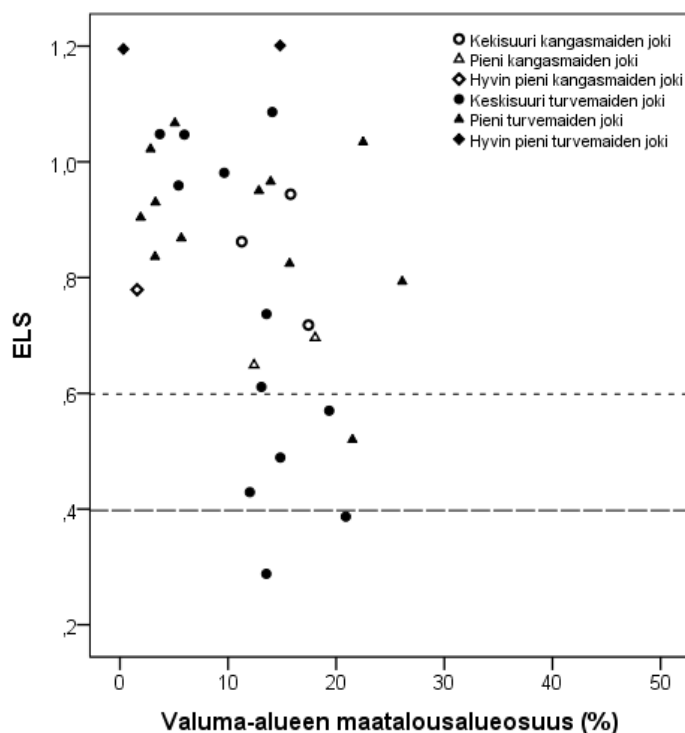
4. TULOKSET

4.1. Pohjaeläimistön tila

Tutkimuskoskista tunnistettiin yhteensä 145 pohjaeläintaksonia (Liite 5). Taksonien paikkakohtainen lukumäärä vaihteli välillä 14–56 ja EPT-lajien määrä välillä 6–27. Pohjaeläimistön tila vaihteli välillä välttävä–erinomainen ja oli erinomainen tai hyvä 81 % tutkimuskoskista (26 koskessa). Kahdessa koskessa, joissa pohjaeläimistön tila oli hyvä, ELS-keskiarvo oli lähellä hyvän alarajaa (Salinoja ja Seinäjoen Jouttikoski). Kahdessa koskessa pohjaeläimiin perustuva tila oli välttävä (Vöyrin- ja Närpiönjoki) ja neljässä koskessa tyydyttävä (Maalahden- ja Laihianjoki sekä Härkmeri å ja Riipinluoman ylempi koski).

4.2. Maankäytön vaikutukset pohjaeläimistön tilaan

Pohjaeläimistön tila heikkeni valuma-alueen suhteellisen maatalousalueosuuden kasvaessa (Spearman $r_s = -0,39$, $P = 0,028$, Kuva 2). Valuma-alueen maatalousalueosuus (X) selitti 19 % pohjaeläimistön tilan vaihtelusta (lineaarinen regressio, $ELS = 0,997 - 0,015 * X$, $R^2 = 0,19$, $df = 31$, $P = 0,013$). Pohjaeläimistön tilaa kuvaavissa ELS-keskiarvoissa havaittiin merkitsevä ero ryhmissä, joista toisessa maatalousalueosuus oli alle ja toisessa yli 10 % valuma-alueen pinta-alasta (Mann-Whitneyn U, $U = 51$, $N_1 = 12$, $N_2 = 20$, $P = 0,007$, Kuva 2).



Kuva 2. Virtavesien pohjaeläimistön tila (yhteismitallistettujen ELS-arvojen keskiarvo) suhteessa valuma-alueen maatalousalueosuuteen eri jokityyppejä edustavissa tutkimuskoskissa. (Pisteviiva = hyvän ja tyydyttävän tilan raja, katkoviiva = tyydyttävän ja välttävän tilan raja).

Sen sijaan hyvän ekologisen tilan saavuttamisen todennäköisyydessä eroa ei havaittu maatalousalueosuuden ollessa yli tai alle 10 % ($\chi^2 = 4,43$, $P = 0,061$, $df = 1$, $N = 32$, Fisherin tarkka testi). Tulos on kuitenkin lähellä tilastollisen merkitsevyyden rajaa. Pohjaeläimistö oli hyvää huonommassa tilassa 0 % todennäköisyydellä (0/12

havainnoista), kun maatalousalueosuus oli alle 10 % valuma-alueen pinta-alasta ja todennäköisyys oli 30 % (6/20 havainnoista) maatalousalueosuuden ollessa yli 10 %.

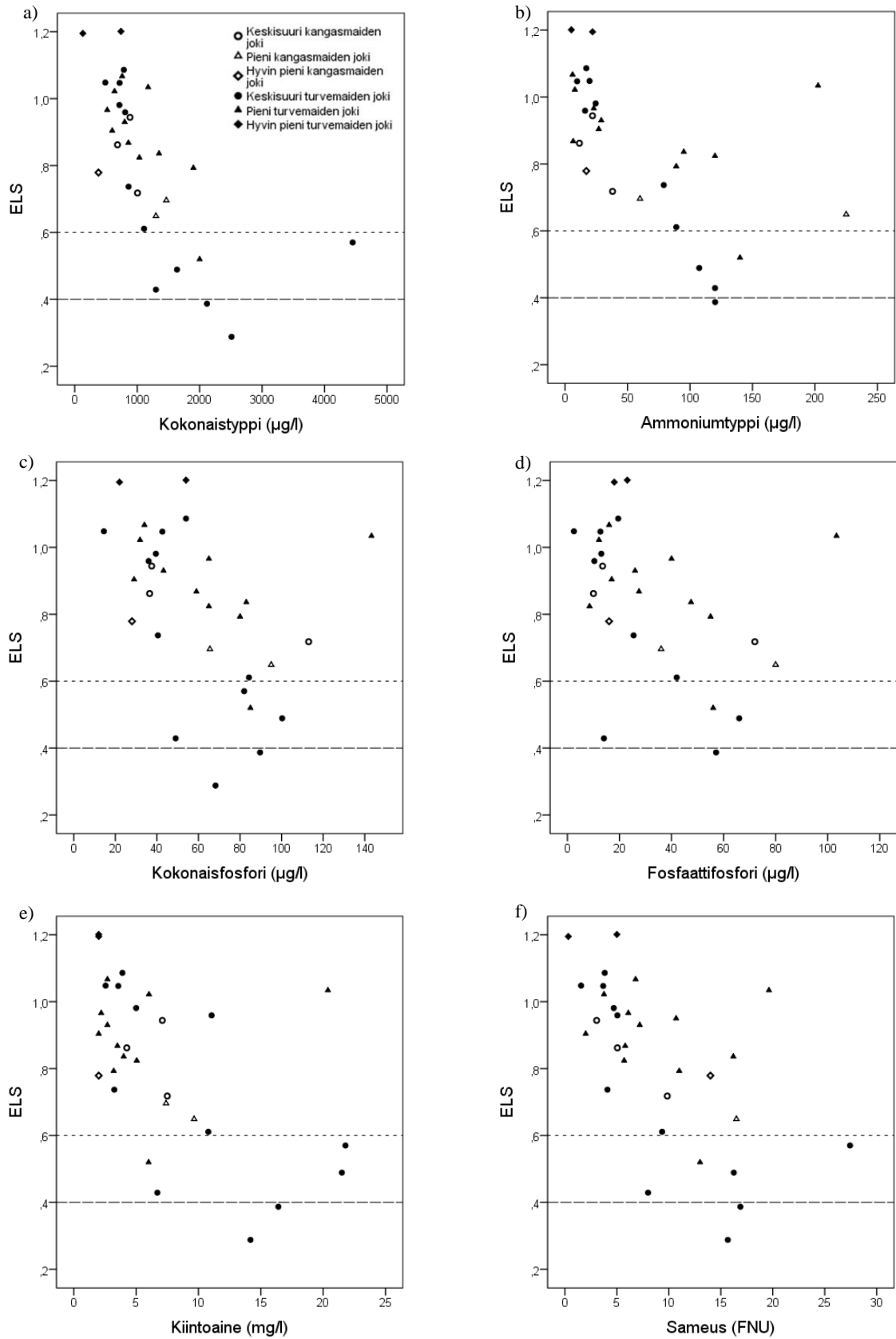
Erinomaisen tilan saavuttamisen todennäköisyydessä havaittiin merkitsevä ero maatalousalueosuuden ollessa yli tai alle 10 % ($\chi^2 = 8,3$, $P = 0,008$, $df = 1$, $N = 32$, Fisherin tarkka testi). Pohjaeläimistön tila oli 8 % todennäköisyydellä (1/12 havainnoista) alle erinomaisen, kun maatalousalueosuus oli alle 10 % valuma-alueen pinta-alasta ja todennäköisyys oli 60 % (12/20 havainnoista) maatalousalueosuuden ollessa yli 10 %.

4.3. Vedenlaadun vaikutukset pohjaeläimistön tilaan

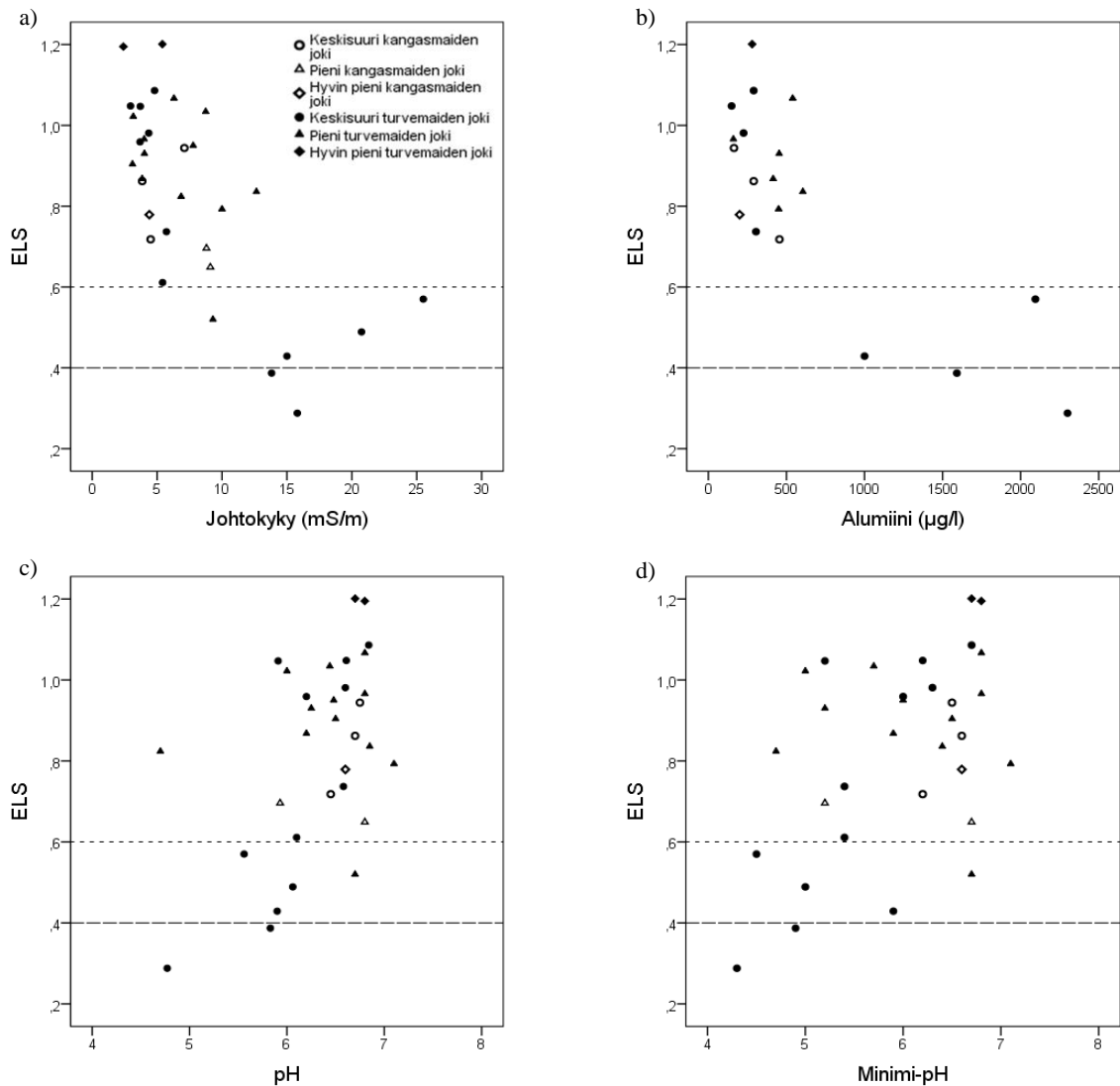
Pohjaeläimistön tila (ELS) korreloi useiden vedenlaatumuuttujien kanssa. Tila heikkeni keskimääräisen kokonaistyyppi-, ammoniumtyyppi-, kokonaisfosfori-, fosfaattifosfori-, kiintoaine- ja alumiinipitoisuuden, sameuden ja johtokyvyn lisääntyessä sekä keskimääräisen pH-arvon ja minimi-pH -arvon pienentyessä (Taulukko 4, Kuvat 3 ja 4).

Taulukko 4. ELS-arvojen ja eri vedenlaatumuuttujien välinen järjestyskorrelaatio (Spearmanin korrelaatiokerroin r_s , sekä sen merkitsevyys, P).

Muuttuja	Spearman r_s	P
Kokonaistyyppi	-0,74	< 0,001
Ammoniumtyyppi	-0,70	< 0,001
Kokonaisfosfori	-0,54	0,002
Fosfaattifosfori	-0,49	0,007
Kiintoaine	-0,56	0,001
Sameus	-0,65	< 0,001
Johtokyky	-0,68	< 0,001
Alumiini	-0,67	0,002
pH	0,45	0,009
minimi-pH	0,43	0,014



Kuva 3. Pohjaeläimistön tila (ELS) suhteessa veden a) kokonaistyyppi-, b) ammoniumtyppi-, c) kokonaisfosfori-, d) fosfaattifosfori- ja e) kiintoainepitoisuuteen sekä f) sameuteen. (Pisteviiva = hyvän ja tyydyttävän tilan raja, katkoviiva = tyydyttävän ja välttävän tilan raja).



Kuva 4. Pohjaeläimistön tila (ELS) suhteessa veden a) johtokykyyn, b) alumiinipitoisuuteen, c) pH-arvoon ja d) minimi-pH -arvoon. (Pisteiviiva = hyvän ja tyydyttävän tilan raja, katkoviiva = tyydyttävän ja välttävän tilan raja).

Kokonaistyyppipitoisuuden ollessa alle $800 \mu\text{g l}^{-1}$, ammoniumtyppipitoisuuden alle $30 \mu\text{g l}^{-1}$ tai kokonaisfosforipitoisuuden alle $35 \mu\text{g l}^{-1}$ vain yhden kosken pohjaeläimistön tila oli niukasti alle erinomaisen, mutta pitoisuuksien ollessa näitä suurempia tila oli useassa koskessa alle hyvän (Kuvat 3a, 3b ja 3c). Ainoastaan kahden kosken pohjaeläimistön tila oli alle erinomaisen veden fosfaattifosforipitoisuuden ollessa alle $20 \mu\text{g l}^{-1}$, mutta sen ollessa tätä suurempi tila oli suurimmassa osassa koskia erinomaista heikompi (Kuva 3d). Kaikkien koskien pohjaeläimistön tila oli vähintään hyvä kiintoainepitoisuuden ollessa alle 5mg l^{-1} , sameuden alle 5 FNU tai alumiinipitoisuuden alle $550 \mu\text{g l}^{-1}$, mutta muuttujien saadessa tätä suurempia arvoja tila oli useassa koskessa hyvää heikompi (Kuvat 3e, 3f ja 4b). Johtokyvyn ollessa alle 10mS m^{-1} vain yhden kosken pohjaeläimistön tila oli alle hyvän, mutta sen ollessa tätä suurempi tila oli useassa koskessa hyvän alapuolella (Kuva 4a). Vain kahden kosken pohjaeläimistön tila oli hyvän alapuolella pH:n ollessa yli 6 tai minimi-pH:n ollessa yli 5,6, mutta niiden ollessa näitä pienempiä tila oli useassa koskessa alle hyvän (Kuvat 4c ja 4d). Kokonaistyyppi-, ammoniumtyppi-, kokonaisfosfori-, fosfaat-

Taulukko 5. ELS-keskiarvojen välillä oli merkitsevä ero ryhmissä, joissa toisessa vedenlaatumuuttujan arvot olivat pienempiä ja toisessa suurempia kuin kynnysarvo (Mann-Whitneyn U, N_1 = ryhmä, jossa vedenlaatumuuttujan saamat arvot olivat kynnysarvoa pienempiä ja N_2 = ryhmä, jossa muuttujan saamat arvot olivat suurempia kuin kynnysarvo).

Muuttuja	Kynnysarvo	U	N_1	N_2	P
Kokonaistyyppi	800 $\mu\text{g l}^{-1}$	20	12	19	< 0,001
Ammoniumtyppi	30 $\mu\text{g l}^{-1}$	12	16	12	< 0,001
Kokonaisfosfori	35 $\mu\text{g l}^{-1}$	32	6	25	0,032
Fosfaattifosfori	20 $\mu\text{g l}^{-1}$	47	13	16	0,012
Kiintoaine	5 mg l^{-1}	46	15	16	0,003
Sameus	5 FNU	37	9	21	0,009
Johtokyky	10 mS m^{-1}	16	25	7	0,001
Alumiini	550 $\mu\text{g l}^{-1}$	4	14	5	0,004
pH	6	51	8	24	0,05
minimi-pH	5,6	59	11	21	0,025

tifosfori-, kiintoaine- ja alumiinipitoisuuden, sameuden, johtokyvyn, pH:n ja minimi-pH:n osalta ELS-keskiarvoissa havaittiin merkitsevä ero ryhmissä, joista toisessa vedenlaatumuuttujan arvot olivat pienempiä ja toisessa suurempia kuin edellä mainitut kynnysarvot (Taulukko 5).

Taulukko 6. Pohjaeläimistön tilan vaihtelua selittävä regressiomalli, johon merkitsevät ($P < 0,05$) selittävät vedenlaatumuuttujat valittiin eteenpäin askeltavalla menetelmällä.

Selittäjä	Kerroin	t	P	Kumulatiivinen R^2
Vakio	0,361	0,865	0,394	
Johtokyvyn logaritmi	-0,555	-4,925	< 0,001	0,546
pH	0,142	2,421	0,022	0,625

Vedenlaatumuuttujista johtokyky ja pH selittivät yhdessä 63 % pohjaeläimistön tilan vaihtelusta (lineaarinen regressio: askeltava menetelmä, $R^2 = 0,63$, $df = 30$, $P < 0,001$, Taulukko 6). Ennen regressioanalyysiä johtokyvylle tehtiin logaritmimuunnos, jolla saatiin yhteys lineaariseksi. Johtokyky korreloi kokonaistyyppi-, ammoniumtyppi-, kokonaisfosfori-, fosfaattifosfori-, kiintoaine- ja alumiinipitoisuuden, sameuden, pH:n ja

Taulukko 7. Johtokyvyn ja muiden vedenlaatumuuttujien välinen korrelaatio (Pearsonin korrelaatiokerroin r , sekä sen merkitsevyys, P).

Muuttuja	Pearson r	P
Kokonaistyyppi	0,86	< 0,001
Ammoniumtyppi	0,63	< 0,001
Kokonaisfosfori	0,46	0,009
Fosfaattifosfori	0,49	0,007
Kiintoaine	0,63	< 0,001
Sameus	0,81	< 0,001
Alumiini	0,87	< 0,001
pH	-0,46	0,009
minimi-pH	-0,46	0,008

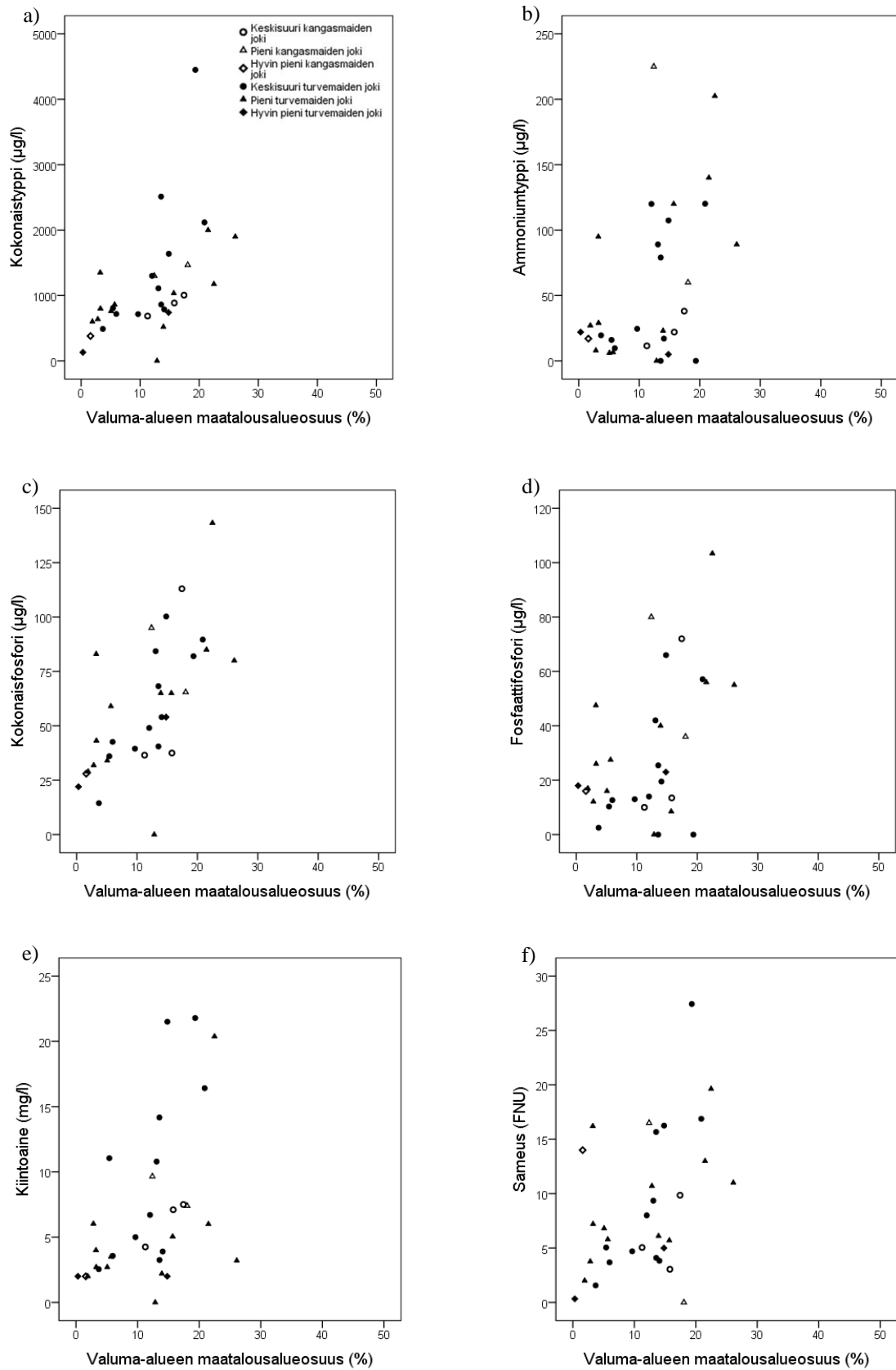
minimi-pH:n kanssa (Taulukko 7). Veden pH korreloi kokonaistyyppi-, kiintoaine- ja alumiinipitoisuuden, sameuden ja minimi-pH:n kanssa, mutta ei ammoniumtyppi-, kokonaisfosfori- tai fosfaattifosforipitoisuuden kanssa (Taulukko 8).

Taulukko 8. Veden pH:n ja muiden vedenlaatumuuttujien välinen korrelaatio (Pearsonin korrelaatiokerroin r , sekä sen merkitsevyys, P).

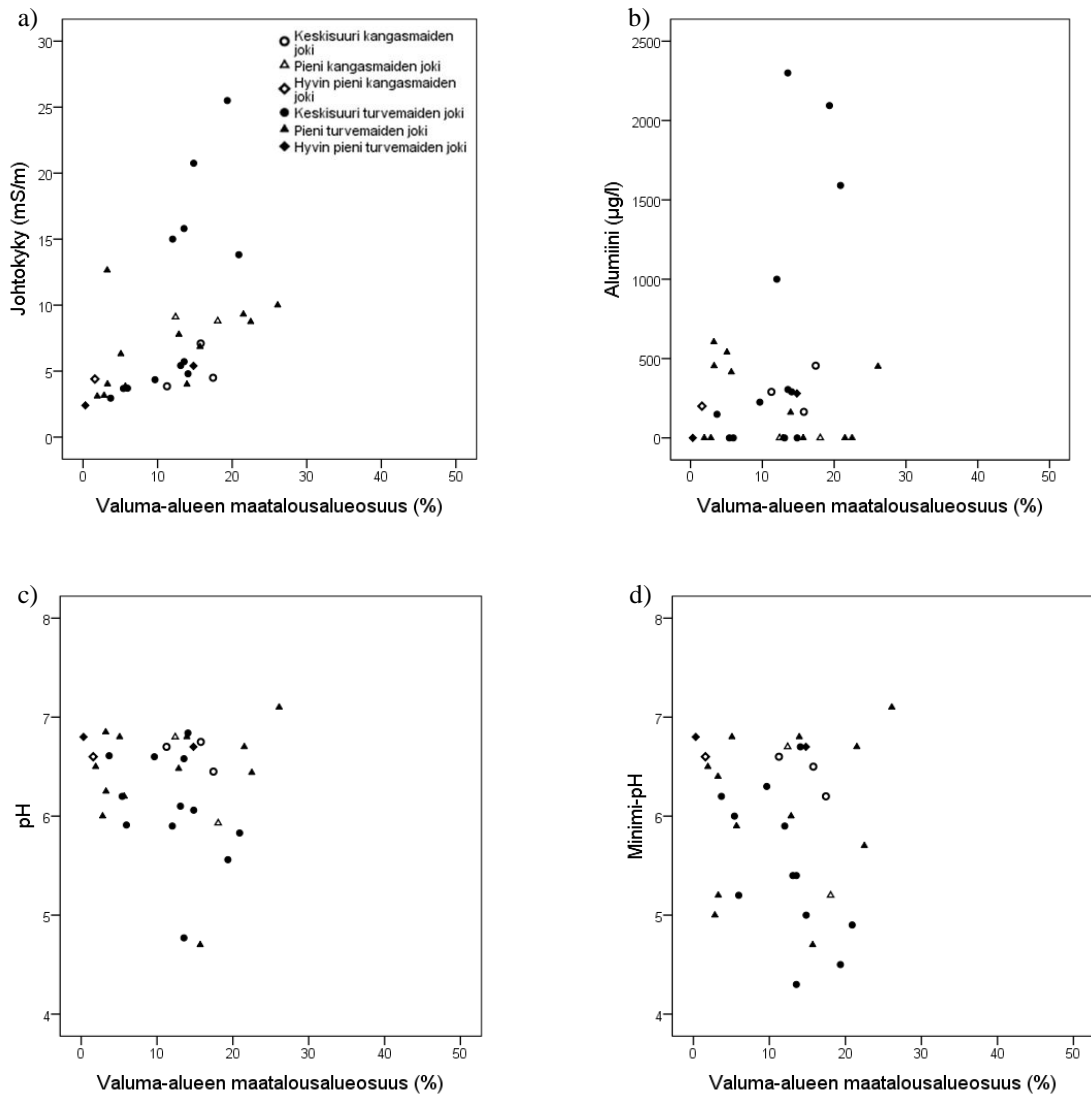
Muuttuja	Pearson r	P
Kokonaistyyppi	-0,54	0,002
Ammoniumtyppi	-0,42	0,833
Kokonaisfosfori	-0,24	0,194
Fosfaattifosfori	-0,10	0,603
Kiintoaine	-0,63	< 0,001
Sameus	-0,36	0,052
Alumiini	-0,89	< 0,001
minimi-pH	0,91	< 0,001

4.4. Vedenlaadun yhteys maankäyttöön

Vedenlaatu korreloi valuma-alueen maatalousalueosuuden kanssa. Maatalousalueosuuden lisääntyessä kasvoivat merkitsevästi myös kokonaistyyppi- ($r_s = 0,71$, $P < 0,001$), ammoniumtyppi- ($r_s = 0,48$, $P = 0,010$), kokonaisfosfori- ($r_s = 0,73$, $P < 0,001$), fosfaattifosfori- ($r_s = 0,60$, $P = 0,001$) ja kiintoainepitoisuus ($r_s = 0,55$, $P = 0,002$) sekä sameus ($r_s = 0,47$, $P = 0,008$, Kuva 5). Myös veden johtokyky kasvoi merkitsevästi valuma-alueen maatalousalueosuuden kasvaessa ($r_s = 0,64$, $P < 0,001$, Kuva 6a). Edellä mainituille vedenlaatumuuttujille määritettyjen pohjaeläimistön hyvän tilan vaarantavien kriittisten tasojen (ks. kpl 4.3.) ylittyminen oli todennäköisempää, kun maatalousalueosuus oli yli 10 % valuma-alueen pinta-alasta (Kuvat 5 ja 6).



Kuva 5. Veden a) kokonaistyyppi-, b) ammoniumtyppi-, c) kokonaisfosfori-, d) fosfaattifosfori- ja e) kiintoainepitoisuus sekä f) sameus suhteessa valuma-alueen maatalousalueosuuteen.



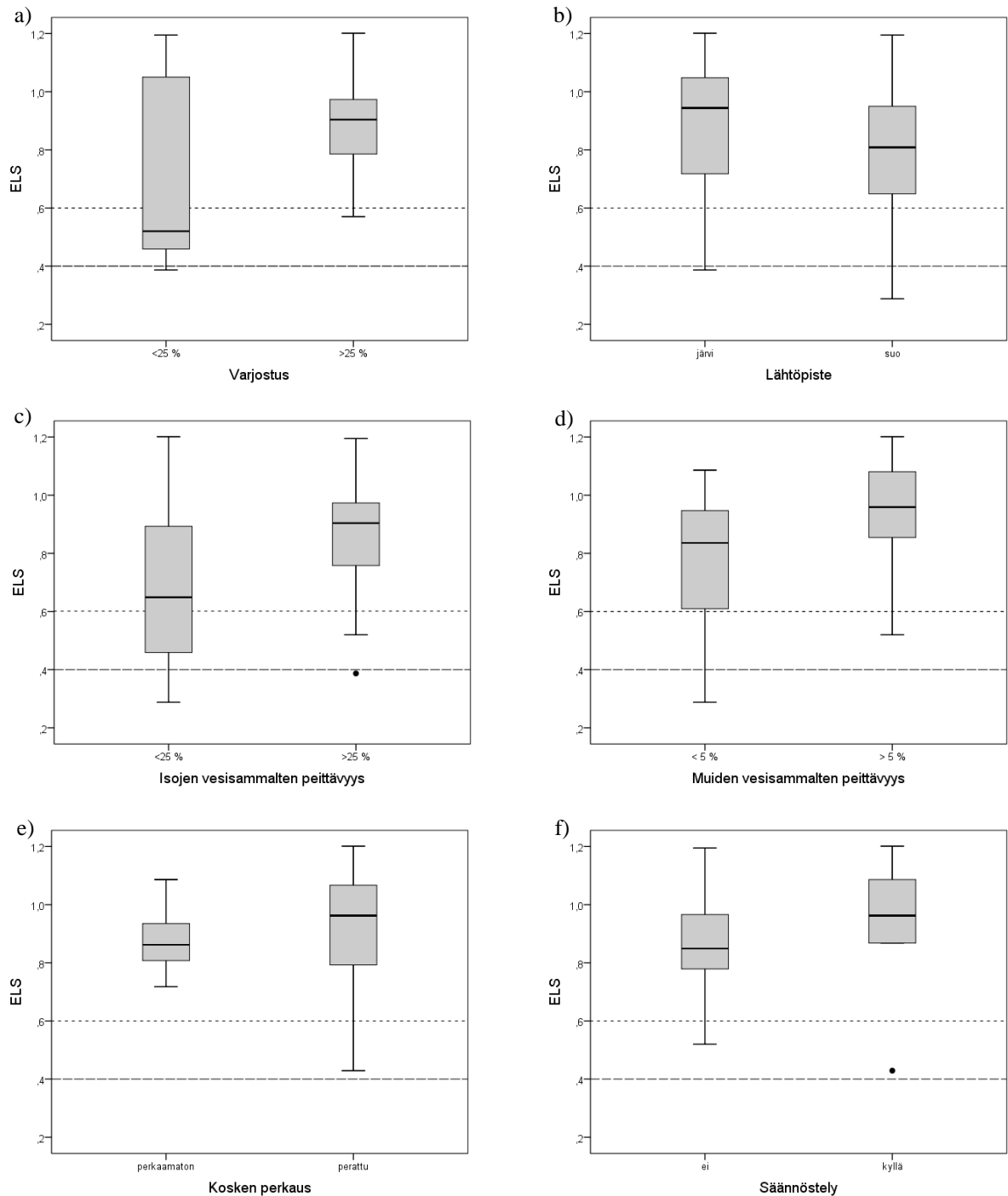
Kuva 6. Veden a) johtokyky, b) alumiinipitoisuus, c) pH ja d) minimi-pH suhteessa valuma-alueen maatalousalueosuuteen.

Valuma-alueen maatalousalueosuuden kasvulla ei ollut yhteyttä veden alumiinipitoisuuteen ($r_s = 0,20$, $P = 0,422$, Kuva 6b), pH-arvoon ($r_s = -0,14$, $P = 0,442$, Kuva 6c) tai minimi-pH -arvoon ($r_s = -0,15$, $P = 0,422$, Kuva 6d).

4.5. Muiden ympäristötekijöiden vaikutukset pohjaeläimistön tilaan

Kosken varjostuksen ollessa yli 25 % pohjaeläimistön tila näyttäisi olevan keskimäärin parempi kuin sen ollessa alle 25 %, mutta ero ELS-keskiarvoissa ei ollut merkitsevä (Mann-Whitneyn U, $U = 51$, $N_1 = 7$, $N_2 = 19$, $P = 0,370$, Kuva 7a). ELS-keskiarvoissa ei myöskään havaittu merkitsevää eroa virtavesien erilaisten lähtöpisteiden (suo/järvi) välillä (Mann-Whitneyn U, $U = 86$, $N_1 = 18$, $N_2 = 13$, $P = 0,215$, Kuva 7b).

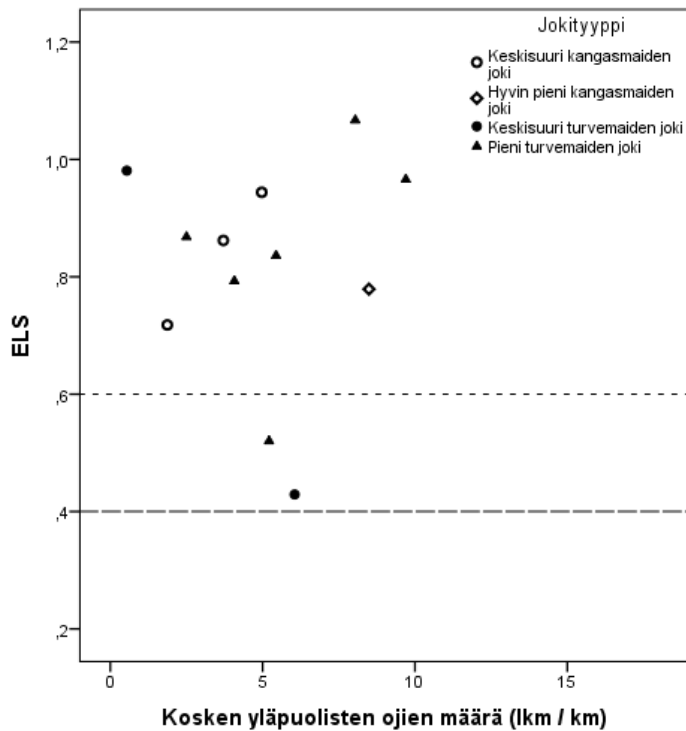
Kosken isojen vesisammalten peittävyuden ollessa yli 25 % pohjaeläimistön tila näyttäisi olevan keskimäärin parempi kuin sen ollessa alle 25 %, mutta ero ELS-keskiarvoissa ei ollut merkitsevä (Mann-Whitneyn U, $U = 43$, $N_1 = 7$, $N_2 = 19$, $P = 0,174$, Kuva 7c). Isojen vesisammalten määrässä ei havaittu merkitsevää eroa varjostuksen ollessa yli tai alle 25 % ($\chi^2 = 0,76$, $P = 0,568$, $df = 1$, $N = 24$, Fisherin tarkka testi).



Kuva 7. Pohjaeläimistön tila (ELS) suhteessa a) kosken varjostukseen, b) virtaveden lähtöpisteeseen, c) isojen vesisammalten peittävyteen, d) muiden vesisammalten peittävyteen, e) kosken perkaukseen ja f) säännöstelyyn. (Pisteviiva = hyvän ja tyydyttävän tilan raja, katkoviiva = tyydyttävän ja välttävän tilan raja).

Pohjaeläimistön tila näyttäisi olevan keskimäärin parempi muiden vesisammalten peittävyuden ollessa yli 5 % näytealasta kuin sen ollessa vähemmän (Kuva 7d). ELS-keskiarvoissa ei kuitenkaan havaittu merkitsevää eroa (Mann-Whitneyn U, $U = 40$, $N_1 = 19$, $N_2 = 7$, $P = 0,126$). ELS-keskiarvoissa ei havaittu merkitsevää eroa perkaamattomien ja perattujen koskien välillä (Mann-Whitneyn U, $U = 27$, $N_1 = 7$, $N_2 = 10$, $P = 0,435$, Kuva 7e) eikä säännöstelemättömien ja säännösteltyjen virtavesien koskien välillä (Mann-Whitneyn U, $U = 20$, $N_1 = 10$, $N_2 = 6$, $P = 0,278$, Kuva 7f). Kosken yläpuolisten ojien

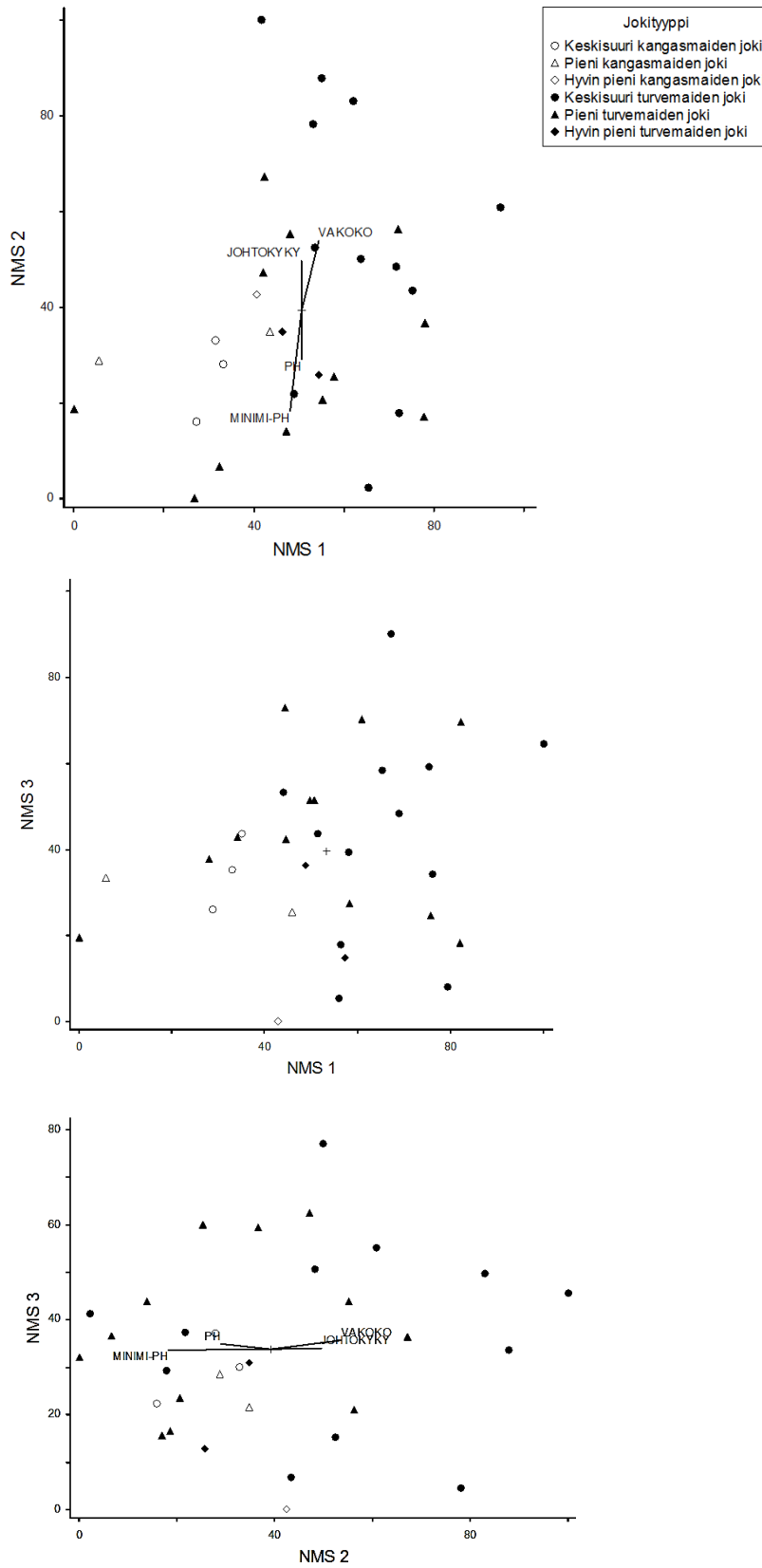
määrällä (lkm km^{-1}) ei myöskään näyttäisi olevan vaikutusta pohjaeläimistön tilaan ($r_s = -0,03$, $P = 0,931$, Kuva 8).



Kuva 8. Pohjaeläimistön tila (ELS) suhteessa kosken yläpuolisten ojien määrään. (Pisteviiva = hyvän ja tyydyttävän tilan raja, katkoviiva = tyydyttävän ja välttävän tilan raja).

4.6. Eri tekijöiden vaikutusten tarkastelu NMS-ordinaatiolla

NMS-menetelmällä tehdyssä ordinaatiossa (lopullinen stressi = 13,39 kolmiulotteisessa ratkaisussa) ei havaittu selkeää koskien ryhmittymistä jokityyppien mukaisesti (Kuva 9). Valuma-alueen koko ($r = 0,55$ akselin 2. suhteen), johtokyky ($r = 0,40$ akselin 2. suhteen), minimi-pH ($r = -0,56$ akselin 2. suhteen ja $r = -0,44$ akselin 3. suhteen) ja pH-keskiarvo ($r = 0,40$ akselin 2. suhteen ja $r = -0,48$ akselin 3. suhteen) ainoina ympäristömuuttujina korreloivat merkittävästi ($r \geq \pm 0,40$) minkään ordinaatioakselin kanssa. Koskien pohjaeläinyhteisöjen koostumus näyttäisi siis vaihtelevan jossain määrin johdonmukaisesti valuma-alueen koon, veden johtokyvyn sekä happamuuden mukaisesti (Kuva 9).



Kuva 9. Tutkimuskoskien pohjaeläinyhteisöjen ja ympäristömuuttujien yhteyttä kuvaavan NMS-ordinaation 1., 2. ja 3. ulottuvuuden muodostamat tasot. (Vektorit kuvaavat ympäristömuuttujien ja akselien välisiä korrelaatioita ja siten pohjaeläimistön vaihtelun yhteyttä ympäristömuuttujien vaihteluun).

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1. Pohjaeläimistön tila

Pohjaeläimistön ekologinen tila oli erinomainen tai hyvä 81 % tutkimuskoskista (Liite 5). Tila oli erinomainen 19 koskessa eli näitä voitaisiin tämän aineiston perusteella pitää ekologisen luokittelun luonnontilaisen kaltaisina vertailupaikkoina. Vertailupaikkoina käytettävistä koskista olisi kuitenkin hyvä olla pidemmän ajan seuranta, johon ei tässä tutkimuksessa keskitytty, sillä koskista otetut näytteet olivat yksittäisiä. Kuuden kosken tila taas oli hyvän alapuolella ja kahden kosken lähellä hyvän alarajaa. Koskipohjaeläimistön tilan vaihtelu oli yhteydessä maankäyttöön ja vedenlaatuun.

5.2. Maankäytön vaikutukset pohjaeläimistön tilaan

Tuloksen perusteella näyttää siltä, että maatalousalueosuuden ylittäessä 10 % valuma-alueen pinta-alasta pohjaeläimistön ja sitä kautta ehkä koko virtaveden hyvän tilan saavuttaminen vaarantuu. Myös Aroviidan ym. (2014) tutkimuksessa pohjaeläimistön tila oli alle hyvän vain kaikkein maatalousvaltaisimpien valuma-alueiden joissa (pelto-osuus yli 10 % tai usein jopa yli 30 %). Tämän tutkimuksen koskien valuma-alueen maatalousalueosuus oli suurimmillaan 26 %, mutta jo yli 10 % maatalousalueosuus näyttäisi vähentävän hyvän tilan saavuttamisen todennäköisyyttä. Alle 10 % maatalousalueosuutta siis voidaan tutkimuksen perusteella pitää jopa vertailupaikan kriteerinä, koska tällöin pohjaeläimistön tila oli pääsääntöisesti erinomainen. Hämäläisen ym. (2007) tutkimuksessa vertailupaikkojen valuma-alueen pinta-alasta oli viljeltyä keskimäärin 7,3 %. Tämän tutkimuksen koskien valuma-alueen pinta-ala oli keskimäärin 11,6 %, joka on lähellä 10 % rajaa. Tämä selittänee osaltaan sitä, että valtaosassa tutkimuskoskia pohjaeläimistön tila oli erinomainen tai hyvä.

Maatalouden lisäksi muun muassa metsätalous, turvetuotanto ja tulvien torjunta vaikuttavat virtavesiin ja niiden valuma-alueisiin (Marja-aho & Koskinen 1989, Holden ym. 2004, Kenttämies 2006, Mattsson ym. 2006). Tämän tutkimuksen tuloksia tarkasteltaessa tulee ottaa huomioon, että eri maankäyttöluokista tarkasteltiin vain valuma-alueen maatalousalueosuutta, sillä käytetyn maankäyttöaineiston (Corine Land Cover 2006) muut luokat jakaantuvat maankäytöltään vielä hyvin erilaisiin alueisiin, sisältäen sekä luonnontilaisia että ihmisen eriasteisesti muuttamia alueita. Esimerkiksi metsät sekä avoimet kankaat ja kalliomaat –luokkaan kuuluvat sekä eri-ikäiset metsät että hakkuuaukiot ja kosteikot ja avoimet suot –luokkaan sekä luonnontilaiset että turvetuotannossa olevat suoalueet. Lisäksi tutkimuksessa tarkasteltuun maatalousalueeseen kuuluu hyvin erilaisia maatalousalueita, sekä viljelyksessä että poissa viljelyksestä olevia peltoja. Jos maankäytön vaikutuksista pohjaeläimistöön halutaan tarkempaa tietoa, tulisi tutkimuksessa erilaiset maankäyttömuodot eritellä tarkemmin. Esimerkiksi vertaamalla vanhoja peruskarttoja nykyisiin voidaan saada tietoa alueen historiassa tapahtuneista maankäytön muutoksista.

5.3. Vedenlaadun vaikutukset pohjaeläimistön tilaan

Vedenlaadulla oli suuri vaikutus pohjaeläimistöön. Rehevyyttä kuvaavien vedenlaatumuuttujien kuten kokonaistyyppi-, ammoniumtyppi-, kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforipitoisuuden lisääntyessä pohjaeläimistön tila heikkeni. Samoin veden kiintoainepitoisuuden, sameuden, johtokyvyn, alumiinipitoisuuden ja happamuuden kasvaessa pohjaeläimistön tila heikkeni. Vedenlaatumuuttujista johtokyvyn ja happamuuden lisääntymisen vaikutukset pohjaeläimistön tilaa heikentävinä tekijöinä tulivat selvimmin esiin sekä lineaarisessa regressioanalyysissä että ordinaatioanalyysissä.

Johtokyky kuitenkin korreloi muiden vedenlaatumuuttujien kanssa ja näin ollen saattaa ilmentää esimerkiksi rehevöitymistä tai lisääntyntä hienojakoisen aineksen kuormitusta. Johtokyky, sameus ja kiintoainepitoisuus kertovat veden hienojakoisen aineksen määrästä, jonka lisääntyminen johtaa herkimpien pohjaeläintaksonien häviämiseen (Burdon ym. 2013). Myös pH korreloi useiden muiden vedenlaatumuuttujien kanssa, mutta ei yhtä selvästi kuin johtokyky.

Tila erosi toisistaan ryhmissä, joissa toisessa vedenlaatumuuttujien taso oli alle ja toisessa yli kriittisen tason, joka oli määritetty erikseen kullekin muuttujalle. Hyvän tilan saavuttaminen vaarantui, kun ylitettiin tämä kriittinen taso, joka oli kokonaistyyppipitoisuudelle $800 \mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaisfosforipitoisuudelle $35 \mu\text{g l}^{-1}$. Happamuuden osalta hyvän tilan saavuttaminen vaarantui, kun minimi-pH oli alle 5,6. Nämä kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuden sekä minimi-pH:n tasot on arvioitu virtavesien luokittelussa hyvän tilan alarajaksi (Aroviita ym. 2012). Ammoniumtyppipitoisuuden kynnsarvo oli $30 \mu\text{g l}^{-1}$ ja fosfaattifosforipitoisuuden $20 \mu\text{g l}^{-1}$, jotka on arvioitu pitoisuuksien ylärajoiksi vesistöissä, jotka eivät ole rehevöityneet (Oravainen 1999). Kiintoainepitoisuuden kriittiseksi tasoksi määritettiin 5 mg l^{-1} ja sameuden 5 FNU. Jokivesissä nämä kaksi vaihtelevat suuresti esimerkiksi vuodenaikasta, sadannasta ja eroosiosta johtuen (Oravainen 1999). Johtokyvyn kynnsarvo oli 10 mS m^{-1} , joka on arvioitu ylärajaksi vesistöille, joita voidaan pitää luonnontilaisina (Tikka 2008). Pohjaeläimistön hyvän tilan saavuttaminen vaarantui, kun alumiinipitoisuus oli suurempi kuin $550 \mu\text{g l}^{-1}$ tai keskimääräinen pH oli alle 6. Korkean alumiinipitoisuuden ja happamuuden yhdistelmä on erityisen haitallinen pohjaeläimille (Vuori 1996). Suuri osa tutkimuksen virtavesistä oli humusvesiä ja niissä alumiinin myrkyllisyyttä vesieliöstölle voi vähentää sen sitoutuminen humusaineisiin (Gensemer & Playle 1999).

5.4. Vedenlaadun yhteys maankäyttöön

Valuma-alueen maatalousalueosuuden vaihtelu selitti osaltaan vedenlaadussa havaittuja muutoksia. Kokonaistyyppi-, ammoniumtyppi-, kokonaisfosfori-, fosfaattifosfori- ja kiintoainepitoisuus, sameus ja johtokyky kasvoivat maatalousalueosuuden kasvaessa. Vedenlaatumuuttujille määritettyjen pohjaeläimistön hyvän tilan vaarantavien kriittisten tasojen ylittyminen oli todennäköisempää, kun maatalousalueosuus oli yli 10 % valuma-alueen pinta-alasta (Kuvat 5 ja 6).

Alumiinipitoisuus ja happamuus eivät sitä vastoin suurentuneet valuma-alueen maatalousalueosuuden kasvaessa, jonka perusteella niiden lisääntymistä näyttäisivät selittävän muut seikat. Lähellä rannikkoa sijaitsevissa kohteissa alumiinipitoisuus oli suurempi ja minimi-pH -arvot pääsääntöisesti pienempiä kuin sisämaan kohteissa. Tutkimuksessa oli mukana kuitenkin vain yksittäisiä havaintoja rannikon läheisyydestä (Kuva 1). Happamuus ja maaperästä liuenneiden metallien kuten alumiinin pitoisuudet kasvavat etenkin happamien sulfaattimaiden vuoksi ja vaikutus on yleensä suurempi rannikon lähellä (Sutela ym. 2012). Kaikki tutkimuskosket, joissa pohjaeläimistön tila oli hyvän alapuolella, sijaitsivat alle 50 km päässä rannikosta eli happamien sulfaattimaiden esiintymisalueella. Lähellä rannikkoa sijaitsevissa kohteissa myös valuma-alueen maatalousalueosuus oli suuri (12–20 % pinta-alasta). Maatalous on osaltaan lisännyt maankuivatustoimenpiteitä, jotka lisäävät happaman kuormituksen muodostumista sulfidimaa-alueilla (Sutela ym. 2012, Tertsunen ym. 2012).

5.5. Muiden ympäristötekijöiden vaikutukset pohjaeläimistön tilaan

Valuma-alueen koko näytti selittävän hieman koskien välisiä eroja pohjaeläimistössä (Kuva 9). Valuma-alueen koon on todettu olevan tärkeimpiä pohjaeläinyhteisön

rakenteeseen vaikuttavia tekijöitä, kun vaihtelu valuma-alueiden koossa on riittävän suurta (Hämäläinen ym. 2007). Tässä tutkimuksessa keskityttiin pienvirtavesiin, minkä vuoksi vaihtelu valuma-alueiden koossa ei ollut niin suurta, että sen vaikutukset pohjaeläinyhteisöihin olisivat tulleet selvästi esiin.

Pohjaeläimistön tila näyttäisi olevan parempi kosken varjostuksen ollessa yli 25 % kuin alle 25 % (Kuva 7a). Ero ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä. Vesisammalten peittävyydellä ei myöskään havaittu olevan merkittävää vaikutusta pohjaeläimistön tilaan. Tila näyttäisi kuitenkin olevan parempi isojen vesisammalten peittävyuden ollessa yli 25 % kuin alle 25 % ja muiden vesisammalten peittävyuden ollessa yli 5 % kuin alle 5 % näytealasta (Kuvat 7c ja 7d). Jyväsjärven ym. (2014) tutkimuksessa kosken rantakasvillisuuden havaittiin vaikuttavan pohjaeläimistöön ja vesisammaliin. Voimakkaasti muutettu rantakasvillisuus johti pohjaeläimistön pienempään monimuotoisuuteen ja vesisammalten vähäisempään määrään. Toisaalta pohjaeläimistön tila oli lähellä vertailupaikkoja joissakin koskissa, joiden rantapuustoa oli muutettu voimakkaasti (Jyväsjärvi 2014). Varjostuksen ja rantapuuston vähenemisen vaikutukset pohjaeläimistön tilaan eivät siis aina ole selvästi havaittavissa.

Perkauksella, säännöstelyllä tai virtaveden lähtöpisteellä ei havaittu olevan vaikutusta ekologiseen tilaan. Tulokseen vaikuttanee kuitenkin se, että näiden ympäristötekijöiden merkitys saattaa jäädä esimerkiksi maankäytön vaikutusten varjoon, mukaan tutkimukseen saatujen havaintojen määrä oli pieni ja esimerkiksi säännöstelyn tai perkauksen voimakkuutta ei otettu huomioon. Erilaisten häiriöiden kuten uoman perkauksen tai rantakasvillisuuden poiston vaikutusten on todettu tulevan esiin pohjaeläimistössä yleensä vasta silloin, kun muutoksen voimakkuus on merkittävä (Marzin ym. 2012, Jyväsjärvi ym. 2014). Lisäksi säännöstelyn tai uoman perkauksen vaikutusten arviointi saattaisi vaatia pidemmän ajan seurantaa, mikä ei tässä tutkimuksessa ollut mahdollista. Kustakin koskesta otettiin tutkimukseen vain yhden syksyn havainto (Taulukot 2 ja 3). Voimakas perkaus on paikoin johtanut koskihabitaaatin häviämiseen. Tällaisen perkauksen vaikutuksia ei voitu selvittää tämän työn yhteydessä, sillä tutkimuskohteiksi valittiin habitaatteja, jotka olivat säilyneet koskimaisina.

Kosken yläpuolella virtaveteen laskevien ojien määrällä (1 km km^{-1}) ei havaittu olevan vaikutusta pohjaeläimistön tilaan. Tulokseen vaikuttanee kuitenkin se, että havaintojen määrä oli pieni ja osa virtaveteen laskevista ojista oli vastakaivettuja ja osa vanhempia, jota ei huomioitu tutkimuksessa. Vanhemmat ojat täyttyvät kasvillisuudesta ja niiden vaikutukset virtaveteen ovat luonnollisesti pienemmät kuin vastakaivettujen ojien (Fisher ym. 1996). Lisäksi uomaan molemmilta puolilta laskevien ojien määrän arvioimiseen maastossa liittyy epävarmuus, koska kartoituksessa käveltiin vain virtaveden rannan toinen puoli, jolloin vastakkaiselta puolelta uomaan laskevat ojat saattoivat joissain tapauksissa jäädä havaitsematta esimerkiksi runsaan rantakasvillisuuden vuoksi. Tässä työssä tarkasteltiin vain suoraan virtaveteen laskevien ojien määrää tutkimuskosken yläpuolella. Laajentamalla tarkastelua koko valuma-alueen ojituksen määrään saatettaisiin saada lisää tietoa ojituksen vaikutuksista pohjaeläimistöön. Koko valuma-alueen ojituksen tarkastelu olisi hyvä tehdä paikkatieto-ohjelmalla, sillä maastossa tämä olisi hyvin työlästä. Valuma-alueen ojituksen on havaittu vaikuttavan virtavesieliöstöön, koska se lisää hienojakoisen aineksen kulkeutumista veteen (Suurkuukka ym. 2014).

5.6. Eri ympäristötekijöiden yhteisvaikutukset

Sillä, kuinka pitkä aika elinympäristössä tapahtuneesta häiriöstä on kulunut, on vaikutusta virtaveden eliöstöön. Esimerkiksi, jos viimeisimmästä ojituksesta tai perkauksesta on pitkä aika, pohjaeläimistö on saattanut vähitellen alkaa toipua

muutoksesta. Pohjaeläimistön toipuminen elinolosuhteiden parannuttua on kuitenkin hitaampaa kuin esimerkiksi kalojen (Marzin ym. 2012).

Esimerkiksi kosken varjostuksen, näytealan vesisammalten määrän tai perkauksen merkitys voi jäädä vedenlaadun aiheuttamien vaikutusten varjoon, jolloin vedenlaatu saattaa olla merkittävä pohjaeläimistön tilaa selittävä tekijä. Joissain tapauksissa esimerkiksi hyvä vedenlaatu saattaa kompensoida hydromorfologisia muutoksia kuten lievän perkauksen vaikutuksia tai päinvastoin perkaamaton koskihabitaatti vedenlaadun heikkenemistä tietyissä rajoissa. Virtavesieliöstön tilan perusteella voidaan paremmin havaita vedenlaatuun kuin uoman rakenteeseen tai virtausolosuhteisiin liittyvä heikkeneminen (Hering ym. 2006, Marzin ym. 2012). Tähän vaikuttaa kuitenkin tapahtuneiden muutosten voimakkuus.

Tutkimuskoskien pohjaeläimistöön vaikuttivat erilaiset ympäristöpaineet yhdessä, minkä vuoksi yksittäisten tekijöiden vaikutusten selvittäminen on haastavaa, joka on havaittu muissakin tutkimuksissa (esimerkiksi Marzin ym. 2012). Marzin ym. (2012) havaitsivat tutkimuksessaan, että pohjaeläimistön tilaan vaikuttivat vedenlaatu ja morfologiset tekijät yhdessä. Olisi kuitenkin tärkeää keskittyä selvittämään yksittäisten tekijöiden merkitystä pohjaeläimistön tilaan, että pystytään paremmin suunnittelemaan tarvittavia virtavesien hoitotoimenpiteitä, jos hyvän tilan saavuttaminen on vaarantunut (Aroviita ym. 2014). Erilaiset ympäristömuuttujat ovat myös riippuvaisia toisistaan, minkä vuoksi yksittäisten tekijöiden vaikutuksia pohjaeläimistöön on vaikea saada esiin (Hughes ym. 2009). Useampien eri ympäristötekijöiden yhteisvaikutukset eivät myöskään yleensä ole tiedossa, eikä se, onko niillä vuorovaikutuksia, kasautuvia tai vastakkaisia vaikutuksia keskenään (Pont ym. 2007, Marzin ym. 2012).

Tämän lisäksi ihmistoiminnan aiheuttamien muutosten ja ympäristön luonnollisen vaihtelun välillä on monimutkainen vuorovaikutus (Marzin ym. 2012). Se, miten ihmistoiminta vaikuttaa, vaihtelee myös alueellisesti (Marzin ym. 2012). Luonnollisen vaihtelun tunteminen on edellytys sille, että ihmistoiminnan aikaansaamaa vaikutusta pystytään luotettavasti arvioimaan. Luonnollinen vaihtelu on myös tavallisesti suurta vesistön tilaa kuvaavissa biologisissa laatutekijöissä, kuten pohjaeläimistöissä (Aroviita ym. 2014).

5.7. Tulosten arviointi ja jatkosuositukset

Tutkimus perustui käytössä olevaan, vesienhoitolain mukaiseen virtavesien ekologiseen luokitteluun koskien pohjaeläimiin keskittyen ja siinä käytettiin taksonomiaan ja runsaussuhteisiin perustuvia mittausmenetelmiä. Pohjaeläimistön tilan luokittelussa käytetyn vertailuaineiston luokittelutekijöissä kuten EPT-heimojen määrässä esiintyy luonnollista vaihtelua jokityyppien sisällä (Aroviita ym. 2014). Tämä saattaa vaikuttaa luokitteluun. Alueellisen ja muun luonnollisen vaihtelun vaikutusten kontrolloimiseksi pohjaeläimistön tilan arvioinnissa voitaisiin käyttää mallinnusta, jossa vertailuolot määritellään kullekin vesimuodostumalle erikseen (Aroviita ym. 2009). Tällöin voi kuitenkin olla vaikeaa saada vertailupaikkojen määrää riittäväksi (Aroviita ym. 2009). Ekologisen luokittelun lisäksi eliöiden erilaisiin ominaisuuksiin perustuvat mittausmenetelmät saattaisivat tuoda lisää tietoa ihmistoiminnan vaikutuksista ja korreloida häiriöiden aiheuttamien muutosten kanssa (Marzin ym. 2012).

Tutkimuskoskien pohjaeläimistön tilan luokittelu perustui yksittäisiin näytteisiin. Pohjaeläimistöissä voi esiintyä ajallista vaihtelua ja tämän vuoksi tilaluokan arvioinnissa saattaa olla virheitä (Kelly ym. 2009, Huttunen ym. 2012). Tutkimuskoskien

pohjaeläimistöstä olisi hyvä saada lisää tietoa tulevaisuudessa. Pidemmän ajan seurannan avulla voidaan saada luotettavampaa tietoa pohjaeläimistön tilasta (Jyväsjärvi ym. 2014).

Samoista koskista olisi hyvä ottaa useana vuonna näytteitä, jotta saataisiin tietoa myös pohjaeläimistön tilan luonnollisesta vaihtelusta. Erityisesti hyvän tilan alapuolella olevien kohteiden pohjaeläimistön tilasta olisi hyvä kerätä lisää tietoa ja suunnitella toimenpiteitä hyvän tilan saavuttamiseksi vesienhoitolakiin perustuen. Jatkossa tulisi kiinnittää huomiota ja kohdistaa vesiensuojelutoimenpiteet erityisesti kohteisiin, joissa ihmistoiminta ylittää tutkimuksessa havaitut kriittiset tasot ja joissa pohjaeläimistön hyvä tila näin ollen on vaarantunut.

Virtaveden kokonaisvaltaisen ekologisen tilan luokittelussa sekä ihmistoiminnan kriittisten tasojen arvioinnissa tulee luonnollisesti tarkastella pohjaeläimistön lisäksi myös muuta vesieliöstöä (kaloja, leviä ja vesikasveja). Virtavedessä esiintyvän häiriön on havaittu tulevan eliöstössä selvemmin esiin, kun tarkastelun kohteena on useita eliöryhmiä (Hering ym. 2006, Jyväsjärvi ym. 2014).

KIITOKSET

Suuri kiitos ohjaajilleni Heikki Hämäläiselle ja Anssi Tepolle, jotka ovat olleet apunani tutkimuksen eri vaiheissa. Kiitos Heikki Hämäläiselle erityisesti avusta tutkimuksen raamien hahmottumisessa ja pohjaeläinten lajinmäärityksessä. Erityiskiitos Anssi Tepolle avusta tutkimuksen suunnittelussa ja mahdollistamisessa niin pohjaeläinnäytteenoton kuin aineistojen keruun osalta. Haluan kiittää maastotöissä mukana olleita tai muuten työn toteutuksen mahdollistaneita henkilöitä: Lotta Haldinia, Jyrki Latvalaa, Eeva Nuotiota, Liisa Maria Rautiota, Mika Siviliä, Karl-Erik Storbergia ja Mika Tolosta sekä kaikkia muita apunani olleita henkilöitä. Kiitos Anna Bondelle perehdytyksestä valuma-alueen maankäyttötietojen määrittämisessä. Kiitos myös Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen ympäristövastuualueen vesienhoitoryhmälle sekä Lapuanjoen purojen tila ja kunnostaminen ja Rinnande vatten i Kvarken –hankkeille tämän tutkimuksen kustannuksiin osallistumisesta.

KIRJALLISUUS

- Allan J. D. 1995. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 388 s.
- Allan J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 35: 257–284.
- Allan J. D. & Castillo M. M. 2007. *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Springer, The Netherlands, 436 s.
- Anderson N. H. & Wallace J. B. 1984. Habitat, life history and behavioral adaptations of aquatic insects. Teoksessa: Merritt R. W. & Cummins K. W. (toim.), *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendal/Hunt Publishing Company, Iowa. s. 38–45.
- Aroviita J., Hellsten S., Jyväsjärvi J., Järvenpää L., Järvinen M., Karjalainen S. M., Kauppila P., Keto A., Kuoppala M., Manni K., Mannio J., Mitikka S., Olin M., Perus J., Pilke A., Rask M., Riihimäki J., Ruuskanen A., Siimes K., Sutela T., Vehanen T. & Vuori K.-M. 2012. *Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen*. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 144 s.
- Aroviita J., Koskeniemi E., Kotanen J. & Hämäläinen H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environ. Manage.* 42: 894–906.

- Aroviita J., Mykrä H., Muotka T. & Hämäläinen H. 2009. Influence of geographical extent on typology- and model-based assessments of taxonomic completeness of river macroinvertebrates. *Freshwater Biol.* 54: 1774–1787.
- Aroviita J., Vuori K.-M., Hellsten S., Jyväsjärvi J., Järvinen M., Karjalainen S. M., Kauppila P., Korpinen S., Kuoppala M., Mitikka S., Mykrä H., Olin M., Rask M., Riihimäki J., Räike A., Rääpysjärvi J., Sutela T., Vehanen T. & Vuorio K. 2014. *Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2014. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 96 s.
- Biggs B. J. F., Francoeur S. N., Huryn A. D., Young R., Arbuckle C. J. & Townsend C. R. 2000. Trophic cascades in streams: effects of nutrient enrichment on autotrophic and consumer benthic communities under two different fish predation regimes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1380–1394.
- Birk S. & Hering D. 2006. Direct comparison of assessment methods using benthic macroinvertebrates: a contribution to the EU Water Framework Directive intercalibration exercise. *Hydrobiologia*. 566: 401–415.
- Bis B., Zdanowicz A. & Zalewski M. 2000. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia*. 422/423: 369–387.
- Boulton A. J., Spangaro G. M., & Lake P. S. 1988. Macroinvertebrate distribution and recolonization on stones subjected to varying degrees of disturbance—an experimental approach. *Arch. Hydrobiol.* 113: 551–576.
- Burdon F. J., McIntosh A. R. & Harding J. S. 2013. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural stream. *Ecol. Appl.* 23: 1036–1047.
- Carlisle D. M. & Clements W. H. 2005. Leaf litter breakdown, microbial respiration and shredder production in metal-polluted streams. *Freshwater Biol.* 50: 380–390.
- Chung J.-B., Kim S.-H., Jeong B.-R. & Lee Y.-D. 2004. Removal of organic matter and nitrogen from river water in a model floodplain. *J. Environ. Qual.* 33: 1017–1023.
- Coffman, W. P., Cummins, K. W. & Wuycheck, J. C. 1971. Energy flow in a woodland stream ecosystem: I. Tissue Support trophic structure of the autumnal community. *Arch. Hydrobiol.* 68: 232–276.
- Covich A., Palmer M. & Crowl T. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *Bioscience*. 49(2): 119–127.
- Cummins K. W. & Klug M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 10: 147–172.
- Dance K. W. & Hynes H. B. N. 1980. Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Environ. Pollut.* 22: 19–28.
- Delong M. C. & Brusven M. A. 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environ. Manage.* 22: 445–457.
- Diamond J. M., Bressler D. W. & Serveiss V. B. 2002. Assessing relationships between human land uses and the decline of native mussels, fish, and macroinvertebrates in the Clinch and Powell river watershed, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 1147–1155.
- Doeg T. J., Marchant R., Douglas M. & Lake P. S. 1989. Experimental colonization of sand, gravel and stones by macroinvertebrates in the Acheron River, southeastern Australia. *Freshwater Biol.* 22:57–64.

- Edington J. M. 1968. Habitat preferences in net-spinning caddis larvae with special reference to the influence of water velocity. *J. Anim. Ecol.* 37: 675–692.
- European Commission 2003. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 10 River and lakes - Typology, reference conditions and classification systems.* Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 107 s.
- Feld C. K., Birk S., Bradley D. C., Hering D., Kail J., Marzin A., Melcher A., Nemitz D., Pedersen M. L., Pletterbauer F., Pont D., Verdonschot P. F. M. & Friberg N. 2011. From natural to degraded rivers and back again: A test of restoration ecology theory and practice. *Adv. Ecol. Res.* 44: 119–209.
- Findlay S. E. G. & Kelly V. R. 2011. Emerging indirect and long-term road salt effects on ecosystems. *Ann. Ny. Acad. Sci. The Year in Ecology and Conservation Biology.* Cary Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. s. 58–68.
- Fisher A. S., Podniesinski G. S. & Leopold D. J. 1996. Effects of drainage ditches on vegetation patterns in abandoned agricultural peatlands in central New York. *Wetlands* 16: 397–409.
- Gensemer R. W. & Playle R. C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.* 29: 315–450.
- Hatt B. E., Fletcher T. D., Walsh C. J. & Taylor S. L. 2004. The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environ. Manage.* 34: 112–124.
- 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 Biol.* 51: 1757–1785.
- Holden J., Chapman P. J. & Labadz J. C. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Prog. Phys. Geogr.* 28: 95–123.
- 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 Biol.* 54: 2383–2400.
- Huttunen K.-L., Mykrä H. & Muotka T. 2012. Temporal variability in taxonomic completeness of stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Science* 31: 423–441.
- 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.
- Hämäläinen H. & Huttunen P. 1996. Inferring the minimum pH of streams from macroinvertebrates using weighted averaging regression and calibration. *Freshwater Biol.* 36: 697–709.
- Jormola J. 2004. Maatalous ja virtavesien hoito. Teoksessa: Walls M. & Rönkä M. (toim.), *Veden varassa. Suomen vesiluonnon monimuotoisuus.* Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 173–177.
- Jyväsjärvi J., Suurkuukka H., Virtanen R., Aroviita J. & Muotka T. 2014. Does the taxonomic completeness of headwater stream assemblages reflect the conservation status of the riparian forest? *Forest Ecol. Manag.* 334: 293–300.
- Kelly M., Bennion H., Burgess A., Ellis J., Juggins S., Guthrie R., Jamieson J., Adriaenssen V. & Yallop M. 2009. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. *Hydrobiologia* 633: 5–15.

- Kenttämies K. 2006. Metsätalouden fosfori- ja typpikuormituksen määrittäminen. Teoksessa: Kenttämies K. & Mattsson T. (toim.), *Metsätalouden vesistökuormitus: MESUVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristö 816: 9–28.
- Laihonen P., Holopainen I., Hellsten S., Vuorinen I., Jormola J., Marttunen M., Harjula H., Rönkä M. & Walls M. 2004. Vesiympäristöihin kohdistuvat muutospaineet. Teoksessa: Walls M. & Rönkä M. (toim.), *Veden varassa. Suomen vesiluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 44–46.
- Lake P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biol.* 48: 1161–1172.
- Mackay R. J. 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 617–628.
- Marja-aho J. & Koskinen K. 1989. *Turvetuotannon vesistövaikutukset*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 36, Helsinki. 203 s.
- Marzin A., Archambault V., Belliard J., Chauvin C., Delmas F. & Pont D. 2012. Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecol. Indic.* 23: 56–65.
- Mattsson T., Ahtiainen M., Kenttämies K. & Haapanen M. 2006. Avohakkuun ja ojituksen pitkäaikaisvaikutukset valuma-alueen ravinne- ja kiintoainehuuhtoumiin. Teoksessa: Kenttämies K. & Mattsson T. (toim.), *Metsätalouden vesistökuormitus: MESUVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristö 816: 73–81.
- Meyer J. L., Sale M. J., Mulholland P. J. & Poff N. L. 1999. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 35: 1373–1386.
- Newbold J. D., O'Neill R. V., Elwood J. W. & Van Winkle W. 1982. Nutrient spiralling in streams: Implications for nutrient limitation and invertebrate activity. *Am. Nat.* 120: 628–652.
- Nilsson C. & Renöfält B. M. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: A challenge to adaptive catchment management. *Ecol. Soc.* 13(2): 18. <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art18/> Luettu 24.1.2015.
- Novak M. A. & Bode E. W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 11: 80–85.
- Oravainen R. 1999. Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi havaintoesimerkein varustettuna. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, Tampere. 26 s.
- Paasivirta L. 1984. Pohjaeläimistön käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa. *Luonnon Tutkija* 88: 79–84.
- Paul M. J. & Meyer J. L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 333–365.
- Pilke A. 2012. (toim.) Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi. Suomen ympäristökeskus. 49 s.
- Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E. & Stromberg J. C. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769–784.
- Pont D., Hugueny B. & Rogers C. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: The European Fish Index. *Fisheries Manag. Ecol.* 14: 427–439.
- Prowse T. D. 1994. Environmental significance of ice to streamflow in cold regions. *Freshwater Biol.* 32: 241–259.
- Raunio A., Schulman A. & Kontula T. (toim.) 2008. *Suomen luontotyyppeiden uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristö 8/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 264 s.

- Raunio J., Mykrä H. & Teppo A. 2010. *Suvantojen surviaissääski- ja koskien pohjaeläinyhteisöt jokien ekologisen tilan arvioinnissa*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti 125/2010, 20 s.
- Richards C., Haro R. J., Johnson L. B. & Host G. E. 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biol.* 37: 219–230.
- Richards C. & Host G. E. 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. *Water Resour. Bull.* 30: 729–738.
- Richards C., Johnson L. B. & Host G. E. 1996. Landscape scale influences on stream habitats and biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 295–311.
- Rosenberg D. M. & Resh V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Teoksessa: Rosenberg D.M. & Resh V.H. (toim.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. s. 1–9.
- Suren A. 1993. Bryophytes and associated invertebrates in first-order alpine streams of Arthur's Pass, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Fresh.* 27: 479–494.
- Sutela T., Vuori K.-M., Louhi P., Hovila K., Jokela S., Karjalainen S. M., Keinänen M., Rask M., Teppo A., Urho L., Vehanen T., Vuorinen P. J. & Österholm P. 2012. *Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa*. Suomen ympäristö 4/2012. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 61 s.
- Sutherland A. B., Culp J. M. & Benoy G. A. 2012. Evaluation of deposited sediment and macroinvertebrate metrics used to quantify biological response to excessive sedimentation in agricultural streams. *Environ. Manage.* 50: 50–63.
- Suurkuukka H., Virtanen R., Suorsa V., Soininen J., Paasivirta L. & Muotka T. 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biol. Conserv.* 170: 10–19.
- Tertsunen J., Martinmäki K., Heikkinen K., Marttila H., Saukkoriipi J., Tammela S., Saarinen T., Tolkkinen M., Hyvärinen M., Ihme R., Yrjänä T. & Klöve B. 2012. *Happamuuden aiheuttamat vesistöhaitat ja niiden torjuntakeinot Sanginjoella*. Suomen Ympäristö 37/2012. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 168 s.
- Tikka J. 2008. Vesianalyysitulosten tulkinta. Savolab Oy, 13 s. <http://archive-fi.com/page/61599/2012-06-20/http://www.savolab.fi/index.php?id=2> Luettu 11.2.2015.
- Townsend C. R., Doledec S., Norris R., Peacock K. & Arbuckle C. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: Description and prediction. *Freshwater Biol.* 48: 768–785.
- Townsend C. R., Downes B. J., Peacock K. & Arbuckle C. J. 2004. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshw. Biol.* 49: 448–462.
- Vuori, K.-M. 1995. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Ann. Bot. Fenn.* 32: 317–329.
- Vuori K.-M. 1996. Acid-induced acute toxicity of aluminium to three species of filter feeding caddis larvae (Trichoptera, Arctopsychoidea and Hydropsychidae). *Freshwater Biol.* 35: 179–188.
- Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Holopainen A.-L., Järvinen M., Kauppila P., Kuoppala M., Lax H.-G., Lepistö L., Marttunen M., Mitikka S., Mykrä H., Niemi J., Olin M., Perus J., Pilke A., Rask M., Ruuskanen A., Vehanen T., Westberg V. 2009. Osa I. Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Teoksessa: Vuori K.-M., Mitikka S. & Vuoristo H. (toim.), 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. *Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009*: Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 9–80.

- Västilä K., Jalonen J. & Järvelä J. 2011. Sedimenttiprosessien vaikutukset luonnonmukaisten uomien suunnitteluun. *Vesitalous* 4/2011: 28–31.
- Walsh C. J., Sharpe A. K., Breen P. F. & Sonneman J. A. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshw. Biol.* 46: 535–551.
- Wetzel R. G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego, 1006 s.
- Wiederholm T. 1984. Responses of aquatic insects to environmental pollution. Teoksessa: Resh V.H. & Rosenberg D.M. (toim.), *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York. s. 508–557.
- Williams D. D. & Feltmate B. W. 1992. *Aquatic insects*. C-A-B International, UK, 358 s.

Liite 1. Tämän tutkimuksen yhteydessä määritettyjen pohjaeläinnäytteenottopaikkojen nimet ympäristöhallinnon Hertta-rekisterissä (iKi = isot kivet, pKi = pienet kivet)

Paikka	Päivämäärä	YK-Pohjoinen	YK-Itä
Hirviluoma_iKi Hirviluoma_pKi	13.10.2009	6971631	3296106
Koukkuluoma_iKi Koukkuluoma_pKi	13.10.2009	6975851	3310863
Rauhaluoma_iKi Rauhaluoma_pKi	15.10.2009	6922741	3255541
Lettoluoma_iKi Lettoluoma_pKi	17.10.2009	6904423	3243389
Riipinluoma_Äystö_iKi Riipinluoma_Äystö_pKi	20.10.2009	6943388	3234549
Riipinluoma_Kauppila_iKi Riipinluoma_Kauppila_pKi	16.11.2009	6944902	3232391
Härkmeri å_iKi Härkmeri å_pKi	26.10.2009	6907869	3212141
Salonjoki_iKi Salonjoki_pKi	2.11.2009	6961479	3333565
Peninluoma_iki Peninluoma_pki	16.11.2009	6926776	3221278
Kaarankajoki_iKi Kaarankajoki_pKi	28.9.2010	6970929	3324587
Pahajoki, Martinkoski_iKi Pahajoki, Martinkoski_pKi	28.9.2010	6939881	3326975
Ripsaluoma_iKi Ripsaluoma_pKi	2.10.2010	6972339	3293884
Kuorasluoma_iKi Kuorasluoma_pKi	2.10.2010	6959347	3302297
Lakajoki_iKi Lakajoki_pKi	5.10.2010	6984285	3322884
Hakojoki_iKi Hakojoki_pKi	7.10.2010	6946742	3335995
Kätkänjoki, Koskelankoski_iKi Kätkänjoki, Koskelankoski_pKi	7.10.2010	6952555	3326867

Liite 2. Tutkimukseen mukaan otettujen pohjaeläinnäytteenottoaikojen nimet ympäristöhallinnon Hertta-rekisterissä (iKi = isot kivet, pKi = pienet kivet)

Paikka	Päivämäärä	YK-Pohjoinen	YK-Itä
Seinäjäki_Kuljunkski	19.11.1991	6934296	3304085
Seinäjäki _Jouttikoski(Honkakylä)	19.11.1991	6957922	3288826
Kokonpuro_iKi Kokonpuro_pKi	7.10.1999	7007368	3326437
Kivipuro_iKi	4.10.2000	6995398	3329034
Salinoja 4 iKi Salinoja 4 pKi	26.9.2006	7092020	3351862
Lohijoki iKi Lohijoki pKi	20.9.2007	6987398	3335847
Isojoki Junttila iKi Isojoki Junttila pKi	21.9.2007	6901562	3235958
Lestijoki, Tornikoski iKi Lestijoki, Tornikoski pKi	22.9.2009	7060339	3375957
Vieresjoki Repuli iKi Vieresjoki Repuli pKi	15.9.2010	7015969	3337353
Vöyrinjoki Peth iKi	29.9.2010	7008780	3262883
Laihianjoki Yrjääläkoski iKi Laihianjoki Yrjääläkoski pKi	30.9.2010	6996482	3246460
Pajuluoma, iKi Pajuluoma, pKi	7.10.2010	6908949	3231143
Maalahdenjoki Kyrkbacken iKi Maalahdenjoki Kyrkbacken pKi	19.10.2010	6993471	3224828
Lillån Valtatie 8 iKi Lillån Valtatie 8 pKi	20.10.2011	6957379	3218836
Närpiönjoki, Backforsen_iKi	3.11.2011	6943787	3209274
Poikkijoki_jokisuu_iKi Poikkijoki_jokisuu_pKi	21.9.2012	7006624	3345146

Liite 3. Tutkimuskoskien läheisten vesinäytepaikkojen nimet, koordinaatit ja näytteenoton ajankohdat ympäristöhallinnon Hertta-rekisterissä

Paikka	YK-Pohjoinen	YK-Itä	Vesinäytteenoton ajankohdat
Hirviluoma Prustin alue	6971437	3296354	11.8.2009
Koukkuluoma Kivinenmäki	6976265	3310902	11.8.2009
Rauhaluoma	6922755	3255494	28.10.2009, 17.5.2010
Lettoluoma alaosa	6904534	3244161	28.10.2009, 17.5.2010
Äystönuoma Riippi	6943417	3234535	28.10.2009, 17.5.2010
Krekoonluoma alaosa	6944895	3232371	28.10.2009
Härkmeriån Skatabacka	6907861	3212177	28.10.2009, 17.5.2010, 23.8.2010
Salonjoki Lohipuro	6961848	3333933	11.8.2009
Peninluoma alaosa	6925511	3218915	28.10.2009
Kaarankajoki Korkianpor.	6970034	3325613	11.8.2009, 17.5.2010
Pahaj.Martinkosk.myllyp.	6939672	3326934	11.8.2009, 17.5.2010
Ripsaluoma 6981 mts	6972264	3293831	11.8.2009, 17.5.2010
Kuorasluoma Perälän s.	6961476	3300900	11.8.2009, 17.5.2010
Lakajoki Ruona-Alaj. mts	6983992	3322516	11.8.2009, 17.5.2010
Hakojoki Jokitie	6946550	3335779	11.8.2009, 17.5.2010
Kätkänjoki Alavuden silt	6952476	3326840	10.8.2009, 11.8.2009, 22.3.2010, 17.5.2010, 27.5.2010, 7.6.2010, 23.8.2010
Kuljunkoski	6934290	3304053	8.1.1990, 12.3.1990, 10.4.1990, 24.4.1990, 17.5.1990, 13.6.1990, 8.8.1990, 11.9.1990, 21.1.1991, 4.3.1991, 8.4.1991, 15.5.1991, 29.7.1991, 19.8.1991, 23.9.1991
Jouttikoski	6957922	3288826	9.1.1990, 24.1.1990, 12.3.1990, 19.3.1990, 10.4.1990, 24.4.1990, 17.5.1990, 29.5.1990, 13.6.1990, 19.6.1990, 27.6.1990, 25.7.1990, 9.8.1990 (2 näytettä), 22.8.1990, 10.9.1990, 19.9.1990, 9.10.1990, 15.1.1991, 23.1.1991, 4.3.1991, 18.3.1991, 9.4.1991, 15.5.1991, 4.6.1991, 29.7.1991, 8.8.1991, 19.8.1991, 23.9.1991, 21.10.1991
Kokkopuro	7007224	3326450	20.1.1998, 28.4.1998, 10.8.1999, 18.8.1999

Liite 3. Jatkuu

Paikka	YK-Pohjoinen	YK-Itä	Vesinäytteenoton ajankohdat
Kivipuro Alajärvi	6995323	3329319	7.11.2000, 17.4.2001, 24.4.2001, 16.5.2001, 14.6.2001, 10.7.2001, 7.8.2001, 17.9.2001, 10.10.2001, 13.11.2001
Salinoja 4	7091968	3351875	7.3.2006, 17.5.2006
Lohijoki Saukonkylä	6987406	3335869	15.3.2006, 17.5.2006, 31.10.2006, 7.3.2007, 28.5.2007, 15.8.2007
Junttila (Isojoki)	6904066	3234200	14.3.2006, 18.5.2006, 15.8.2006, 23.10.2006, 21.2.2007, 4.4.2007, 10.5.2007, 2.8.2007, 6.8.2007, 10.9.2007
Lestijoki Tornikoski	7060233	3375893	3.3.2008, 12.5.2008, 12.8.2008, 20.10.2008, 2.3.2009, 6.4.2009, 14.4.2009, 20.4.2009, 4.5.2009, 11.5.2009, 19.5.2009, 10.8.2009, 15.9.2009
Vieresjoki	7015857	3337258	12.5.2009, 18.8.2009, 14.9.2009, 12.10.2009, 17.11.2009, 19.5.2010, 18.8.2010, 13.9.2010
Peth (Vöyrinjoki)	7008769	3262815	16.4.2009, 20.4.2009, 27.4.2009, 10.6.2009, 23.11.2009, 13.4.2010, 19.4.2010, 21.4.2010, 20.5.2010, 14.6.2010
Laihianjoki Hulmintie	6997575	3244949	8.1.2009, 21.1.2009, 3.2.2009, 19.2.2009, 4.3.2009, 20.4.2009, 25.11.2009, 24.9.2010
Pajuluoma Hautamäki	6909649	3231885	18.5.2009, 10.8.2009, 1.9.2009, 22.10.2009, 10.11.2009, 25.5.2010, 17.8.2010, 22.9.2010
Kyrkbacken (Maalahdenjoki)	6993472	3224805	18.5.2009, 17.8.2009, 14.9.2009, 13.10.2009, 16.11.2009, 24.5.2010, 19.8.2010, 15.9.2010
Lillå Ylimarkku	6957374	3218912	25.5.2010, 20.10.2010, 16.5.2011, 10.11.2011
Närpiönjoki mts 6761	6942494	3208530	9.3.2010, 12.4.2010, 19.4.2010, 26.4.2010, 11.5.2010, 18.5.2010, 31.5.2010, 17.8.2010, 20.9.2010, 18.10.2010, 15.11.2010, 14.12.2010, 18.1.2011, 8.3.2011, 12.4.2011, 18.4.2011, 26.4.2011, 9.5.2011 16.5.2011, 23.5.2011, 16.8.2011, 7.9.2011, 20.10.2011
Poikkijoen varsi	7006630	3345162	11.5.2011, 4.8.2011, 8.5.2012, 2.8.2012

Liite 4. Vedenlaatumuuttujille lasketut keskiarvot (N = typpi, NH₄N = ammoniumtyppi, P = fosfori, PO₄P = fosfaattifosfori)

Paikka	Vedenlaatumuuttuja				Kiintoaine (mg/l)
	N (µg/l)	NH ₄ N (µg/l)	P (µg/l)	PO ₄ P (µg/l)	
Hirviluoma Prustin alue	740,0	5,0	54,0	23,0	2,0
Koukkuluoma Kivinenmäki	380,0	17,0	28,0	16,0	2,0
Rauhaluoma	600,0	27,0	29,0	17,0	2,0
Lettoluoma alaosa	130,0	22,0	22,0	18,0	2,0
Äystönuoma Riippi	2000,0	140,0	85,0	56,0	6,0
Krekoonluoma alaosa	1900,0	89,0	80,0	55,0	3,2
Härkmeriån Skatabacka	1300,0	120,0	49,0	14,0	6,7
Salonjoki Lohipuro	520,0	23,0	65,0	40,0	2,2
Peninluoma alaosa	760,0	6,0	34,0	16,0	2,7
Kaarankajoki Korkianpor.	1005,0	38,0	113,0	72,0	7,5
Pahaj.Martinkosk.myllyp.	885,0	22,0	37,5	13,5	7,1
Ripsaluoma 6981 mts	1350,0	95,0	83,0	47,5	4,0
Kuorasluoma Perälän s	715,0	24,5	39,5	13,0	5,0
Lakajoki Ruona-Alaj. mts	860,0	6,5	59,0	27,5	3,5
Hakojoki Jokitie	685,0	11,5	36,5	10,0	4,3
Kätkänjoki Alavuden silt	786,7	17,0	54,0	19,5	3,9
Kuljunkoski	718,0	9,7	42,6	12,7	3,6
Jouttikoski	1110,0	89,0	84,3	42,0	10,8
Kokkopuro	1466,7	60,0	65,5	36,0	7,4
Kivipuro Alajärvi	1770,0		125,4	70,3	26,5
Salinoja 4	1300,0	225,0	95,0	80,0	9,7
Lohijoki Saukonkylä	800,0	29,0	43,2	26,0	2,7
Junttila (Isojoki)	862,0	79,0	40,5	25,4	3,3
Lestijoki Tornikoski	489,2	19,6	14,5	2,5	2,5
Vieresjoki	1175,0	202,5	143,3	103,4	20,4
Peth (Vöyrinjoki)	2511,1		68,2		14,2
Laihianjoki Hulmintie	4450,0		82,0		21,8
Pajuluoma Hautamäki	637,5	7,9	31,9	12,1	6,0
Kyrkbacken (Maalahdenjoki)	1637,5	107,4	100,3	66,0	21,5
Lillå Ylimarkku					
Närpiönjoki mts 6761	2117,4	120,1	89,6	57,1	16,4
Poikkijoen varsi	807,5	16,0	36,0	10,3	11,1

Liite 4. jatkuu

Paikka	Vedenlaatumuuttuja			pH	Minimi-pH
	Sameus (FNU)	Johtokyky (mS/m)	Alumiini (µg/l)		
Hirviluoma Prustin alue	5,0	5,4	280,0	6,7	6,7
Koukkuluoma Kivinenmäki	14,0	4,4	200,0	6,6	6,6
Rauhaluoma	2,0	3,1		6,5	6,5
Lettoluoma alaosa	0,3	2,4		6,8	6,8
Äystönuoma Riippi	13,0	9,3		6,7	6,7
Krekoonluoma alaosa	11,0	10,0	450,0	7,1	7,1
Härkmeriån Skatabacka	8,0	15,0	1000,0	5,9	5,9
Salonjoki Lohipuro	6,1	4,0	160,0	6,8	6,8
Peninluoma alaosa	6,8	6,3	540,0	6,8	6,8
Kaarankajoki Korkianpor.	9,9	4,5	455,0	6,5	6,2
Pahaj.Martinkosk.myllyp.	3,1	7,1	164,0	6,8	6,5
Ripsaluoma 6981 mts	16,2	12,7	605,0	6,9	6,4
Kuorasluoma Perälän s	4,7	4,4	225,0	6,6	6,3
Lakajoki Ruona-Alaj. mts	5,8	3,9	415,0	6,2	5,9
Hakojoki Jokitie	5,1	3,9	290,0	6,7	6,6
Kätkänjoki Alavuden silt	3,8	4,8	290,0	6,8	6,7
Kuljunkoski	3,7	3,7		5,9	5,2
Jouttikoski	9,3	5,4		6,1	5,4
Kokkopuro		8,8		5,9	5,2
Kivipuro Alajärvi		6,8		5,4	4,5
Salinoja 4	16,5	9,1		6,8	6,7
Lohijoki Saukonkylä	7,2	4,0	453,3	6,3	5,2
Junttila (Isojoki)	4,1	5,7	305,0	6,6	5,4
Lestijoki Tornikoski	1,6	2,9	148,6	6,6	6,2
Vieresjoki	19,6	8,7		6,4	5,7
Peth (Vöyrinjoki)	15,7	15,8	2300,0	4,8	4,3
Laihianjoki Hulmintie	27,4	25,5	2094,3	5,6	4,5
Pajuluoma Hautamäki	3,8	3,2		6,0	5
Kyrkbacken (Maalahdenjoki)	16,3	20,8		6,1	5
Lillå Ylimarkku	10,7	7,8		6,5	6
Närpiönjoki mts 6761	16,9	13,8	1591,3	5,8	4,9
Poikkijoen varsi	5,1	3,7		6,2	6

Liite 5. Tutkimuskoskien yksilö-, laji- ja EPT-lajimäärät sekä yhteismitallistetut ELS-keskiarvot ja niihin perustuva pohjaeläimistön tila (erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä tai huono).

Paikka	Pahajoki	Kaarankajoki	Kätkänjoki	Härkmeriä
TURBELLARIA	3		3	
Planaria	2			
Polycelis	1			
Deudrocoelum lacteum	3		2	
LUMBRICIDAE				
Eiseniella tetraedra	2			
OLIGOCHAETA	38	94	14	8
HIRUDINEA				
Erpobdella octoculata	4	1	2	
Glossiphonia complanata	1		1	
Glossiphonia heteroclita	1			
Helobdella stagnalis	2			
MOLLUSCA				
Radix balthica	5			
Bathyomphalus contortus	2			
Gyraulus albus	3			
Pisidium		4	7	
Sphaerium	38	13	80	
AMPHIPODA				
Gammarus pulex				2
ISOPODA				
Asellus aquaticus	121	40	94	
EPHEMEROPTERA				
Heptageniidae				
Heptagenia sulphurea	1		405	
Kageronia fuscogrisea	2			
Ephemerellidae				
Ephemerella mucronata			1	
Baetidae				
Baetis niger group	41	578	3	14
Baetis rhodani	77	224	276	1290
Baetis fuscatus			2	
Leptophlebiidae				
Leptophlebia vespertina	40	5		
Leptophlebia marginata	3	19	2	
PLECOPTERA				
Leuctridae				
Leuctra hippopus	67	204	2	
Taenioptegyridae				
Taeniopteryx nebulosa	1	98		

Nemouridae				
Amphinemura borealis	14	119	45	3
Protonemura meyeri	1	2	8	
Nemoura cinerea	42	11	9	23
Nemoura avicularis	28	78	36	
Nemoura flexuosa	51	4	11	8
Perlodidae				
Diura bicaudata	2			
Isoperla difformis			1	
Isoperla	5	8	41	
TRICHOPTERA				
Rhyacophilidae				
Rhyacophila nubila	74	26	127	15
Polycentropodidae				
Polycentropus irroratus	2			
Polycentropus flavomaculatus	64	170	10	33
Polycentropodidae (juv.)	1			
Hydropsychidae				
Hydropsyche pellucidula	5	13	11	
Hydropsyche siltalai	77	5	304	1
Hydropsyche angustipennis	1	5	2	1
Cheumatopsyche lepida			139	
Lepidostomatidae				
Lepidostoma hirtum	178		42	
Psychomyidae				
Lype reducta	6		1	
Lype sp.	8	17	5	
Leptoceridae				
Athripsodes (juv.)	6	1	30	2
Oecetis testacea	1		1	
Ceraclea nigronervosa	1			
Ceraclea	4	2	2	
Limnephilidae	31	53	12	2
DIPTERA				
Chironomidae	1588	1115	571	104
Athericidae				
Atherix ibis			1	
Ceratopogonidae	2	5	2	
Simuliidae	104	58	148	52
Culicidae		1		
Psychodidae				
Pericoma	47	12		
Limoniidae	3			
Pediciidae				
Dicranota	1		2	2
Tipulidae	8	7		

Muscidae				
Limnophora	3		5	
COLEOPTERA				
Adephaga				
Haliplidae	1			
Hydraenidae				
Hydraena brittenii	1			
Scirtidae				
Elodes			6	
Elmidae				
Elmis aenea	135	93	354	1
Limnius volckmari	12	4	17	
Oulimnius tuberculatus	20	46	13	
MEGALOPTERA				
Sialis fuliginosa		1		
Sialis morio			1	
HYDRACARINA	13	52	13	11
Yksilömäärä	2999	3188	2864	1572
Lajimäärä	56	37	44	18
EPT-lajimäärä	27	21	25	11
ELS-ka.	0,944	0,718	1,086	0,429
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Erinomainen	Hyvä	Erinomainen	Tyydyttävä

Liite 5. jatkuu

Paikka	Lakajoki	Hakojoki	Salonjoki	Peninluoma
TURBELLARIA		1		
LUMBRICIDAE				1
Eiseniella tetraedra	1			
OLIGOCHAETA	2	101	2	21
NEMATODA			1	
MOLLUSCA				
Pisidium		1		
Sphaerium		25		
AMPHIPODA				
Gammarus pulex				1
ISOPODA				
Asellus aquaticus	21	7		3
EPHEMEROPTERA				
Heptageniidae				
Heptagenia sulphurea		10		
Kageronia fuscogrisea	7			
Baetidae				
Baetis niger group		25	156	349

Baetis rhodani		67	1998	786
Baetis fuscatus			43	2
Leptophlebiidae				
Leptophlebia vespertina	4			4
Leptophlebia marginata	20		4	
PLECOPTERA				
Leuctridae				
Leuctra hippopus	12	26	89	170
Leuctra nigra	1			13
Capniidae				
Capnopsis schilleri		1	9	
Taenioptegryidae				
Taeniopteryx nebulosa		6	10	7
Nemouridae				
Amphinemura borealis	9	270	42	555
Protonemura meyeri		8	304	26
Nemoura cinerea	14	2		
Nemoura avicularis	15	61	9	22
Nemoura flexuosa			3	
Perlodidae				
Diura bicaudata				3
Isoperla difformis			1	
Isoperla		215	3	
TRICHOPTERA				
Rhyacophilidae				
Rhyacophila nubila	20	77	102	23
Goeridae				
Silo pallipes			1	
Polycentropodidae				
Polycentropus irroratus		1		
Polycentropus flavomaculatus	10	11	23	2
Molannidae				
Molanna angustata	1			
Hydropsychidae				
Ceratopsyche silfvenii				3
Hydropsyche pellucidula		3		1
Hydropsyche siltalai	1	655		
Lepidostomatidae				
Lepidostoma hirtum	1	8		4
Hydroptilidae				
instar II-IV				1
Agraylea multipunctata				1
Agraylea	1			
Psychomyiidae				
Lype sp.		17	53	65
Leptoceridae				

Athripsodes (juv.)			4	1
Mystacides azurea	1			
Brachycentridae				
Micrasema gelidum				67
Limnephilidae	8	14	20	10
DIPTERA				
Chironomidae	83	2018	1706	556
Ceratopogonidae			3	9
Simuliidae	77	292	159	110
Psychodidae				
Pericoma			14	25
Limoniidae	4		7	5
Pediciidae				
Dicranota		2		3
Tipulidae	2	1		2
Empedidae				
Wiedemannia			25	
Chelifera			2	2
Muscidae				
Limnophora		5	1	
COLEOPTERA				
Dytiscidae				
Plantambus maculatus	1	1		
Hydraenidae				
Hydraena (toukka)			1	
Hydraena gracilis			18	68
Hydraena riparia		7	1	
Hydraena brittenii				5
Limnebius			2	
Scirtidae				
Elodes			4	
Elmidae				
Elmis aenea	2	108	170	396
Limnius volckmari		19	1	12
Oulimnius tuberculatus	15	6	8	63
HYDRACARINA	10	54	295	44
Yksilömäärä	343	4125	5294	3441
Lajimäärä	27	35	36	39
EPT-lajimäärä	16	19	18	21
ELS-ka.	0,868	0,862	0,966	1,067
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen

Liite 5. jatkuu

Paikka	Koukkuluoma	Lettoluoma	Hirviluoma	Rauhaluoma
TURBELLARIA			1	
LUMBRICIDAE		3		
OLIGOCHAETA	6	14	28	5
NEMATODA		1		
HIRUDINEA				
Helobdella stagnalis			1	
MOLLUSCA				
Radix balthica			1	
ISOPODA				
Asellus aquaticus	70	2	291	2
EPHEMEROPTERA				
Heptageniidae				
Kageronia fuscogrisea			3	
Baetidae				
Baetis niger group			42	17
Baetis rhodani		272	337	484
Baetis fuscatus		15	23	15
Leptophlebiidae				
Leptophlebia vespertina			21	
Leptophlebia marginata	23		12	1
PLECOPTERA				
Leuctridae				
Leuctra hippopus		16	46	127
Leuctra nigra		5		62
Capniidae				
Capnopsis schilleri	1			
Taeniopterygidae				
Taeniopteryx nebulosa	5	75		20
Nemouridae				
Amphinemura borealis			2	
Protonemura meyeri		13	37	26
Nemoura cinerea			5	
Nemoura avicularis		35	48	113
Nemoura flexuosa	297	74		
Nemurella picteti	427			
Perlodidae				
Diura bicaudata		4	1	
Isoperla		3		
TRICHOPTERA				
Rhyacophilidae				
Rhyacophila nubila	2	18	32	25
Goeridae				

Silo pallipes		22		224
Polycentropodidae				
Plectronemia conspersa	45	3		
Polycentropus flavomaculatus			34	2
Molannidae				
Molannodes			11	
Hydropsychidae				
Hydropsyche siltalai			2	
Lepidostomatidae				
Lepidostoma hirtum			67	
Hydroptilidae				
Ithytrichia			1	
Agraylea			2	
Psychomyidae				
Lype sp.			4	
Brachycentridae				
Micrasema gelidum		1	8	
Limnephilidae	4	26	19	2
Glyphotaelius pellucidus			1	
Limnephilus			1	
DIPTERA				1
Chironomidae	327	344	621	228
Dolichopodidae		1		
Ceratopogonidae	3	7		2
Simuliidae	369	298	293	265
Psychodidae				
Pericoma		2	2	
Berdeniella freyi		9		
Limoniidae	7	101	5	40
Scleroprocta				1
Eleophila		1	1	
Tipulidae				2
Empedidae				
Wiedemannia		1	2	1
Chelifera	7		1	
ODONATA				
Zygoptera				
Calopteryx virgo			2	
Lestidae			1	
COLEOPTERA				
Dytiscidae				
Agabus	2	3		
Hydraenidae				
Hydraena gracilis		3		
Hydraena riparia				101
Gyrinidae				

Gyrinus			1	
Scirtidae				
Elodes		1	6	1
Elmidae				
Elmis aenea			42	40
Limnius volckmari			1	
Oulimnius tuberculatus			1	
HYDRACARINA	6	40	2	55
Yksilömäärä	1601	1413	2062	1862
Lajimäärä	17	32	44	27
EPT-lajimäärä	8	15	24	13
ELS-ka.	0,779	1,195	1,201	0,904
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Hyvä	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen

Liite 5. jatkuu

Paikka	Riipinluoma alaosa	Riipinluoma yläosa	Lohijoki	Lillån
TURBELLARIA				
Polycelis		15		
Deudrocoelum lacteum				
OLIGOCHAETA	23	31	3	150
NEMATODA		1		
HIRUDINEA				
Erpobdella octoculata		1		
Helobdella stagnalis				2
MOLLUSCA				
Radix balthica				2
Ancylidae				
Ancylus fluviatilis	41	18		
Pisidium		5		
Sphaerium	1			
AMPHIPODA				
Gammarus pulex	533	644		
ISOPODA				
Asellus aquaticus		1	214	9
EPHEMEROPTERA				
Heptageniidae				
Heptagenia dalecarlica				1
Baetidae				
Baetis niger			153	
Baetis niger group	90			
Baetis rhodani	863	122	14	514
Baetis fuscatus	9			
Leptophlebiidae				
Leptophlebia			13	2

PLECOPTERA**Leuctridae**

Leuctra digitata			1	
Leuctra hippopus			15	
Leuctra nigra			1	
Leuctra				211

Capniidae

Capnopsis schilleri	1			
---------------------	---	--	--	--

Taeniopterygidae

Taeniopteryx nebulosa	1		1	
-----------------------	---	--	---	--

Nemouridae

Amphinemura sulcicollis			1	
Amphinemura borealis	1			36
Protonemura meyeri			2	
Nemoura			95	35
Nemoura cinerea	1	5	47	
Nemoura avicularis	24		30	
Nemoura flexuosa	11		7	

Perlodidae

Diura nanseni			5	3
---------------	--	--	---	---

TRICHOPTERA**Rhyacophilidae**

Rhyacophila nubila	35	1	3	9
--------------------	----	---	---	---

Goeridae

Silo pallipes	4	1	1	20
---------------	---	---	---	----

Polycentropodidae

Plectronemia conspersa			5	
Polycentropus flavomaculatus	17		2	33

Glossosomatidae

Agapetus ochripes				185
-------------------	--	--	--	-----

Hydropsychidae

Ceratopsyche silfvenii	2			
Hydropsyche pellucidula	9			
Hydropsyche siltalai	10			
Hydropsyche angustipennis	2	1	1	5

Lepidostomatidae

Lepidostoma hirtum	106			11
--------------------	-----	--	--	----

Psychomyiidae

Lype sp.	35	1		
----------	----	---	--	--

Leptoceridae

Athripsodes cinereus	1			
----------------------	---	--	--	--

Limnephilidae	16	12	5	12
----------------------	----	----	---	----

DIPTERA

Chironomidae	4885	182	22	7
---------------------	------	-----	----	---

Ceratopogonidae	4			3
------------------------	---	--	--	---

Simuliidae	60	63	26	18
-------------------	----	----	----	----

Psychodidae				1
Pericoma	4	27		
Limoniidae	41	2	1	8
Pediciidae				
Dicranota			10	
Empedidae				
Wiedemannia	9			
Chelifera	3			
Muscidae				
Limnophora		1		
COLEOPTERA				
Hydraenidae				
Hydraena (toukka)		1		
Hydraena gracilis	4	1	4	
Hydraena riparia	3	14		
Hydraena brittenii			3	
Scirtidae				
Elodes		5		
Elmidae				
Elmis aenea	366	20	42	41
Limnius volckmari	1			22
Oulimnius tuberculatus	22	7		12
MEGALOPTERA				
Sialis				2
HYDRACARINA	161	4		
Yksilömäärä	7399	1186	727	1354
Lajimäärä	37	26	28	27
EPT-lajimäärä	20	7	19	14
ELS-ka.	0,793	0,520	0,930	0,950
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Hyvä	Tyydyttävä	Erinomainen	Erinomainen

Liite 5. jatkuu

Paikka	Laihianjoki	Pajuluoma	Isojoki	Vöyrinjoki
TURBELLARIA	1			
LUMBRICIDAE				3
Eiseniella tetraedra			1	
OLIGOCHAETA	5	31	86	
HIRUDINEA				
Erpobdella	5			
MOLLUSCA				
Radix balthica			10	
Pisidium	10		2	
AMPHIPODA				

Gammarus pulex			447	
ISOPODA				
Asellus aquaticus	98	10	6	24
EPHEMEROPTERA				
Baetidae				
Baetis niger	3		28	
Baetis niger group		10		
Baetis rhodani	22	41	74	
Baetis subalpinus				1
Cloeon	2			
Cloeon dipterum				2
Leptophlebiidae				
Leptophlebia		1		
PLECOPTERA				
Leuctridae				
Leuctra hippopus			14	
Leuctra nigra			1	
Leuctra		41		
Taeniopterygidae				
Taeniopteryx nebulosa	11	4	53	
Nemouridae				
Amphinemura sulcicollis			1	
Amphinemura borealis		8		
Protonemura meyeri		11	2	
Nemoura		3		
Nemoura cinerea			11	147
Nemoura flexuosa			1	
Perlodidae				
Diura nanseni			1	
Diura		2		
TRICHOPTERA				
Rhyacophilidae				
Rhyacophila nubila	10	17	17	
Goeridae				
Silo pallipes		19	1	
Sericostomatidae				
Sericostoma personatum			2	
Polycentropodidae				
Plectronemia conspersa			1	5
Polycentropus flavomaculatus	4	5	6	
Glossosomatidae				
Glossosoma			1	
Agapetus ochripes			5	
Agapetus		66		
Molannidae				
Molannodes tinctus		1		

Hydropsychidae				
Ceratopsyche silfvenii		2	2	
Hydropsyche pellucidula	23			
Hydropsyche angustipennis	21			8
Lepidostomatidae				
Lepidostoma hirtum	11	24	3	
Psychomyidae				
Lype reducta			1	
Lype phaeopa	18			
Leptoceridae				
Athripsodes (juv.)		6		
Brachycentridae				
Micrasema gelidum		13	34	
Limnephilidae				
Limnephilus	1			3
DIPTERA				
Chironomidae				
	10	14	310	25
Ceratopogonidae				
		1	3	
Simuliidae				
	5	13	9	13
Psychodidae				
			15	
Limoniidae				
		1	1	
Pediciidae				
Dicranota		14	1	1
Tipulidae				
Tipula	3	2		
Muscidae				
Limnophora	7			
COLEOPTERA				
Dytiscidae				
Hyphydrus ovatus				2
Hydraenidae				
Hydraena		5		
Hydraena gracilis			21	
Hydraena riparia			4	
Scirtidae				
Elodes			1	
Chrysomelidae				
			1	
Elmidae				
Elmis aenea		269	581	
Limnius volckmari		5		
Oulimnius tuberculatus	5	176	19	
MEGALOPTERA				
Sialis lutaria				1
Sialis fuliginosa			2	
HYDRACARINA				
		2	76	1
Yksilömäärä	275	825	1858	236

Lajimäärä	21	32	42	14
EPT-lajimäärä	11	19	22	6
ELS-ka.	0,570	1,022	0,737	0,288
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Tyydyttävä	Erinomainen	Hyvä	Välttävä

Liite 5. jatkuu

Paikka	Maalahdenjoki	Seinäjoki alaosa	Seinäjoki yläosa	Salinoja
LUMBRICIDAE				
Eiseniella tetraedra				5
TUBIFICIDAE				
		6	9	
OLIGOCHAETA	9	6	3	12
HIRUDINEA				
Glossiphonia complanata		1		
MOLLUSCA				
Pisidium	1	23	2	4
ISOPODA				
Asellus aquaticus	171	13		146
EPHEMEROPTERA				
Heptageniidae				
Heptagenia sulphurea		4	7	
Kageronia fuscogrisea	1	12		
Ephemerellidae				
Serratella ignita				2
Baetidae				
Baetis niger				128
Baetis rhodani	2			2
Baetis subalpinus				2
Leptophlebiidae		19	1	4
Leptophlebia marginata		7		
PLECOPTERA				
Leuctridae				
Leuctra digitata			24	
Leuctra hippopus				697
Leuctra nigra				117
Capniidae				
Capnopsis schilleri		2	2	
Taenioptegyridae				
Taeniopteryx nebulosa	16	2	10	
Nemouridae				
Amphinemura borealis			1	
Protonemura meyeri			2	
Nemoura	3	2	3	

Nemoura cinerea		1		845
Nemoura flexuosa				8
Perlodidae				
Diura nanseni			5	
Siphonoperla burmeisteri			4	
Isoperla difformis			2	
TRICHOPTERA				
Rhyacophilidae				
Rhyacophila nubila			2	17
Polycentropodidae				
Plectronemia conspersa				1
Neureclipsis bimaculata		12		
Polycentropus irroratus	3			
Polycentropus flavomaculatus	20	4	24	
Glossosomatidae				
Agapetus ochripes			1	
Hydropsychidae				
Hydropsyche saxonica				12
Hydropsyche pellucidula	1		4	
Hydropsyche siltalai			9	
Hydropsyche angustipennis	67		5	
Lepidostomatidae				
Lepidostoma hirtum	1	1	11	1
Psychomyiidae				
Lype reducta		1		
Leptoceridae			1	
Athripsodes cinereus		6		
Athripsodes (juv.)	3		4	
Oecetis testacea		5		
Limnephilidae		1	4	26
Limnephilus fuscicornis				1
Limnephilus nigriceps				1
Limnephilus rhombicus				3
Limnephilus	1	4	1	2
Phacopteryx brevipennis				2
Potamophylax		1		19
Potamophylax latipennis				3
Halesus				1
Halesus radiatus				2
Micropterna lateralis				6
Micropterna sequax				1
Hydatophylax infumatus				3
DIPTERA				
Chironomidae	34	273		4820
Dixiidae				
Dixella	1			

Ceratopogonidae		11	14	22
Tabanidae		1		
Simuliidae		6	5	28
Psychodidae				2
Limoniidae			2	
Limnophila		1		
Eleophila				6
Pediciidae				
Dicranota				72
Tipulidae	4			
Tipula				4
Empididae			1	
Sciomyzidae				1
Muscidae				
Limnophora	5			
ODONATA				
Zygoptera				
Gordulegaster			1	
Somatoclora metallica		1		
COLEOPTERA				
Adephaga				
Haliplidae			1	
Brychius elevatus				3
Dytiscidae				
Plantambus maculatus				2
Chrysomelidae				1
Elmidae				
Elmis aenea			25	79
Limnius volckmari			31	
Oulimnius tuberculatus	2	7	21	5
HETEROPTERA				
Callicorixa wollastoni		18		
Corixidae		4		
Corixa			1	
HYDRACARINA				33
Yksilömäärä	345	456	246	7151
Lajimäärä	19	29	33	41
EPT-lajimäärä	11	15	20	23
ELS-ka.	0,489	0,611	1,047	0,649
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Tyydyttävä	Hyvä	Erinomainen	Hyvä

Liite 5. jatkuu

Paikka	Lestijoki	Vieresjoki	Ripsaluoma	Kivipuro
TURBELLARIA	1			
LUMBRICIDAE			2	
OLIGOCHAETA	121	148	11	171
NEMATODA	2			
HIRUDINEA				
Erpobdella	2			
MOLLUSCA				
Pisidium	130	4		
ISOPODA				
Asellus aquaticus	20	27	175	143
EPHEMEROPTERA				
Heptageniidae				
Heptagenia sulphurea	29			
Heptagenia dalecarlica	28			
Kageronia fuscogrisea		1		
Ephemerellidae				
Ephemerella mucronata	7			
Baetidae				
Baetis niger group	49	96	83	
Baetis rhodani	24	2	274	10
Baetis vernus group		9		
Caenidae				
Caenis horaria		1		
Leptophlebiidae				
Leptophlebia		10		
Leptophlebia marginata			1	17
PLECOPTERA				
Leuctridae				
Leuctra hippopus			88	1
Leuctra	10	552		
Capniidae				
Capnopsis schilleri	1			4
Taeniopterygidae				
Taeniopteryx nebulosa	1	10		
Nemouridae				
Amphinemura borealis			1	
Protonemura meyeri	15			
Nemoura		27		4683
Nemoura avicularis			30	
Nemoura flexuosa			10	
Perlodidae				

Diura nanseni				15
Diura		7		
Siphonoperla burmeisteri	3			
TRICHOPTERA				
Rhyacophilidae				
Rhyacophila nubila	5	9	3	247
Goeridae				
Silo pallipes		2		
Polycentropodidae				
Plectronemia conspersa				2
Polycentropus flavomaculatus	2	81	10	200
Glossosomatidae				
Agapetus	18			
Hydropsychidae				
Ceratopsyche silfvenii	3			
Hydropsyche pellucidula	15	2	1	
Hydropsyche siltalai	1		5	
Hydropsyche angustipennis		1		
Hydropsyche contubernalis				1
Hydropsyche (juv.)	2			
Cheumatopsyche lepida	5			
Arctopsyche ladogensis	1			
Phryganeidae		1		
Lepidostomatidae				
Lepidostoma hirtum	48		2	4
Hydroptilidae				
Ithytrichia	1			
Oxyethira	57			
Leptoceridae				
Athripsodes (juv.)	4			
Oecetis testacea	2			
Ceraclea annulicornis		3		
Ceraclea		9		
Brachycentridae				
Micrasema setiferum	13			
Micrasema gelidum	29			
Limnephilidae		8	12	37
DIPTERA				
Chironomidae	6	55	30	4297
Ceratopogonidae	3	76		132
Simuliidae	2	18	4	613
Limoniidae		2		1
Pediciidae				
Dicranota	2	23		19
Tipulidae				

Tipula		1		
Empididae		7		
COLEOPTERA				
Dytiscidae				
Plantambus maculatus			1	
Hydraenidae				
Hydraena			10	
Elmidae				
Elmis aenea	22	1	1	
Limnius volckmari	6	16		
Oulimnius tuberculatus	4	125		1
HETEROPTERA				
Notonecta		1		
Corixidae		1		
MEGALOPTERA				
Sialis		1		5
HYDRACARINA	15	5	6	
Yksilömäärä	718	1345	749	10603
Lajimäärä	41	35	20	21
EPT-lajimäärä	25	18	13	12
ELS-ka.	1,048	1,034	0,836	0,824
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen

Liite 5. jatkuu

Paikka	Kokonpuro	Närpiönjoki	Poikkijoki	Kuorasluoma
TURBELLARIA		2		
LUMBRICIDAE				
Eiseniella tetraedra				1
OLIGOCHAETA	33		12	9
HIRUDINEA				
Erpobdella octoculata		1		
MOLLUSCA				
Radix balthica				3
Pisidium			4	
Pisidium casetanum	1			
Sphaerium				15
ISOPODA				
Asellus aquaticus	17	216	10	50
EPHEMEROPTERA				
Heptageniidae				
Heptagenia dalecarlica			37	
Kageronia fuscogrisea		3	1	1
Ephemerellidae				

Serratella ignita			5	
Baetidae				
Baetis niger			5	
Baetis niger group				19
Baetis rhodani	35		6	47
Baetis vernus			20	
Cloeon dipterum	1			
Leptophlebiidae				
Leptophlebia			10	
Leptophlebia vespertina				7
Leptophlebia marginata	7			27
PLECOPTERA				
Leuctridae				
Leuctra hippopus	177			43
Leuctra		1	341	
Capniidae				
Capnopsis schilleri			9	
Taeniopterygidae				
Taeniopteryx nebulosa	1	2	79	
Nemouridae				
Amphinemura borealis		4	7	112
Protonemura meyeri			110	
Nemoura	27	1	330	
Nemoura cinerea	19			7
Nemoura avicularis	1			1
Perlodidae				
Diura bicaudata				1
Diura			2	
Isoperla difformis				1
Isoperla			1	8
TRICHOPTERA				
Rhyacophilidae				
Rhyacophila nubila	18	7	32	2
Polycentropodidae				
Plectronemia conspersa	3			
Polycentropus irroratus			1	
Polycentropus flavomaculatus	96		5	12
Glossosomatidae				
Agapetus			3	
Hydropsychidae				
Hydropsyche pellucidula		5		3
Hydropsyche siltalai	1			18
Hydropsyche angustipennis		12	1	
Lepidostomatidae				
Lepidostoma hirtum			15	32
Psychomyiidae				

Lype sp.				30
Leptoceridae				
Athripsodes (juv.)		1		5
Brachycentridae				
Micrasema setiferum			1	
Micrasema gelidum			1	
Limnephilidae	13		18	18
DIPTERA				
Chaoboridae				
Chaoborus crystallinus	3			
Chironomidae	687		121	19
Ceratopogonidae	43		1	
Simuliidae	49	1	5	9
Limoniidae	6	1	10	
Tipulidae				5
Tipula		1		
Empididae			1	
Empedidae				
Chelifera				1
COLEOPTERA				
Hydraenidae				
Hydraena			1	
Elmidae				
Elmis aenea			11	185
Limnius volckmari				33
Limnius			3	
Oulimnius tuberculatus		3	4	8
HETEROPTERA				
Notonecta glauca	1			
MEGALOPTERA				
Sialis	9			
Sialis fuliginosa				1
HYDRACARINA			6	13
Yksilömäärä	1248	261	1229	746
Lajimäärä	22	16	37	33
EPT-lajimäärä	12	9	24	19
ELS-ka.	0,696	0,387	0,959	0,981
Pohjaeläimistöön perustuva ekologinen tila	Hyvä	Välttävä	Erinomainen	Erinomainen