

**Pro gradu -tutkielma**

**Säännöstelyn ja rehevöitymisen vaikutus järvien  
rantavyöhykkeen pohjaelämistön tilaan**

**Tommi Heino**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

8.5.2017

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

Tommi Heino: Säännöstelyn ja rehevöitymisen vaikutus järvien  
 rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilaan  
 Pro gradu -tutkielma: 27 s. + liitteet 18 s.  
 Työn ohjaajat: FT Heikki Hämäläinen ja FT Jukka Aroviita  
 Tarkastajat: FT Heikki Hämäläinen ja FT Kimmo Tolonen  
 Huhtikuu 2017

---

Hakusanat: järvet, pohjaeläimet, säännöstely, rantavyöhyke, rehevöityminen

## TIIVISTELMÄ

Euroopan unionin vesipuitedirektiivin mukaan jokaisen jäsenvaltion pintavesien ekologisen tilan tulee saavuttaa vähintään hyvä tila, eikä jo hyvässä tilassa olevien vesistöjen tila saa heikentyä. Yhtenä biologisena laatulementtinä tilan arvioinnissa käytetään pohjaeläimiä. Tässä tutkimuksessa selvitettiin vedenkorkeuden säännöstelyn sekä valuma-alueiden maa- ja metsätalouden vaikutuksia järvien rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilaan ja pyrittiin tunnistamaan sellaiset ympäristöpaineet ja niiden kriittiset rajat, jossa hyvä tila vaarantuu. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistölle laskettiin ekologinen laatusuhde (ELS), jonka arvoja verrattiin säännöstelyn voimakkuuteen (säännöstelykorkeus), valuma-alueen maankäyttöön (peltoprosentti) ja veden laatuun. Tulosten perusteella ELS oli negatiivisessa yhteydessä säännöstelyn voimakkuuteen, valuma-alueen peltoprosenttiin ja ravinnepitoisuuksiin. Säännöstellyissä järvissä hyvä ekologinen tila vaarantui vedenpinnan korkeuden vaihtelun ollessa 1,5–2 m. Maatalouden kuormittamissa järvissä hyvä tila vaarantui kun valuma-alueen peltoprosentti on välillä 12–21 ja fosforipitoisuus välillä 62–72  $\mu\text{g l}^{-1}$ . ELS korreloi negatiivisesti myös typpipitoisuuden, klorofylli-a:n pitoisuuden ja sameuden kanssa ja positiivisesti näkösyvyyden kanssa, mutta asetettuihin raja-arvoihin tulee suhtautua varauksella johtuen näytteenoton ajankohdasta sekä järvien luontaisista piirteistä. Metsätalouden ja yhdyskuntien kuormittamissa järvissä ELS ei ollut yhteydessä maankäyttöön, mutta järvi joukko oli liian pieni yhteyden luotettavaan arvioimiseen. Luontaisen vaihtelun tarkempi huomioiminen sekä vasteessa (ELS) että ympäristötekijöissä, kuten ravinnepitoisuuksissa, tarkentaisi kriittisten raja-arvojen määrittelyä. Tämä edellyttää kuitenkin kattavampaa tyyppikohtaista aineistoa.

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

Tommi Heino: The effects of water level regulation and eutrophication on the status of lake littoral macroinvertebrate communities  
Master thesis: 27 p. + ap 18 p.  
Supervisors: Ph.D. Heikki Hämäläinen and Ph.D. Jukka Aroviita  
Inspectors: Ph.D. Heikki Hämäläinen and Ph.D. Kimmo Tolonen  
April 2017

---

Key words: eutrophication, lakes, lake littoral macroinvertebrates, water level regulation

## ABSTRACT

As stipulated by the Water Framework Directive, the ecological status of surface waters in all EU Member States must be at least good and the present high or good status must be maintained. One of the biological quality elements used in defining, assessing and monitoring the ecological status of surface waters are macroinvertebrates. The objective of this study was to examine the effects of water level regulation and land use (agriculture and forestry) in catchment areas to the status of littoral macroinvertebrates. The objective was also to identify environmental pressures and critical levels of disturbance factors which compromise the achievement of the environmental objectives established in the Directive, i.e. the good status. For each study lake, an Ecological Quality Ratio (EQR) was defined to littoral macroinvertebrates and the quality ratio values were then compared to the intensity of water level fluctuation, land use in catchment areas (percentage cover of field) and water quality. The results suggest that the EQR correlates negatively with the intensity of water level regulation and agricultural land use and with nutrient content in water. In regulated lakes good ecological status was compromised if the amplitude of the water level fluctuation was between 1.5–2 m. In lakes affected by agricultural land use the good status was compromised when the field percentage in the catchment area was between 12–21 or the total phosphorus concentration between 62–72  $\mu\text{g l}^{-1}$ . The EQR also correlated negatively with nitrogen concentration, chlorophyll-a concentration and turbidity and positively with Secchi depth. However, the critical limit values for environmental stress variables defined in this study should be treated with some caution due to the timing of the sampling and natural variation. In lakes affected by forestry or urban pressures no decrease in EQR was detected, but the number of lakes included in the study was too small in order to draw a valid conclusion. The results do however suggest that closer observation of natural variation both in the EQR and in environmental factors, such as nutrient content, would further improve the definition of critical levels of disturbance. This would require larger data sets from each lake type.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO .....</b>	<b>5</b>
<b>2. TUTKIMUKSEN TAUSTA .....</b>	<b>6</b>
2.1.Pohjaeläimistön tilan luokittelun periaatteet.....	6
2.2.Pohjaeläimistön tilaan vaikuttavat tekijät .....	8
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>9</b>
3.1.Tutkimusjärvet .....	9
3.2.Ympäristötiedot .....	10
3.3.Pohjaeläinaineisto .....	10
3.4.Tilastolliset menetelmät.....	11
<b>4. TULOKSET.....</b>	<b>13</b>
4.1.Säännöstellyt järvet.....	13
4.2.Maatalouden kuormittamat järvet .....	14
4.3.Metsätalouden kuormittamat järvet .....	17
4.4.Muu tilaa heikentävä toiminta .....	18
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU .....</b>	<b>18</b>
5.1.Säännöstellyt järvet.....	18
5.2.Maatalouden kuormittamat järvet.....	19
5.3.Metsätalouden kuormittamat järvet .....	21
5.4.Muu tilaa heikentävä toiminta .....	21
<b>6. JOHTOPÄÄTÖKSET .....</b>	<b>23</b>
<b>KIITOKSET .....</b>	<b>24</b>
<b>KIRJALLISUUS .....</b>	<b>24</b>

## 1. JOHDANTO

Vesistöjen merkitys ihmiskunnalle on suuri, ja niihin kohdistuu merkittäviä ihmistoiminnan aiheuttamia ympäristöpaineita ja niiden aiheuttamia muutoksia, kuten elinympäristöjen heikentyminen, liikkakäyttö, virtausten muutokset, saastuminen ja vieraslaji-invaasiot (Dudgeon ym. 2006). Tällaisia ympäristön tilaa mahdollisesti heikentäviä tekijöitä ovat esimerkiksi maa- ja metsätalouden aiheuttamat ravinne päästöt (esim. Aroviita ym. 2014) ja vedenpinnan korkeuden säätely (esim. Aroviita & Hämäläinen 2008a).

Euroopan unionin vesipuitedirektiivin (Euroopan yhteisö 2000) mukaisesti kunkin jäsenvaltion pintavesien ekologisen tilan tulee olla vähintään hyvä, eikä hyvässä tai erinomaisessa tilassa olevien vesistöjen tila saa heikentyä. Direktiivin mukaan jokaisen jäsenvaltion tulee tunnistaa vesistöihin kohdistuvat ympäristöpaineet sekä kerätä ja ylläpitää tietoja näiden paineiden tyypistä ja suuruudesta. Tällaisia paineita ovat mm. maatalouden, yhdyskuntien ja teollisuuden aiheuttama piste- ja hajakuormitus, merkittävät morfologiset muutokset ja merkittävät vedenjuoksun säännöstelyt. Direktiivi velvoittaa selvittämään myös maankäytön vaikutuksia sekä arvioimaan pintavesien herkkyyttä ympäristöpaineisiin.

Pintavesien ekologisen tilan arvioinnin tulee vesipuitedirektiivin mukaan perustua ensisijaisesti biologisiin tekijöihin (Euroopan yhteisö 2000). Yhtenä eliöryhmänä tilan arvioinnissa tulee käyttää pohjaeläimiä, sillä niitä pidetään hyvänä vesistöjen ekologisen tilan mittarina (Rosenberg & Resh 1993). Pohjaeläimet ovat laajalle levinneitä ja ekologisesti hyvin moninaisia. Pohjaeläinnäytteenotto ja lajien määrittäminen on myös melko helppoa ja edullista.

Vesipuitedirektiivin mukaan vesistöjen tilan arvioinnin ja seurannan tulee perustua vertailuololähestymistapaan (Euroopan yhteisö 2000, Euroopan komissio 2003). Tämän lähestymistavan mukaisesti ihmisen toiminnan vaikutuksen alaisten vesistöjen eliöyhteisöjä verrataan luonnontilaisten tai sitä lähellä olevien vesistöjen yhteisöihin (Stoddard ym. 2006). Esimerkiksi tutkittavan järven pohjaeläinyhteisön rakennetta verrataan luonnontilaisen tai lähes luonnontilaisen vertailujärvijoukon pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen. Mitä enemmän tutkittavan vesimuodostuman pohjaeläinyhteisöt poikkeavat vertailuyhteisöistä, sitä huonommassa ekologisessa tilassa se on.

EU:n vesipuitedirektiivi (Euroopan yhteisö 2000) ei määrittele tuleeko järvissä arvioida syväne- vai rantavyöhykkeen (litoraali) pohjaeläimistöön tai molempien tilaa. Syvänepohjaeläimiä on käytetty jo pitkään järvien biologisessa seurannassa (Wiederholm 1980), mutta litoraalipohjaeläinten käyttö on ollut vähäistä. Tarve rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön käyttöön ekologisen tilan arvioinnissa on huomioitu (Rask ym. 2011). Suomessa on kehitetty menetelmiä järvisyvänteiden pohjaeläimistöön arviointiin (Tolonen ym. 2005, Jyväsjärvi ym. 2012, 2014), mutta järvilitoraalin pohjaeläimistöön tilaluokittelu on vielä kehitysvaiheessa (Aroviita ym. 2012).

Syynä rantavyöhykkeen pohjaeläinten vähäiseen käyttöön tilanarvioinnissa ja seurannassa voi olla elinympäristöjen vaihtelevuus ja laikuittaisuus sekä näytteenoton ja näytteiden käsittelyn työläys ja suuret kustannukset (Tolonen & Hämäläinen 2001). Rantavyöhykkeeseen kohdistuu kuitenkin erilaisia ihmistoiminnan aiheuttamia ympäristöpaineita kuin syvänteisiin. Esimerkiksi vedenpinnan korkeuden säätely ja rantavyöhykkeen muokkaus vaikuttavat erityisesti rannan elinympäristöön ja sen yhteisöihin (Brauns 2007a, Aroviita & Hämäläinen 2008a, b). Rantavyöhykkeen pohjaeläimillä on myös tärkeä merkitys koko vesistön toiminnalle, sillä ne esimerkiksi laiduntavat päällyksiviä ja sedimentoituvaa ainesta vesikasvien pinnoilta (James ym. 2000)

ja ovat tärkeä ravinnonlähde kaloille (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). Jyväsjärven ym. (2012) tutkimuksessa todettiin, että syvänpohjaeläimet eivät sovellu matalien järvien tilan arviointiin. Tämänkin vuoksi matalissa järvissä litoraalipohjaeläinten käyttö järven ekologisen tilan arvioinnissa syvänpohjaeläimistön sijasta tai ohella voisi olla tarpeen.

Jotta rantavyöhykkeen pohjaeläimistöä voitaisiin käyttää tilanarvioinnissa ja seurannassa, on ensin tunnettava eläimistön luonnollinen ajallinen ja paikallinen vaihtelu ja tiedettävä, mitkä tekijät vaihtelua säätelevät. Näin ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset eläimistössä voidaan erotella luonnollisesta vaihtelusta.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää vesistöjen tilaa heikentävästä toiminnasta erityisesti maa- ja metsätalouden aiheuttaman ravinnekuormituksen ja vedenpinnan korkeuden säätelyn vaikutuksia järvien litoraalivyöhykkeen pohjaeläimistön tilaan siten kuin se nykyisen, alustavan järjestelmän mukaan Suomessa määritellään. Tutkimuksen tavoitteena on arvioida ne kriittiset rajat ja ihmisen aiheuttaman ympäristöpaineen tasot, jotka heikentävät pohjaeläinyhteisöjen tilaa niin, että ne eivät vastaa vesipuitedirektiivin asettamia hyvän tilan vaatimuksia. Toisin sanoen tutkimuksessa pyritään arvioimaan ympäristöpaineen (säännöstelykorkeus, peltoprosentti) tai vedenlaadun (esim. fosforipitoisuuden) taso, jossa hyvän ekologisen tilan saavuttaminen litoraalipohjaeläimistön osalta vaarantuu. Tätä tietoa voitaisiin hyödyntää, kun pyritään tunnistamaan vesistöjä, joissa ympäristötavoitetta (hyvä ekologinen tila) ei ehkä saavuteta, ja jotka siksi edellyttävät erityistä arviointia ja seurantaa, sekä toisaalta etsittäessä keinoja, joilla hyvä tila voitaisiin saavuttaa.

## 2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

### 2.1. Pohjaeläimistön tilan luokittelun periaatteet

Jotta järvien luonnollinen ympäristö- ja eliöstövaihtelu voidaan ottaa tilaluokittelussa huomioon, järvet tyypitellään niiden ominaispiirteiden mukaan järvityyppeihin. Tyypittely perustuu vesipuitedirektiivin mukaisesti maantieteelliseen aluejakoon, sillä eliöyhteisöjen rakenne poikkeaa selkeästi maantieteellisten alueiden välillä (Johnsson 2000, Johnsson & Goedkoop 2002, Moog ym. 2004). Lisäksi erottelussa käytetään määrättyjä ympäristötekijöitä. Vesipuitedirektiivin mukaisessa A-järjestelmässä järvet jaetaan tyyppeihin maantieteellisen sijainnin, korkeussuhteiden, keskisyvyyden, pinta-alan ja geologian perusteella. Vaihtoehtoiseen B-järjestelmään on sisällytettävä samat pakolliset tyypittelytekijät, mutta sen lisäksi voidaan käyttää mm. happamuuden neutraloimiskykyä, vedenkorkeuden vaihtelua tai ravinteiden taustapitoisuutta. B-järjestelmää käytettäessä tulee kuitenkin saavuttaa vähintään sama erottelutarkkuus kuin A-järjestelmässä. Suomen järvien tyypittely perustuu B-järjestelmään (Pilke ym. 2012). Kullekin vesimuodostumatyypille tulee määrittää sille ominaiset hydrologis-morfologiset, fysikaalis-kemialliset ja biologiset olot, jotka vastaavat erinomaisen ekologisen tilan arvoja eli oloja häiriintymättömässä tai lähes häiriintymättömissä järvissä. Esimerkiksi kuhunkin määritellyyn tyyppiin kuuluvissa häiriintymättömissä järvissä tulisi siis myös olla melko samankaltainen rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisö.

Yhdysvalloissa säädettiin jo 70-luvulla asetus (CleanWater Act, CWA) vesistöjen tilan seurannasta ja parantamisesta (USEPA 1972). Tämä asetus on ensimmäisiä, jotka kiinnittivät huomiota sekä vesistöjen kemialliseen ja fysikaaliseen että biologiseen eheyteen. Asetuksen tarkoituksena on paitsi säilyttää vesistöjen hyvä tila myös parantaa heikossa kunnossa olevia vesistöjä. Pitkälti tähän asetukseen nojaavan Euroopan unionin

vesipuidedirektiivin (Euroopan yhteisö 2000) mukaan kullekin vesimuodostumalle määritellään sille tyypilliset vertailuolot, jotka kuvaavat luonnontilassa tai lähellä sitä olevien vesistöjen tilaa. Vertailuololähestymistavassa tila määräytyy yhteisörakenteen muutoksen perusteella. Käytännössä vertaillaan havaittuja ("Observed", O) yhteisön rakennetta kuvaavien muuttujien arvoja odotettuihin ("Expected", E), vertailutilaa vastaaviin arvoihin (esim. Hawkins ym. 2000, Hawkins 2006).

Direktiivin mukaan vertailuolosten määrittelyyn tulee perustua vertailualueisiin, mallinnukseen tai näiden yhdistelmään. Vertailuolosten määrittämisessä voidaan käyttää myös asiantuntija-arviota. Vertailuolosten määrittämiseksi kunkin jäsenvaltion tulee muodostaa jokaiselle pintavesimuodostumatyypille vertailualuejoukko, jossa on riittävästi erinomaista tilaa kuvaavia vesistöjä, jotta tulokset olisivat luotettavia. Mallintamisessa voidaan käyttää ennustavaa mallinnusta tai takautuvia menetelmiä.

Vesipuidedirektiivin (Euroopan yhteisö 2000) mukaan kunkin jäsenvaltion vesistöjen ekologinen tila tulee esittää ekologisena laatusuhteena, joka ilmaisee pintavesimuodostumien havaittujen muuttujien arvojen ja vertailuarvojen välistä suhdetta (= O/E). Tämä suhde tulee esittää numeerisena välillä 0–1 niin, että lähellä nollaa olevat arvot kuvastavat huonoa ekologista tilaa ja lähellä yhtä olevat arvot erinomaista ekologista tilaa. Asteikko jaetaan viiteen luokkaan ja voidaan ilmaista myös värikoodilla: erinomainen (sininen), hyvä (vihreä), tyydyttävä (keltainen), välttävä (oranssi) ja huono (punainen).

Direktiivin liitteen V tyydyttävän tilan määritelmästä löytyvät ne luokittelutekijät, joilla pohjaeläimistön tila tulee selvittää. Tyydyttävässä tilassa taksonikoostumus ja runsaussuhteet eroavat kohtalaisesti tyyppille ominaisesta yhteisöstä, tärkeitä taksonomisia ryhmiä puuttuu verrattuna tyyppille ominaisiin yhteisöihin sekä muutosherkkien taksonien ja epäherkkien taksonien suhde sekä monimuotoisuustaso ovat merkittävästi pienempiä kuin tyyppille ominainen taso ja merkittävästi pienempiä kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa. Näille viidelle pohjaeläinyhteisön rakennepiirteelle (taksonikoostumus, runsaussuhteet, tärkeät taksonomiset ryhmät, muutosherkät/epäherkät taksonit ja monimuotoisuustaso) tulee kehittää soveltuvat muuttujat. Näille laskettujen ekologisten laatusuhteiden perusteella määritellään pohjaeläimistön tila osana järven ekologisen tilan luokittelua. Suomessa vesienhoidon toisella kierroksella käytettiin kivikkorantojen pohjaeläimistön tilan arvioinnissa kahta muuttujaa: tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT) ja prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) (Aroviita ym. 2012).

Tyyppiominaisten taksonien esiintymisellä kuvataan taksonikoostumusta samaan tapaan kuin virtavesissä (Hämäläinen ym. 2007, Aroviita ym. 2008). Tyyppiominaiset taksonit määritellään niiden vertailujärvijoukossa esiintymisen perusteella. Kussakin järvityypissä lasketaan taksonien esiintymistodennäköisyys (p) vertailuoloissa. Tyyppiominaiseksi taksoniksi määritetään taksoni, jonka p-arvo ylittää asetetun kynnyksarvon ( $p_t$ ). Arvo ilmaisee, kuinka suuressa osuudessa vertailujärvistä kyseisen taksonin tulee esiintyä, jotta sitä voidaan kutsua tyyppiominaiseksi taksoniksi. Paikalle tai tyyppille harvinaiset taksonit poistamalla voidaan parantaa tulosten luotettavuutta (Van Sickle ym. 2007). Virtavesissä  $p_t$ -arvon 0,4 on todettu antavan parhaan tuloksen (Hämäläinen ym. 2007). Sitä on käytetty järvien litoraalipohjaeläinten tyyppiominaisten taksonien selvittämisessä mm. säännöstellyissä järvissä (Aroviita & Hämäläinen 2008a) ja se on käytössä nykyisessä luokittelujärjestelmässä (Aroviita ym. 2012).

Taksonien runsaussuhteita kuvataan prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA) avulla, jolla voidaan verrata tutkittavan järven pohjaeläinnyttien yksilöiden suhteellista

jakautumista taksonien kesken suhteessa vertailuyhteisön taksonien jakaumaan (Novak & Bode 1996, Aroviita & Hämäläinen 2008a).

LifeVuoksi-hankkeessa (Tolonen ym. 2003) pyrittiin kehittämään litoraalipohjaeläinten käyttöä Suomen järvien tilanarvioinnissa sekä löytämään mahdollisimman kustannustehokkaita keinoja näytteiden keruuseen ja käsittelyyn. Tolosen ja Hämäläisen (2010) tutkimuksessa erilaiset näytteenottomenetelmät todettiin valikoiviksi, eikä eri menetelmiin perustuvia tuloksia voi näin ollen luotettavasti vertailla keskenään. Litoraalin kivikkohabitaatin näytteenotto potkuhaavilla todettiin kustannustehokkaimmaksi sekä parhaaksi menetelmäksi ihmistoiminnan aiheuttaman tilamuutoksen selvittämiseksi. Nykyisin käytössä on ympäristöhallinnon ohjeen mukainen (Aroviita ym. 2012, Meissner ym. 2012), standardoitu (SFS-EN 28265 tai SFS 5077) potkuhaavimenetelmä, jossa järvien kivikkorannoilta otetaan kuusi näytettä jokaisesta järvestä kolmesta paikasta, kaksi näytettä kustakin. Näytteet otetaan potkuhaavilla yhden metrin matkalta 20 sekunnin ajan pohjaa potkien ja samalla pohjan yläpuolelta haavien. Näytteenottosyvyyden on noin 0,4 metriä.

Pohjaeläimistön tilaa arvioitaessa on myös tärkeää huomioida ajallisen vaihtelun merkitys ja keskittää näytteenotto tietylle ajanjaksolle, jotta yhtenäisyys ja vertailukelpoisuus säilyvät (Linke ym. 1999). Suomessa näytteenotto tapahtuu syksyllä (syys-lokakuussa), jotta pääosa litoraalin pohjaeläinten toukkavaiheista olisi riittävän suuria määrityksen onnistumiseksi (Meissner ym. 2012).

## 2.2. Pohjaeläimistön tilaan vaikuttavat tekijät

Vesistöihin vaikuttavat ihmisten aiheuttamat hydrologis-morfologiset muutokset (Miler ym. 2013), joista merkittävimpana voidaan pitää rantavyöhykkeen habitaattimuutoksia (McGoff & Sandin 2012). Yksi tärkeimmistä tällaisista muutoksista on vedenpinnan korkeuden säätely, joka vaikuttaa vesiekosysteemiin ja sen toimintaan (Coops ym. 2006). Vedenkorkeuden vaihtelut vaikuttavat järven eri eliöryhmiin, joista litoraalipohjaeläimiin erityisen voimakkaasti (Baumgärtner ym. 2008, Aroviita & Hämäläinen 2008a, White ym. 2010, Sutela ym. 2013).

Suomessa tehdyssä tutkimuksessa (Aroviita & Hämäläinen 2008a, b), jossa säännöstelyjä järviä vertailtiin samankaltaisiin säännöstelemättömiin järviin, suuri vedenpinnan vaihtelu (>3m) vähensi kivikkorantojen taksonien määrää vertailujärvien keskimäärin 36 taksonista 24 taksoniin. Erityisesti pitkän elinkierron omaavat lajit kärsivät vedenpinnan korkeuden vuosittaisista vaihteluista. Merkittävimmät taksonikoostumukseen vaikuttavat fyysiset tekijät borealisissa järvissä ovat rantojen jäätyminen ja sedimentin huuhtoutuminen (Aroviita & Hämäläinen 2008a, b). Vedenpinnan korkeuden vaihdella voimakkaasti, voi litoraalin pohjaeläinyhteisöjen rakenne ja runsaus muuttua, joka puolestaan vaikuttaa ravintoverkkoon ja energian siirtymiseen litoraalista ulapalle (Furey ym. 2006).

Toinen merkittävä ihmistoiminnan aiheuttama muutos järvissä on rehevöityminen. Rehevöitymisen vaikutukset pohjaeläimistöön kohdistuvat pääosin syvänteiden pohjaeläimiin tai ainakin nämä muutokset tunnetaan paremmin kuin muutokset rantavyöhykkeen pohjaeläimistössä (Wiederholm 1980, Jyväsjärvi ym. 2014). Fosforikuorman lisääntymisen seuraukset voivat kuitenkin vaikuttaa myös järvien rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen koostumukseen (Tolonen ym. 2001, Brauns ym. 2007b, Tolonen & Hämäläinen 2010). Vaikutukset saattavat myös erota eri pohjanlaatu-tyypeillä. Braunsin ym. (2007b) tutkimuksessa lisääntyneestä ravinnekuormasta johtuvan fosforipitoisuuden kasvun merkitys näytti olevan vähäinen kivikko- ja kasvillisuuspohjilla, mutta hiekkapohjalla ravinnepitoisuudella oli enemmän



merkitystä taksonikoostumukseen. Tolosen ym. (2001) ja Tolosen & Hämäläisen (2010) tutkimuksissa rehevöitymisen vaikutukset olivat puolestaan selkeimmät kivikkopohjalla. Myös Irlannissa tehdyssä tutkimuksessa (Donohue ym. 2009) kivikkopohjan pohjaeläinnäytteistä laskettu ekologinen laatusuhde ja veden fosforipitoisuus korreloivat negatiivisesti keskenään. Rehevöitymisen on myös havaittu heikentävän kivikkolitoraalin pohjaeläinyhteisöjen monimuotoisuutta (Brodersen ym. 1998, Tolonen & Hämäläinen 2010).

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

#### 3.1. Tutkimusjärvet

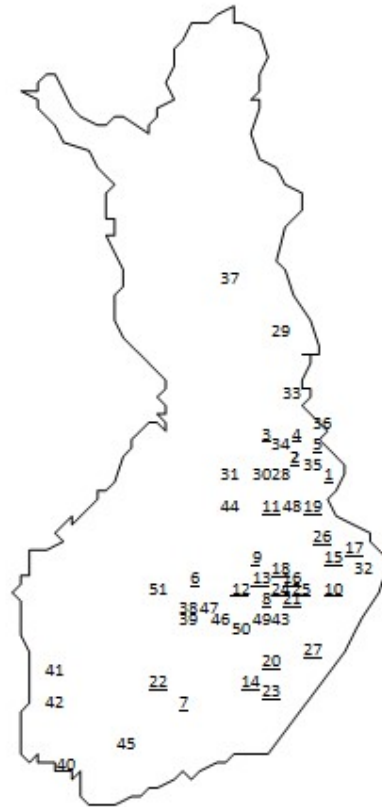
Tähän työhön valittiin yhteensä 51 tutkimusjärveä, joista 24 on eriasteisen ihmistoiminnan vaikutuksen alaisia ja 27 vertailujärviä (Kuva 1). Muutettuihin järviin kohdistuva ihmistoiminta on joko vedenkorkeuden säännöstely (N = 11) tai maa- (N = 7) tai metsätalouden (N = 4) ravinnekuormitus. Näiden lisäksi mukana oli kaksi järveä (Jyväsjärvi ja Sääksjärvi), joita ei voitu jakaa selkeästi maa- ja metsätalouden kuormittamiin tai säännösteltyihin järviin. Näihin kahteen järveen kohdistuvat ympäristöpaineet olivat rantojen rakentamisesta johtuneet morfologiset muutokset ja yhdyskuntien aiheuttamat ravinnepestöt.

Säännöstellyiksi järviksi valittiin sellaisia järviä, joiden vedenpinnan korkeutta säädellään keinotekoisesti vesivoiman tuotantoa varten. Tutkimusjärvien säännöstelykorkeudet vaihtelivat välillä 1,19–6,75 metriä ja järvet olivat samat kuin Aroviidan & Hämäläisen (2008a, b) tutkimuksessa.

Ravinnekuormitetuista järvistä pääosa kuuluu ympäristöhallinnon MaaMet-seurantaohjelmaan (Aroviita ym. 2014). Kriteereinä seurantaohjelmaan mukaan ottamiseksi olivat vähäinen pistekuormitus, maatalouden suuri historiallinen merkitys ja peltojen suuri osuus valuma-alueesta. Tutkimukseni järvissä maatalouskäytössä olevan valuma-alueen osuus oli 12–32 %. Järvissä on myös levähaittoja ja toistuvia happikatoja. Metsätalouden kuormittamien järvien valuma-alueita luonnehtii turvemaiden runsas ojitus ja talousmetsien suuri osuus pinta-alasta. Maatalouden kuormitus on näissä järvissä vähäinen.

Vertailujärviksi valittiin sellaisia järviä, joissa ihmistoiminnan vaikutukset ovat vähäisiä eli järvet olivat luonnontilassa tai lähellä sitä.

Järvet sijaitsivat eri puolilla Suomea painottuen säännösteltyjen järvien osalta Lappiin ja Kainuuseen ja rehevöityneiden järvien osalta Etelä- ja Keski-Suomeen (Kuva 1). Järvet on tyypitelty Suomen kansallisen järjestelmän mukaan (Vuori ym. 2006). Säännöstellyt järvet ovat joko keskisuuria (Kh) tai suuria (Sh) humusjärviä (Liite 2). Ravinnekuormitetut järvet olivat pieniä (Ph) ja keskisuuria (Kh) humusjärviä, matalia vähähumuksisia (MVh), vähähumuksisia (Vh), runsashumuksisia (Rh), matalia runsashumuksisia (MRh) järviä sekä runsasravinteisia (Rr) järviä (Liite 3). Runsasravinteisen järvityypin järvet yhdistettiin myöhempää analyysiä varten toiseen järvityyppiryhmään sijainnin, pinta-alan, luontaisen humuksisuuden ja keskisyvyyden perusteella (Taulukko 1, Liite 3) (Aroviita ym. 2012). Vertailujärvet olivat pieniä (Ph) ja keskisuuria (Kh) tai suuria (Sh) humusjärviä, suuria vähähumuksisia (SVh) järviä ja matalia runsashumuksisia (MRh) järviä (Liite 1).



Kuva 1. Tutkimusjärvien maantieteellinen sijainti. Järvet on numeroitu juoksevassa järjestyksessä (Liitteet 1–3). Vertailujärvet on alleviivattu.

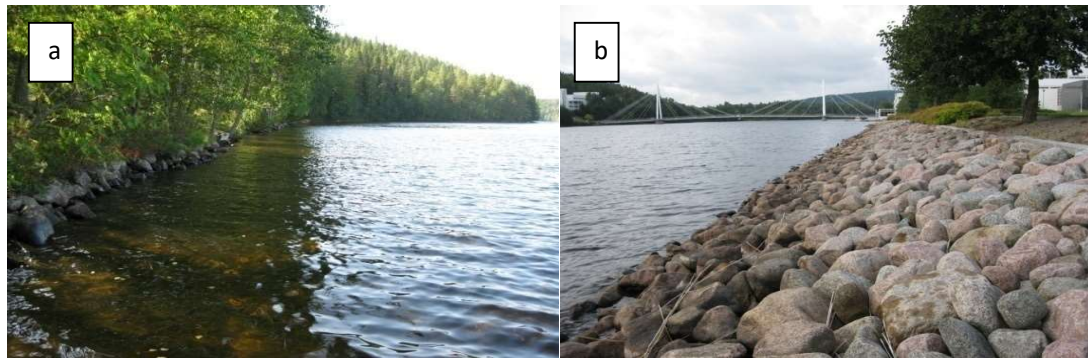
### 3.2. Ympäristötiedot

Jokaisesta tutkittavasta järvestä kerättiin vedenlaatu- ja tyypittelytiedot sekä muut tarvittavat hydrologis-morfologiset tiedot ympäristöhallinnon Hertta-tietokannasta (Liitteet 1–6). Järvien valuma-alueiden ympäristötiedot saatiin ympäristöhallinnon keräämästä maankäytön Corine Land Cover 2006 – aineistosta. Vedenlaatutiedot poimittiin sekä vertailujärviltä että ihmistoiminnan vaikutuksen alaisilta järviltä syys-lokakuulta pohjaeläinnäytteiden keruuvuodelta, tai mikäli kyseiseltä vuodelta ei ollut tietoja, mahdollisimman läheltä sitä. Osasta vertailujärvistä puuttuivat tiedot talvialenemasta. Näissä tapauksissa arvona käytettiin aikaisemman tutkimuksen (Keto & Marttunen 2003) 107 vertailujärven talvialenemien keskiarvoa. Säännöstelyn voimakkuuden mittana käytettiin vedenpinnan talvialenemaa, koska sen on todettu parhaiten selittävän vaikutusta litoraalipohjaeläimistöön (Aroviita & Hämäläinen 2008a). Ravinnekuormitetuissa järvissä ihmistoiminnan vaikutuksen voimakkuutta mitattiin valuma-alueiden pelto- ja metsätalousmaan osuudella ja rehevöitymistä siihen liittyvillä vedenlaatumuuttujilla (kokonaisfosfori, kokonaistyyppi, klorofylli-a pitoisuus, sameus, näkösyvyys ja happipitoisuus). Näitä tarkasteltiin mahdollisina tilavaihtelua selittävinä tekijöinä ja niille pyrittiin arvioimaan kriittinen, hyvän tilan saavuttamisen vaarantava taso.

### 3.3. Pohjaeläinaineisto

Tutkimusta varten otettiin syksyllä 2009 pohjaeläinnäytteet 14 järvestä ja 37 muulle järvelle hyödynnettiin olemassa olevaa pohjaeläinaineistoa (Liitteet 7–9). Pohjaeläinnäytteet kerättiin Suomessa nykyisin käytössä olevalla ympäristöhallinnon

ohjeen mukaisella (Aroviita ym. 2012, Meissner ym. 2012), standardoidulla (SFS-EN 28265 tai SFS 5077) potkuhaavimenetelmällä kivikkorannoilta ja näytteitä otettiin jokaisesta järvestä kolmesta paikasta, kaksi näytettä kustakin. Näytepaikoiksi valittiin sellaiset toisistaan erilliset paikat, joiden katsottiin parhaiten kuvastavan koko järveä (Kuva 2a, b). Näytteet otettiin potkuhaavilla 1 metrin matkalta 20 sekunnin ajan pohjaa potkien ja samalla pohjan yläpuolelta haavien. Näytteenottosyvyys oli noin 0,4 metriä. Kaikki näytteet kerättiin syys-lokakuun aikana 2002–2009. Näytteiden otosta huolehtivat pääsääntöisesti alueelliset ympäristökeskukset. Säännösteltyjen järvien pohjaeläinaineistot oli kerätty vuosina 2002–2004 (Aroviita & Hämäläinen 2008a, b). Osallistuin itse kuuden järven näytteenottoon Keski- ja Lounais-Suomen alueilla Suomen ympäristökeskuksen ja Lounais-Suomen ympäristökeskuksen maastoryhmien kanssa. Näytteet säilöttiin kentällä noin 80 % etanoliin ja eläimet poimittiin niistä laboratorioissa vaalealta alustalta. Näytteiden yksilöt määritettiin mahdollisuuksien mukaan lajitasolle ja niiden lukumäärät laskettiin (Liitteet 7–9). Surviaissääsket (Chironomidae), harvasukasmadot (Oligochaeta) ja vesipunkit (Hydracarina) jätettiin heimo- tai lahkotasolle.



Kuva 2. Esimerkki näytteenottoa) vertailujärvessä (Iso-Jurvo) ja b) rakenteellisesti muuttetussa järvestä (Jyväsjärvi).

Ennen tilastollista analysointia pohjaeläinaineisto yhdenmukaistettiin vertailukelpoiseksi. Mikäli tutkittavasta järvestä oli enemmän kuin kuusi näytettä, arvottiin kuusi näytettä mahdollisuuksien mukaan osittaen niin, että saatiin 2 näytettä 3 paikasta. Tämän jälkeen aineistot yhdenmukaistettiin tilaluokituksessa noudatetun taksonomisen erottelun mukaisiksi. Esimerkiksi osa lajitason määrityksistä palautettiin sukutasolle.

### 3.4. Tilastolliset menetelmät

Kaikille järville laskettiin pohjaeläinperusteinen ekologinen laatusuhde ELS ympäristöhallinnon käytössä olevan järjestelmän mukaisesti käyttäen muuttujina tyyppiominaisten taksonien esiintymistä (TT) ja prosentista mallinkaltaisuutta (PMA) (Aroviita ym. 2012). Vertailujärvijoukko, johon vertailuarvot perustuvat, sisältää myös tässä tutkimuksessa olevia vertailujärviä. Koska joistakin järvityypeistä on ollut hyvin niukasti vertailuaineistoa, on vertailuarvot päädytty muodostamaan lähekkäisten tyyppien ryhmille (Taulukko 1). Osassa järvityypiryhmiäkin on vertailujärviä hyvin vähän, (esimerkiksi ryhmässä SVh, Sh, Kh N = 6), mikä on todettu puutteena myös ympäristöhallinnon ohjeistuksessa.

Tyyppiominaisten taksonien (TT) muuttujan arvo laskettiin:

$$ELS = O / E,$$

missä O on havaittu ja E odotettu tyyppiominaisten taksonien ( $p \geq 0,4$ ) lukumäärä. E kussakin tyyppissä on  $p_t$ -arvon ylittävien arvojen summa, mikä on sama kuin tyyppilajien keskimääräinen lukumäärä tyyppin vertailujärvissä (Aroviita ym. 2012).

Toisena muuttujana laskettiin prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) (Novak & Bode 1992), joka mittaa eroavatko taksonien runsaussuhteet arvioitavan järven ja vertailujärvijoukon kesken. Vertailuyhteisössä kunkin taksonin osuus on vertailujärvijoukon keskiarvo. PMA lasketaan kaavalla:

$$PMA = 100 - 0,5 \sum ai - bi = \sum \min(ai, bi)$$

missä a on kunkin taksonin (i) suhteellinen osuus arvioitavassa järvessä ja b odotettu osuus, eli osuuden keskiarvo vertailujärvissä. PMA:n vertailuarvo lasketaan tyyppikohtaisesti vertailujärvien PMA-arvojen keskiarvona. Saaduista tyyppiominaisten taksonien (TT) ja prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA) ELS- arvoista lasketaan järvikohtainen keskiarvo. Ennen keskiarvon laskemista ekologisen laatusuhteen arvot lineaariskaalataan niin, että vertailuarvo saa arvon 1, erinomaisen ja hyvän tilan raja asetetaan arvoon 0,8, hyvän ja tyydyttävän tilan raja arvoon 0,6, tyydyttävän ja välttävän tilan raja arvoon 0,4 ja välttävän ja huonon tilan raja arvoon 0,2. Huonon tilan alaraja on 0.

Skaalattu ELS laskettiin valitsemalla taulukosta ensin se järviryhmä, johon tutkittava järvi kuuluu. Kullekin ryhmälle kunkin muuttujan erinomaisen ja hyvän tilan (E/Hy) luokkaraja on vertailuarvojakauman alakvartaali (25. prosenttipiste) ja muut luokkarajat on asetettu tasavälein tämän ja arvon 0 välille. Muuttujan (TT tai PMA) arvo asetettiin havaitun arvon (O) mukaan luokkarajojen väliin ja skaalattu ELS-arvo laskettiin seuraavasti:

$$ELS = \text{skaalattuluokan alaraja} + (O - \text{alaraja}) / (\text{yläraja} - \text{alaraja}) \cdot 0,2$$

missä skaalattu alaraja on tasavälistä luokitusta vastaava arvo (0, 0,2, 0,4, 0,6 tai 0,8) ja ala- ja yläraja muuttujakohtainen kyseisen luokan alaraja (Taulukko 1).

Taulukko 1. Järvien kivikkorantojen pohjaeläimistön tilan luokittelun vertailuarvot (VA) ja luokkarajat kahdelle käytettävälle muuttujalle (TT ja PMA) (Aroviita ym. 2012).

Järviryhmä	TT					PMA				
	VA	E/Hy	Hy/T	T/Hu	V/Hu	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
SVh,Sh,Kh (P)	23,50	22,25	16,69	11,13	5,56	0,701	0,689	0,517	0,345	0,172
SVh,Sh(E)	28,57	27,00	20,25	13,50	6,75	0,449	0,417	0,313	0,209	0,104
Ph,Kh	26,42	20,75	15,56	10,38	5,19	0,591	0,531	0,398	0,266	0,133
Rh,MRh,Mh	18,63	17,50	13,13	8,75	4,38	0,566	0,535	0,401	0,268	0,134
Vh,MVh	24,00	22,50	16,88	11,25	5,63	0,638	0,621	0,466	0,310	0,155

Esimerkiksi järviryhmään Ph, Kh kuuluneen Jyväsjärven tyyppiominaisten taksonien lukumäärä oli 22, jolloin se sijoittui vertailuarvon VA (26,42) ja E/Hy (20,75) väliin osoittaen erinomaista tilaa. Saman järven prosenttinen mallinkaltaisuuden muuttujan arvo oli 0,475, sijoittuen luokkarajojen E/Hy (0,531) ja HyT (0,398) väliin vastaten ja hyvää tilaa. Tällöin skaalattu TT-muuttujan

$$ELS = 0,8 + (22 - 20,75) / (26,42 - 20,75) \cdot 0,2 = 0,84$$

ja PMA:n

$$ELS = 0,6 + (0,475 - 0,398) / (0,531 - 0,398) \cdot 0,2 = 0,72$$

Skaalatuista arvoista lasketaan keskiarvo, joka on ELS järven rantavyöhykkeen pohjaeläimistölle. Esimerkiksi Jyväsjärven ELS = 0,78, joka vastaa pohjaeläimistön hyvää tilaa.

Ekologisten laatusuhteiden yhteyttä ympäristömuuttujiin tarkasteltiin erikseen säännöstellyille ja rehevöityneille järville omina järvijoukkoinaan siten, että vertailujärvet olivat mukana yhtenä ryhmänä molemmille. Rehevöityneet järvet jaettiin vielä keskenään maatalouden kuormittamiin ja metsätalouden kuormittamiin järviin. Laskettuja ekologisen laatusuhteen arvoja verrattiin ympäristö- ja vedenlaatutietoihin sirontakuvioiden ja Pearsonin korrelaatioanalyysien avulla.

Regressioanalyysien avulla pyrittiin arvioimaan järvien ympäristöpaine- ja vedenlaatutekijöille (x) sellainen taso, jonka ylityttyä (tai alituttua näkösyvyyden osalta) hyvä ekologinen tila keskimäärin vaarantuu. Regressioyhtälöstä  $ELS = f(x)$  ratkaistiin se muuttujan (x) arvo, jolla ELS saa arvon 0,6. Mikäli lineaarinen regressio ei soveltunut kuvaamaan aineistoa, kokeiltiin myös eksponentiaalista tai logaritmistä mallia. Toisena vaihtoehtona aineistosta todettiin varovaisuusperiaatteen mukaisesti pienin ihmisvaikutukseen liittyvän tekijän arvo (tai suurin näkösyvyydelle), jossa hyvää huonompi tila oli havaittu ja kolmantena, konservatiivisena vaihtoehtona suurin (näkösyvyyden pienin) arvo, jossa hyvä tila vielä saavutettiin eli arvo, jonka jälkeen kaikki arvot ovat hyvää huonompia. Näiden kolmen arvon avulla pyrittiin arvioimaan kriittiset tasot tai rajat, mikäli sellaisia voitiin aineistosta osoittaa, joiden välillä voidaan olettaa hyvän ekologisen tilan olevan uhattuna.

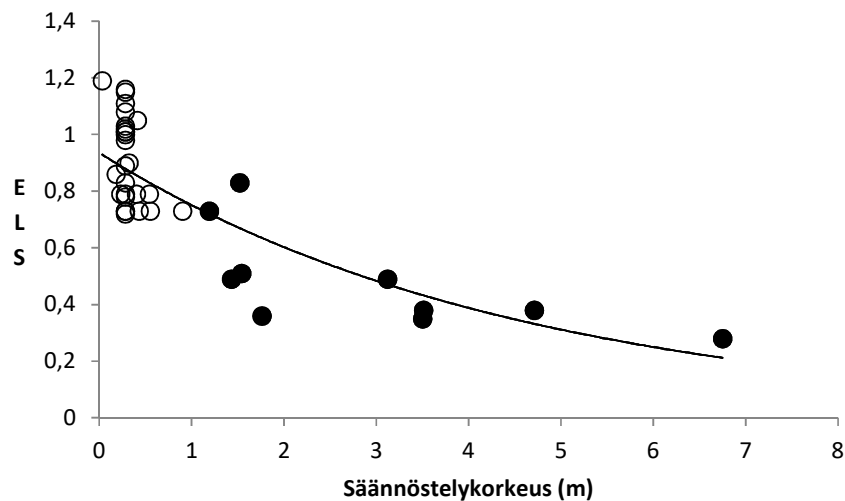
## 4. TULOKSET

### 4.1. Säännöstellyt järvet

Ekologisella laatusuhteella oli merkitsevä negatiivinen yhteys säännöstelykorkeuteen (Taulukko 2, Kuva 3). Sovitetun eksponentiaalisen regressiomallin (Taulukko 3, Kuva 3) mukaan säännöstelykorkeuden ylittäessä 2 m oli tutkittavien järvien ekologinen tila keskimäärin hyvää huonompi. Säännöstelykorkeuden ylittäessä ~ 1,5 m oli ekologinen tila aina hyvää heikompi ja alin taso, jossa hyvää tilaa ei vielä alitettu, oli säännöstelykorkeudessa 1,43 m (Taulukko 3).

Taulukko 2. Pohjaeläinperusteisen ekologisen laatusuhteen ja ihmistoimintaan liittyvien ympäristötekijöiden väliset Pearsonin korrelaatiot (r) ja niiden merkitsevyysasteet (p) säännöstellyissä sekä maa- ja metsätalouden kuormittamissa järvissä.

Ympäristömuuttuja	Säännösteltyt		Maatalouden kuormittamat		Metsätalouden kuormittamat	
	r	p	r	p	r	p
Klorofylli-a (Chl-a)	-0,24	0,141	-0,67	<0,001	-0,14	0,541
Kokonaisfosfori (TotP)	-0,14	0,403	-0,65	0,001	-0,23	0,213
Kokonaistyyppi(TotN)	0,09	0,581	-0,56	<0,001	0,01	0,962
Pelto- %	-	-	-0,66	<0,001	0,209	0,104
Näkösyvyys	-0,03	0,852	0,53	0,001	0,25	0,170
Säännöstelykorkeus	-0,78	<0,001	-	-	-	-
Sameus	-0,02	0,928	-0,57	<0,001	0,09	0,625



Kuva 3. Rantavyöhykkeen pohjaeläinperusteisen ekologisen laatusuhteen yhteys säännöstelykorkeuteen vertailu- (○) ja säännöstelyjen järvien (●) joukossa.

#### 4.2. Maatalouden kuormittamat järvet

Rehevöityneet järvet sijoittuvat selkeästi erilleen vertailujärvistä ja vertailujärvissä peltoprosentti oli yhtä järveä lukuun ottamatta (Lammin Pääjärvi) pieni (Liite 1). ELS korreloi negatiivisesti peltoprosentin kanssa (Taulukko 2, Kuva 4a) ja järvet olivat keskimäärin hyvää huonommassa tilassa peltoprosentin ollessa alle 21 ja varovaisuusperiaatetta noudatettaessa 12 (Taulukko 3).

Taulukko 3. Säännösteltyjen ja maatalouden kuormittamien järvien ympäristöpaineiden arvioidut kriittiset tasot, jossa hyvä ekologinen tila ( $ELS \geq 0,6$ ) keskimäärin vaarantuu, varovaisuusperiaatteen mukainen alin taso jossa havaittu ELS oli  $< 0,6$  ja taso jossa havaittu ELS oli aina  $< 0,6$ .

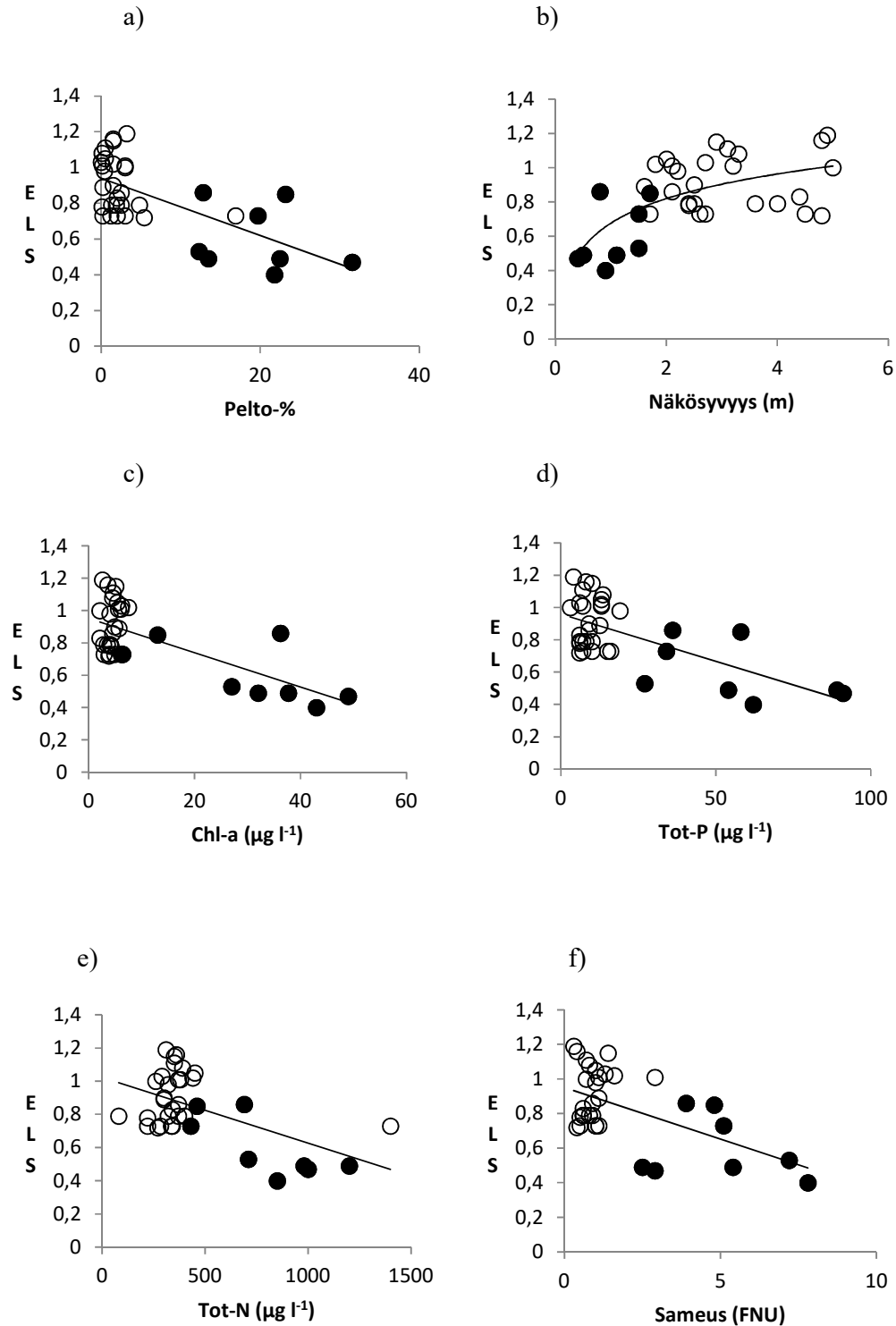
Ympäristöpaine	Regressiokaava	Kriittinen taso keskimäärin	Varovaisuusperiaatteen mukainen alin taso	Taso, jonka jälkeen ELS aina $< 0,6$
Säännöstelykorkeus	$y = 0,935e^{-0,22x}$	2,02 m	1,43 m	1,52 m
Pelto- %	$y = -0,010x + 0,813$	21 %	12 %	23 %
Näkösyyvyys	$y = 0,206\ln(x) + 0,676$	0,67 m	1,5 m	0,8 m
Klorofylli-a	$y = -0,010x + 0,950$	35 $\mu\text{g L}^{-1}$	27 $\mu\text{g L}^{-1}$	36 $\mu\text{g L}^{-1}$
Kokonaisfosfori	$y = -0,005x + 0,958$	71 $\mu\text{g L}^{-1}$	27 $\mu\text{g L}^{-1}$	58 $\mu\text{g L}^{-1}$
Kokonaistyyppi	$y = -0,000x + 1,022$	1022 $\mu\text{g L}^{-1}$	710 $\mu\text{g L}^{-1}$	690 $\mu\text{g L}^{-1}$
Sameus	$y = -0,059x + 0,949$	5,9 FNU	2,5 FNU	5,41 FNU

Kuormitetut järvet sijoittuvat myös näkösyvyyden osalta selkeästi omaan ryhmäänsä. ELS korreloi positiivisesti näkösyvyyden kanssa (Taulukko 2, Kuva 4b). Näkösyvyyden alittaessa 0,67 cm, ovat maatalouden kuormittamat järvet keskimäärin hyvää huonommassa tilassa, mutta varovaisuusperiaatteen mukaisesti jo alle 1,5 metrin näkösyvyksillä voidaan olettaa järvien tilan heikentyneen (Taulukko 3, Kuva 4b). ELSin riippuvuutta näkösyvyydestä kuvaava käyrä on logaritminen ja alkaa laskea selkeästi noin 2 metrin näkösyvyyden jälkeen.

Klorofylli-a:n pitoisuuksia tarkasteltaessa ympäristöpaineen alaiset järvet sijoittuvat selkeästi erilleen vertailujärvistä ja maatalouden kuormittamissa järvissä korrelaatio ELS:n ja klorofylli-a:n pitoisuuden välillä oli tutkituista muuttujista voimakkain (Taulukko 2, Kuva 4c). Tulosten perusteella järvien ekologinen tila on keskimäärin hyvää huonompi, mikäli klorofylli-a:n pitoisuus ylittää 35  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja varovaisuusperiaatteen mukaisesti 27  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Taulukko 3, Kuva 4c).

ELS korreloi negatiivisesti kokonaisfosforin ja typen kanssa ja rehevöityneet järvet sijoittuivat melko selkeästi erilleen vertailujärvistä (Taulukko 2, Kuvat 4d ja e). Järvet olivat keskimäärin hyvää huonommassa tilassa kokonaisfosforipitoisuuden ylittäessä 71  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja kokonaistypen pitoisuuden ylittäessä 1022  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Varovaisuusperiaatteen mukainen taso oli kokonaisfosforin osalta 27  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja kokonaistypen osalta 710  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Yhden vertailujärven (Lammin Pääjärvi) korkeat tyypipitoisuudet olivat poikkeus ja muutoin ympäristöpaineen alaisissa järvissä oli selkeästi kohonneet pitoisuudet verrattuna vertailujärviin. Mikäli järven poistaa analyysistä, taso, jossa hyvä tila keskimäärin vaarantuu, on noin 900  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

Sameusarvot olivat kuormitetuissa järvissä suurempia kuin vertailujärvissä ja ekologisen laatusuhteen ja sameuden välillä oli selkeä korrelaatio (Taulukko 2, Kuva 4f). Sameuden ylittäessä 5,9 FNU oli järvien tila keskimäärin hyvää huonompi ja varovaisuusperiaatteen mukaan jo 2,5 FNU:n pitoisuuksissa voidaan olettaa hyvän tilan olevan vaarantunut (Taulukko 3).

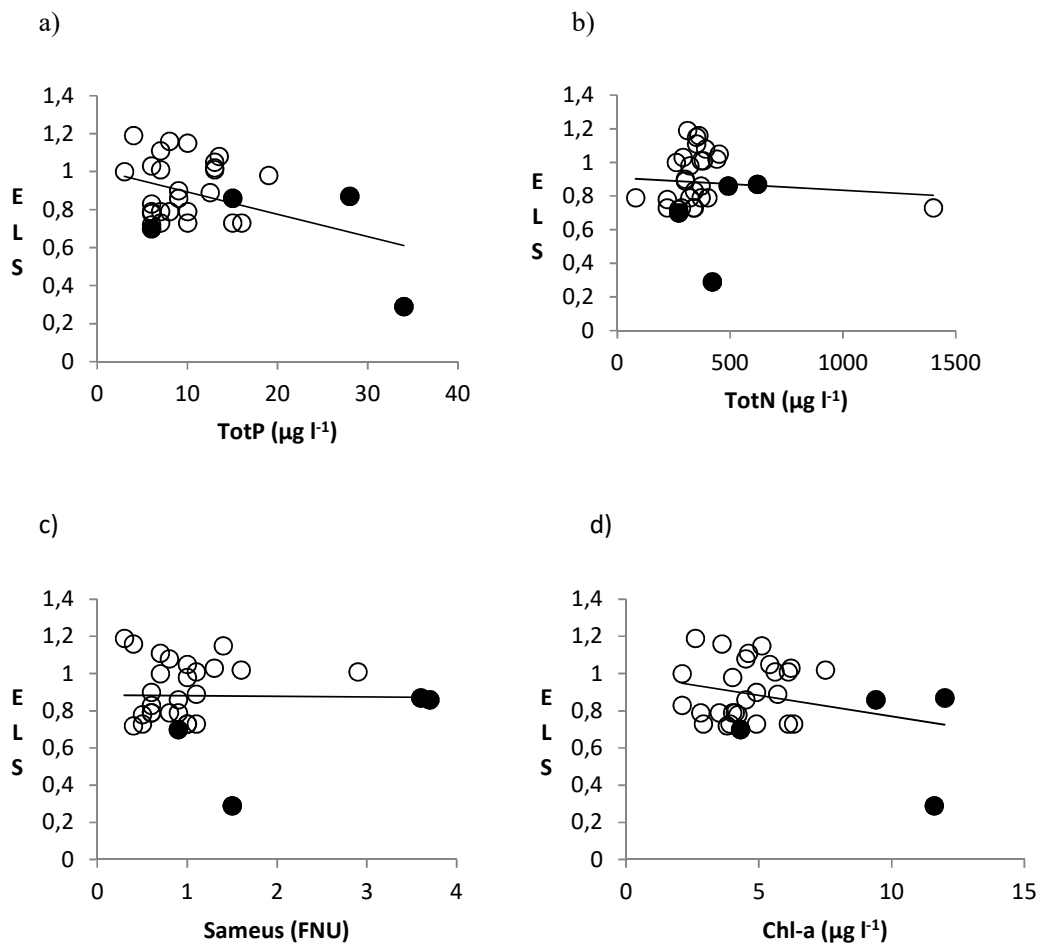


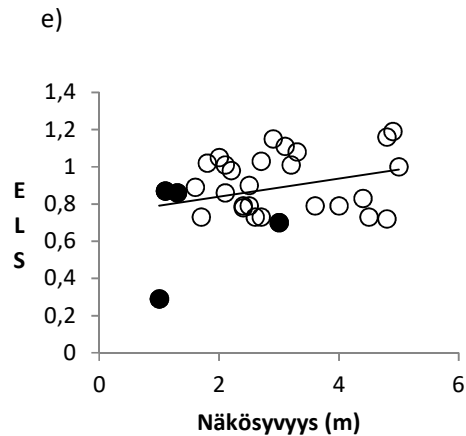
Kuva 4. Rantavyöhykkeen pohjaeläinperusteisen ekologisen laatusuhteen yhteys pelto- %:iin (a), näkösyvyyteen (b), klorofylli-a pitoisuuteen (c), fosforin (d) ja typen kokonaispitoisuuksiin (e) sekä sameuteen (f) maatalouden kuormittamissa järvissä (●) ja vertailujärvissä (○).



### 4.3. Metsätalouden kuormittamat järvet

Metsätalouden kuormittamissa järvissä ei löytynyt selkeitä yhteyksiä ympäristöpaineen ja ELS:n välillä (Taulukko 2, Kuva 5). Pohjaeläinperusteiset ekologiset laatusuhteet vastasivat yhtä järveä lukuun ottamatta hyvää (Kuohatti ELS = 0,7) tai jopa erinomaista (Laavus ELS = 0,87, Ruovedenselkä ELS = 0,86) tilaa. Yksi tutkituista järvistä (Iso Kivijärvi) oli hyvää huonommassa tilassa (ELS = 0,27). Myös klorofylli-a:n pitoisuus ( $11,6 \mu\text{g l}^{-1}$ ) oli Iso Kivijärvessä selkeästi suurempi kuin vertailujärvissä keskimäärin ( $4,5 \mu\text{g l}^{-1}$ ).





Kuva 5. Rantavyöhykkeen pohjaeläinperusteisen ekologisen laatusuhteen yhteys fosforin (a) ja typen (b) kokonaispitoisuuksiin, sameuteen (c), klorofylli-a:n pitoisuuksiin (d) ja näkösyvyyteen (e) metsätalouden kuormittamissa järvissä (●) ja vertailujärvissä (○).

#### 4.4. Muu tilaa heikentävä toiminta

Niiden kahden järven (Jyväsjärvi ja Sääksjärvi), joiden ympäristöpaineena oli rantojen rakentaminen tai asutus, pohjaeläinperusteinen ekologinen laatusuhde vastasi hyvää tilaa (Liite 5). Veden fosforipitoisuudetkin olivat pienet (Jyväsjärvi  $32 \mu\text{g l}^{-1}$  ja Sääksjärvi  $7 \mu\text{g l}^{-1}$ ), eivätkä muidenkaan vedenlaatutekijöiden arvot poikenneet vertailujärvien vaihtelusta (Liite 4, Liite 6).

## 5. TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1. Säännöstellyt järvet

Säännöstellyissä järvissä oli selkeä negatiivinen yhteys pohjaeläinperusteisen ekologisen laatusuhteen ja säännöstelykorkeuden voimakkuuden välillä ja yhteys oli voimakkaampi kuin muihin ympäristöpaineisiin. Myös aikaisemmissa tutkimuksissa (Aroviita & Hämäläinen 2008a, Sutela ym. 2013, Evtimova & Donohue 2014, 2016) on todettu säännöstelyn vaikuttavan pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen ja monimuotoisuuteen ja koko vesistön rakenteeseen ja toimintaan. Myös suurella luonnollisella vedenpinnan korkeuden vaihtelulla on vaikutusta litoraalin pohjaeläinyhteisöihin (Baumgärtner ym. 2008, White ym. 2010). Pohjan jäätyminen ja sedimenttien huuhtoutuminen ovat todennäköisimpiä syitä tilan heikentymiseen, ja tästä kärsivät erityisesti pitkän elämänkierron lajit (Aroviita & Hämäläinen 2008a, Hoffman ym. 2008). Säännösteltyjen järvien ekologisen tilan seurannan tulisikin keskittyä järvien rantavyöhykkeelle, sillä rantavyöhykkeen eliöstö on erityisen herkkä vedenkorkeuden vaihteluille (Sutela ym. 2013).

Tulosten perusteella voidaan epäillä, että säännöstelykorkeuden ylittäessä noin 2 m hyvä ekologinen tila vaarantuu. Varovaisuusperiaatetta noudatettaessa jo 1,5 m säännöstelykorkeudella hyvän ekologisen tilan voi epäillä vaarantuvan. Seuranta ja arviointia tulisikin tulosten perusteella tehdä jo 1,5–2 metrin säännöstelykorkeuksilla. Sutelan ym. (2013) tutkimuksessa arvioitu säännöstelyn kriittinen raja oli pohjaeläinten osalta hieman suurempi (~3 m). Tämä saattaa osin johtua tutkimuksessa käytettyjen vertailujärvien vähäisemmästä määrästä (N = 6) verrattuna tutkimukseeni (N = 27), tai

siitä, että omassa tutkimuksessani jouduin puutteellisten tietojen vuoksi käyttämään vertailujärvillä talvialenemien laskennallista keskiarvoa, (0,28 m), joka tosin oli hyvin lähellä myös Sutelan ym. (2013) vertailujärvien keskiarvoa (0,32 m). Jotta luonnollisen vaihtelun suuruutta voitaisiin paremmin arvioida, tulisi myös vertailujärviltä olla saatavissa kattavampaa tietoa talvialenemien suuruudesta. Sutelan ym. (2013) tutkimuksessa otettiin yhteensä 9 rinnakkaista pohjaeläinnäytettä nykyisen käytössä olevan standardin (Meissner ym. 2012) mukaisen 6 näytteen sijaan, mikä saattaa myös osaltaan vaikuttaa tuloksiin. Tyypinomaisten taksonien ja prosenttisen mallinkaltaisuuden lisäksi Sutelan ym. (2013) tutkimuksessa laskettiin lisäksi muutoksille herkkien EPT-taksonien suhde, jota tutkimuksessani ei laskettu. Sutelan ym. (2013) tutkimuksessa käytettiin biologisina elementteinä myös kaloja ja vesikasveja, ja mikäli tila määräytyi heikoimman eliöryhmän mukaan, kriittiseksi rajaksi saatiin 1,76 m, joka on hyvin lähellä tässä tutkimuksessa arvioituja arvoja.

## 5.2. Maatalouden kuormittamat järvet

Valuma-alueen maankäyttö viljelyyn ja sen seurauksena kohonneet ravinnepitoisuudet ja muut vedenlaadun muutokset vaikuttivat kivikkolitoraalin pohjaeläimistön koostumukseen ja monimuotoisuuteen. Samanlaisia tuloksia on saatu valuma-alueen ravinteiden huuhtoutumisen vaikutuksista myös suomalaisissa virtavesissä (Turunen ym. 2016), joissa ravinnekuormitus vaikutti negatiivisesti erityisesti pohjaeläimistön yhteisörakenteeseen. Rehevöityneissä maatalouskuormitteisissa järvissä löytyi selkeitä yhteyksiä ELSin ja maankäytön, näkösyvyyden, klorofylli-a:n, ravinnekuormituksen sekä sameuden välillä.

Tutkimuksen perusteella valuma-alueen maatalouden aiheuttama kuormitus voi heikentää rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilan hyvää huonommaksi silloin, kun peltoprosentti on keskimäärin 21 ja varovaisuusperiaatteen mukaan 12. Vaikka joissakin tutkimukseni järvistä suurehko peltoprosentti ei heikentänyt ekologista tilaa (esimerkiksi Pusulanjärvi 23 %, ELS = 0,85), seurantaa ja arviointia tulisi tämän tutkimuksen tulosten perusteella ulottaa järviin, joiden valuma-alueen peltoprosentti on 12–21 % ja tätä suurempi. Ympäristöhallinnon MaaMet-hankkeessa (Aroviita ym. 2014) saatiin hyvin samansuuntainen tulos ja järvien rantavyöhykkeen pohjaeläimistön hyvän tilan arvioitiin vaarantuvan valuma-alueen peltoprosentin ylittäessä 20. Aiemmassa virtavesitutkimuksessa (Koivunen 2015) on todettu, että mikäli valuma-alueen peltoprosentti ylittää 10, pohjaeläimistön tila heikkenee. Koivunen (2015) toteaa, että alle 10 % maatalousmaan osuutta valuma-alueesta, voitaisiin käyttää virtavesissä jopa vertailupaikan kriteerinä. Aineistoon sovitettuna regressiomallin (Taulukko 3, Kuva 4a) perusteella peltoprosentin ollessa 8,7 olivat järvet keskimäärin erinomaisessa tilassa. Tämän perusteella voitaisiin olettaa, että myös järviympäristössä valuma-alueen peltoprosentin ollessa alle 10, järvien rantavyöhykkeen pohjaeläimistö on erinomaisessa tilassa ja tätä tietoa voitaisiin hyödyntää arvioitaessa tulevaisuudessa mahdollisia vertailupaikkoja.

Kuormitetut järvet erottuivat näkösyvyyden ja sameuden osalta selkeästi vertailujärvistä ja ELS:n ja näkösyvyyden sekä sameuden välillä oli selkeä yhteys (Taulukko 2, Kuvat 4a ja f). Sameuden on todettu aiemminkin vaikuttavan pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen (Van de Meutter ym. 2005). Tarkkoja raja-arvoja on aineiston perusteella vaikea asettaa, sillä tuloksiin on vaikuttanut ainakin osittain järvien maantieteellinen sijainti ja luontaiset piirteet. Osa maatalouden kuormittamista järvistä sijaitsee Lounais-Suomessa, jossa savinen maaperä vaikuttaa luontaisesti vesien sameuteen, kun taas osa vertailujärvistä sijaitsee Pohjois-Suomessa ja Kainuussa, jossa vedet

ovat luontaisesti vähemmän sameita. Näkösyvyyden ja sameuden osalta järviyppikohtainen tarkastelu vähentäisi luontaisen vaihtelun suuruutta.

ELS:n ja klorofylli-a:n pitoisuuden välillä oli selkeä yhteys, joten myös klorofylli-a:n pitoisuuksien tarkastelua voisi käyttää hyväksi ennustettaessa rantavyöhykkeen pohjaeläimistön mahdollista tilaa. Klorofylli-a:n pitoisuuden on todettu kuvaavan selkeimmin ravinnepitoisuuksien kasvua vesistössä (Lyche-Sohleim ym. 2013). Klorofylli-a:n kohonnut pitoisuus ei ole ihmistoiminnan aiheuttama paine, johon voi suoraan vaikuttaa, vaan seuraus ihmisen aiheuttamasta ravinnepitoisuuden kasvusta. Koska klorofylli-a:n pitoisuutta kuitenkin mitataan rutiinomaisesti muiden vedenlaatumittausten yhteydessä, voidaan sitä käyttää muiden vedenlaatutietojen tukena. On myös syytä huomata että arvioitu kriittinen pitoisuus koskee pohjaeläinnäytteenoton ajankohtaa kasvukauden jo päätyttyä tai sen lopulla, jolloin klorofylli-a:n pitoisuus on tavallisesti pieni. Myös kasvukauden olosuhteet vaikuttavat pitoisuuksiin. Tämän vuoksi klorofylli-a:n pitoisuudelle arvioituihin raja-arvoihin tulee suhtautua erityisellä varauksella.

Tutkimukseni aineiston perusteella fosforipitoisuuden osalta varovaisuusperiaatteen mukainen taso oli ( $62 \mu\text{g l}^{-1}$ ) ja taso, jossa hyvä tila keskimäärin vaarantuu oli ( $71 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Varovaisuusperiaatteen mukainen taso on lähellä Aroviidan ym. (2014) MaaMet-hankkeen tutkimuksessa arvioitua kriittistä tasoa  $60 \mu\text{g l}^{-1}$ . Irlannissa Freen ym. (2016) tutkimuksessa arvioitiin hyvän tilan vaarantuvan jo fosforipitoisuuden ylittäessä  $30 \mu\text{g l}^{-1}$ . Järvien fosforipitoisuus vaihtelee luontaisesti ja tämä vaihtelu tulisi myös huomioida arvioitaessa kriittisiä tasoja.

Fosforipitoisuuden kasvun vaikutus pohjaeläimiin on usein välillinen pitoisuuden kasvun lisätessä perustuotantoa ja sitä kautta ravinnoksi käytetyn orgaanisen aineksen määrää (Lyche-Solheim ym. 2013). Brodersenin ym. (1998), Donohuen ym. (2009) ja Šidagytyn ym. (2013) tutkimuksissa havaittiin yhteys rantavyöhykkeen pohjaeläimistön monimuotoisuuden ja veden ravinnepitoisuuksien välillä. Whiten & Irvinen (2003) tutkimuksessa todettiin rantavyöhykkeen pohjaeläinnoostumuksen olevan yhteydessä veden ravinnepitoisuuksiin. Tolosen ym. (2001) ja Tolosen ja Hämäläisen (2010) tutkimuksissa todettiin rehevöitymisen vaikutukset selkeimmiksi juuri kivikkolitoraalissa. Whiten & Irvinen (2003) tutkimuksessa todettiin, että vedenlaadulla ja ympäristökijöillä on suurempi merkitys pohjaeläinnoostumukseen kuin pohjanlaadulla ja kritisoitiin Tolosen ym. (2001) tutkimuksen järvien kapeata fosforiskaalaa ( $3\text{--}26 \mu\text{g l}^{-1}$ ). McGoffin & Sandinin (2012) tutkimuksessa fosforiskaala oli suurempi ( $4\text{--}118 \mu\text{g l}^{-1}$ ) ja he arvioivat, että pienemmissä fosforipitoisuuksissa habitaattien merkitys pohjaeläimistön koostumuksen selittäjänä oli suurempi ja tulokset tukevat Tolosen ym. (2001) tutkimuksen tuloksia. Tosin Braunsin ym. (2007a) tutkimuksen mukaan fosforilla ei ollut merkitsevää vaikutusta kivikkohabitaatin pohjaeläinyhteisön koostumukseen. Braunsin tutkimuksessa fosforiskaala oli hyvin laaja ( $14\text{--}366 \mu\text{g l}^{-1}$ ) ja järvet vaihtelivat oligotrofisista hypertrofisiin järviin.

Vaikka ELS:n ja kokonaistypen välillä oli merkitsevä yhteys, kokonaistypen osalta selkeitä raja-arvoja on vaikea asettaa osittain järvien ominaispiirteiden vuoksi. Esimerkiksi Karhijärvi on luontaisesti runsashumuksinen (järviyppi MRh), jolloin myös järven suuri typpipitoisuus ( $1200 \mu\text{g l}^{-1}$ ) on ainakin osittain luontaista.

Osa maatalouden kuormittamista järvistä kuului järviyppiin Rr (runsaravinteiset järvet), jotka yhdistettiin ympäristöhallinnon (Aroviita ym. 2012) ohjeistuksen mukaisesti järviyppiryhmiin laskentaa varten. Järvet olivat luontaisesti ravinteikkaampia ja niiden tila oli muutkin luokittelutekijät mukaan luettuna hyvää huonompi. Vertailuaineistossa ei kuitenkaan ollut luontaisesti reheviä järviä, jolloin vertailu luontaisesti karujen ja rehevien

välillä johtaa siihen, että luontaisesti runsasravinteiset järvet luokitellaan harhaisesti heikentyneeseen tilaan vaikka ihmistoiminnan vaikutuksia ei olisikaan. Yleisemmin, koska eri tyyppisiin kuuluvissa järvissä on luontaisesti erisuuret ravinnepitoisuudet (Aroviita ym. 2014) ja osin muutkin veden ominaisuudet, tulee tässä tutkimuksessa arvioituihin raja-arvoihin suhtautua varauksella, ja ne tulisi asettaa järvityyppikohtaisesti, kuten ravinnepitoisuuksien luokkarajoissa on kansallisesti tehty (Vuori ym. 2009, Aroviita ym. 2012). Fosfori- ja typpipitoisuudet ovat luonnostaan suurempia humusjärvissä ja runsasravinteisissa järvissä, joten näiden järvien raja-arvot tarkentuisivat käyttämällä tarkastelussa vain kuhunkin tyyppiin kuuluvaa aineistoa. Tämä kuitenkin edellyttäisi huomattavasti laajempaa, kaikki järvityypit edustavasti kattavaa aineistoa, jotta tyyppikohtainen vaikutusten arviointi olisi mahdollista. Näin voitaisiin perustellusti asettaa jokaiselle järvityypille luokkakohtaiset ravinnepitoisuuksien ja muidenkin ihmisperäiseen häiriöön liittyvien tekijöiden raja-arvot.

### 5.3. Metsätalouden kuormittamat järvet

Vaikka valuma-alueen metsätalouden on havaittu lisäävän ravinnehuuhtoumaa vesistöihin (Mattsson ym. 2006, Kukkonen ym. 2007), ei tässä tutkimuksessa löytynyt metsätalouden vaikutusta veden laatuun, eikä siten myöskään yhteyksiä ekologisen laatusuhteen ja ympäristötekijöiden välillä. Tutkituissa metsätalouden kuormittamissa järvissä oli keskimäärin selkeästi pienemmät ravinnepitoisuudet kuin maatalouden kuormittamissa (esim. fosfori  $56 \mu\text{g l}^{-1}$  ja typpi  $790 \mu\text{g l}^{-1}$  maatalouden kuormittamissa, fosfori  $21 \mu\text{g l}^{-1}$  ja typpi  $450 \mu\text{g l}^{-1}$  metsätalouden kuormittamissa). Myös näkösyvyys oli suurempi ja sameus vähäisempää. Ainakaan tutkimukseni järvissä valuma-alueen metsätaloustyö ei näytä aiheuttavan merkittäviä vaikutuksia järvien litoraali- ja pohjaeläimistöön. Ympäristöhallinnon Hertta-tietokannan mukaan Laavus ja Ruovedenselkä luokitellaan tilaltaan erinomaiseksi kaikki muut luokittelutekijät mukaan luettuna ja myös vedenlaatutiedot kuvastivat hyvää tai erinomaista tilaa kaikissa järvissä omassa järvityypissään. Iso Kivijärvin on muilta luokittelutekijöiltään hyvä tai erinomainen, joten litoraali- ja pohjaeläimistöön tyydyttävä tila voi johtua esimerkiksi ongelmista näytteenotossa. Näytteen yksilömäärä ( $N = 122$ ) ja taksonien lukumäärä ( $N = 7$ ) oli hyvin pieni. Ison Kivijärven veden fosforipitoisuus ( $34 \mu\text{g l}^{-1}$ ) oli tosin selkeästi muita suurempi ja lähellä rajaa ( $60 \mu\text{g l}^{-1}$ ), joka on aiemmin maatalouden kuormittamissa järvissä arvioitu kriittiseksi rajaksi (Aroviita ym. 2014) ja lähellä myös tässä tutkimuksessa maatalouden kuormittamille järville arvioituja kriittisiä rajoja (Taulukko 2). Tutkimuksessa olleiden metsätalouden kuormittamien järvien vähäinen määrä ( $N = 4$ ) heikentää tulosten yleistettävyyttä. Jotta metsätalouden aiheuttamat vaikutukset, mikäli sellaisia on, vesistöjen rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön tilaan voitaisiin selkeämmin osoittaa, tulisi tutkittavan järvi- ja rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön tilaan voitaisiin selkeämmin osoittaa, tulisi myös tästä ympäristöpaineesta olla kvantitatiivista tietoa kuten esimerkiksi hakkuista ja ojituksista.

### 5.4. Muu tilaa heikentävä toiminta

Kahta tutkimusjärveä (Jyväsjärvi ja Sääksjärvi) ei voinut pitää selkeästi maa- tai metsätalouden kuormittamana, eikä niihin kohdistunut vedenpinnan korkeuden säätelyä. Suurin järviin kohdistuva paine oli yhdyskuntarakentaminen ja rantojen keinotekoinen muuttaminen. Esimerkiksi Jyväsjärvestä osa näytteistä otettiin täysin keinotekoiselta kivikkorannalta (Kuva 2). Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö oli kuitenkin molemmissa järvissä hyvässä tilassa (Liite 3), Jyväsjärvessä jopa lähellä erinomaista tilaa, joten rannan morfologinen muuttuneisuus tai yhdyskuntien aiheuttama ympäristöpaine ei ainakaan tutkituissa järvissä vaikuttanut merkittävästi rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen

rakenteeseen. Järvien rantojen keinotekoista muokkaamista pidetään kuitenkin yhtenä tärkeimmistä järvien rantavyöhykkeen ekologiseen tilaan vaikuttavista tekijöistä (esim. Brauns 2007b). Turusen ym. (2016) virtavesiympäristössä tehdyssä tutkimuksessa toisin todettiin, että valuma-alueen hajakuormitus vaikuttaa enemmän pohjaeläimistön yhteisörakenteeseen ja monimuotoisuuteen kuin jokiuoman rakenteelliset muutokset. Jatkossa tarvitaan suurempi tutkittavien järvien joukko, jotta tuloksista voitaisiin tehdä merkittäviä päätelmiä.

## 6. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen perusteella vedenpinnan korkeuden keinotekoisella säätelyllä ja valuma-alueen maatalouskuormituksella on selkeä vaikutus järvien rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilaan. Pohjaeläimistön tilan heikkeneminen oli yhteydessä kasvavaan säännöstelyn voimakkuuteen kevättalvella, peltojen osuuteen valuma-alueesta, ravinnepitoisuuksiin ja sameuteen sekä pienentyneeseen näkösyvyyteen. Mainituille paineille tai niiden seurauksille arvioituja kriittisiä rajoja voitaisiin jatkossa hyödyntää arvioitaessa järvien hyvän ekologisen tilan vaarantumista. Raja-arvojen parempi luotettavuus edellyttäisi luontaisen vaihtelun parempaa huomioimista asettamalla raja-arvot tyyppikohtaisesti. Tämä vaatisi kuitenkin kattavampaa aineistoa kaikista järviyypeistä. Myös metsätalouden ja asutuksen vaikutuspiirissä olevien järvien osalta tarvittaisiin suurempi aineisto, jotta pohjaeläimistön tilan ja näiden maankäyttömuotojen yhteyksiä voitaisiin luotettavasti tarkastella.

## KIITOKSET

Suuri kiitos työni ohjaajille Heikki Hämäläiselle ja Jukka Aroviidalle ohjauksesta, avusta, tuesta ja ennen kaikkea kärsivällisyydestä tässä pitkäksi venähtäneessä projektissa. Kiitos Suomen ympäristökeskukselle saamastani taloudellisesta tuesta työn alkuvaiheessa sekä alueellisille ympäristökeskuksille ja niiden henkilökunnalle, joka suoritti suurimman osan näytteenotoista. Kiitos myös Suomen kalatalous- ja ympäristöinstituutille, jonka tiloja ja välineitä sain käyttää pohjaeläinten määrittämisissä apuna. Kiitos vielä perheelleni, joka kärsivällisesti sietä ahertamistani koneen äärellä.

## KIRJALLISUUS

- Aroviita J. & Hämäläinen H. 2008a. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 45–56.
- Aroviita J. & Hämäläinen H. 2008b. Teoksessa: Keto A., Sutela T., Aroviita J., Tarvainen A., Hämäläinen H., Hellsten S., Vehanen T. & Marttunen M. Säännösteltyjen järvien ekologisen tilan arviointi. *Suomen ympäristö* 41: 29–59.
- Aroviita J., Koskeniemi E., Kotanen J. & Hämäläinen H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environmental Management* 42: 894–906.
- 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 2013–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. *Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 144 s.
- 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.
- Baumgärtner D., Mörtl M. & Rothhaupt K.-O. 2008. Effects of water-depth and water-level fluctuations on the macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance. *Hydrobiologia* 613: 97–107.
- Brauns M., Garcia X.-F., Waltz N. & Pusch M.T. 2007a. Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Limnology* 44: 1138–1144.
- Brauns M., Garcia X.-F., Pusch M.T. & Waltz N. 2007b. Eulittoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states. *Freshwater Biology* 52: 1022–1032.
- Brodersen K.P., Dall P.C. & Lindegaard C. 1998. The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biology* 39: 577–592.
- Coops H., Beklioglu M. & Crisman T.L. 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia* 506–509: 23–27.
- Donohue I., Donohue L.A., Blaithin N.A. & Irvine K. 2009. Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. *Hydrobiologia* 633: 105–122.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Leveque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater



- biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182.
- Euroopan yhteisö. 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Euroopan Yhteisön virallinen lehti* L327: 1–17.
- Euroopan komissio 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*.
- Evtimova V.V. & Donohue I. 2014. Quantifying ecological responses to amplified water level fluctuations in standing waters: an experimental approach. *Journal of Applied Ecology* 51: 1282–1291.
- Evtimova V.V. & Donohue I. 2016. Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology* 61: 251–264.
- Free G., Tierney D., Little R., Kelly F. L., Kennedy, B., Plant C., Trodd W., Wynne C., Caroni R. & Byrne C. 2016. Lake ecological assessment metrics in Ireland: relationships with phosphorus and typology parameters and the implications for setting nutrient standards. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. 166B: 191–204.
- Furey P.C., Nordin R.N. & Mazumder A. 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 19–31.
- Hawkins C.P., Norris R.H., Hogue J.N. & Feminella J.W. 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* 10: 1456–1477.
- Hawkins C.P. 2006. Quantifying biological Integrity by taxonomic completeness: its utility in regional and global assessments. *Ecological Applications* 16: 1277–1294.
- Hoffman H., Lorke A. & Peeters F. 2008. Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. *Hydrobiologia* 613: 85–96.
- Hämäläinen H., Aroviita J., Koskeniemi E., Bonde A. & Kotanen J. 2007. Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. *Länsi-Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 4/2007: 5–50.
- James M.R., Hawes I., Weatherhead M., Stanger C. & Gibbs M. 2000. Carbon flow in the littoral food web of an oligotrophic lake. *Hydrobiologia* 441: 93–106.
- Johnsson R.K. 2000. Spatial congruence between ecoregions and littoral macroinvertebrate assemblages. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 475–486.
- Johnsson R.K. & Goedkoop W. 2002. Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. *Freshwater Biology* 47:1840–1854.
- Jyväsjärvi J., Aroviita J. & Hämäläinen H. 2012. Performance of profundal macroinvertebrate assessment in boreal lakes depends on lake depth. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 91–100.
- Jyväsjärvi J., Aroviita J. & Hämäläinen H. 2014. An extended benthic quality index for assessment of lake profundal macroinvertebrates: addition of indicator taxa by multivariate ordination and weighted averaging. *Freshwater Science* 33: 995–1007.
- Keto A. & Marttunen M. (toim.) 2003. Vesipolitiikan puitteiden rakennetuissa ja säännöstellyissä vesistöissä. Yhteenveto vuosien 2000–2002 tutkimuksista. *Suomen ympäristö* 667: 159–161.
- Koivunen J. 2015. Maankäytön ja muun ihmistoiminnan vaikutukset Länsi-Suomen pienvirtavesien pohjaeläimistön tilaan. *Pro gradu-tutkielma*. Jyväskylän yliopisto. 63 s.

- Kukkonen M., Hassinen A., Holopainen A.-L., Hynynen J., Kekäläinen J., Leppä M., Niinioja R., Nykänen J., Viljanen M. & Luotonen H. 2007. Metsäjärvien tila ja tulevaisuus. *Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 8/2007*. 116 s.
- Linke S., Bailey R.C. & Schwindt J. 1999. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 42: 575–584
- Lyche-Solheim A., Feld C.K., Birk S., Phillips G., Carvalho L., Morabito G., Mische U., Willby N., Søndergaard M., Hellsten S., Kolada A., Mjelde M., Böhmer J., Miler O., Pusch M.T., Argiller C., Jeppesen E., Lauridsen T.L. & Pokane S. 2013. Ecological status of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia* 704: 57–74.
- 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.
- McGoff E. & Sandin L. 2012. Catchment land-use effects on littoral macroinvertebrates in response to local habitat structure and trophic state. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 111–121.
- Meissner K., Aroviita J., Hellsten S., Järvinen M., Karjalainen S.M., Kuoppala M., Mykrä H. & Vuori K.-M. 2012. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen. Suomen ympäristökeskus. [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien\\_tila/Pintavesien\\_tilan\\_seuranta/Biologisten\\_seurantamenetelmien\\_ohjeet](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet). Hakupäivä 8.1.2015.
- Miler O., Prost G., McGoff G., Pilotto F., Donohue L., Jurca T., Solimni A., Sandin L., Irvine K., Aroviita J., Clarke R. & Pusch M.T. 2013. Morphological alterations of lake shores in Europe: a multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 34: 398–410.
- Moog O., Schmidt-Kloiber A., Ofenböck T. & Gerritsen J. 2004. Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU Water Framework Directive? *Hydrobiologia* 516: 21–33.
- Novak M.A. & Bode R.W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 80–85.
- Pilke A. (toim.) 2012. Ohje tyypin määrittämiseksi. [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien\\_tila/Pintavesien\\_tyypittely](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tyypittely). Hakupäivä 19.1.2015
- Rask M., Vuori K.-M., Hämäläinen H., Järvinen M., Hellsten S., Mykrä H., Arvola L., Ruuhijärvi J., Jyväsjärvi J., Kolari I., Olin M., Salonen E. & Valkeajärvi P. 2011. Ecological classification of large lakes in Finland: comparison for classification approaches using multiple quality elements. *Hydrobiologia* 660: 37–47.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 488 s.
- Šidagyte E., Višinskiene G. & Arbačiauskas K. 2013. Macroinvertebrate metrics and their integration for assessing the ecological status and biocontamination of Lithuanian lakes. *Limnologia* 43: 308–318.
- Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnsson R.K. & Norris R.H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16: 1267–1276.
- Sutela T., Aroviita J. & Keto A. 2013. Assessing ecological status of regulated lakes with littoral macrophyte, macroinvertebrate and fish assemblages. *Ecological Indicators* 24: 185–192.

- Tolonen K.T., Hämäläinen H., Holopainen I.J. & Karjalainen J. 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 39–67.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H., Luotonen H. & Kotanen J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 328. 49s.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H. & Vuoristo H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 395: 3–58.
- Tolonen K.T. & Hämäläinen H. 2010. Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along gradient of human disturbance. *Fundamental and Applied Limnology* 176: 43–59.
- Turunen J., Muotka T., Vuori K.-M., Karjalainen S.M., Rääpysjärvi J., Sutela T. & Aroviita J. 2016. Disentangling the responses of boreal stream assemblages to low stressor levels of diffuse pollution and altered channel morphology. *Science of the Total Environment* 544: 954–962.
- USEPA 1972. Clean Water Act.
- Van de Meutter F., Stoks R. & De Meester L. 2005. The effect of turbidity state and microhabitat on macroinvertebrate assemblages: a plot study of six shallow lakes. *Hydrobiologia* 542: 379–390.
- Vander Zanden M.J. & Vadeboncoeur Y. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83: 2152–2161.
- Van Sickle J., Larsen D.P. & Hawkins C.P. 2007. Exclusion of rare taxa affects performance of the O/E index in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 319–331.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 52: 537–547.
- White J. & Irvine K. 2003. The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessments of lakes. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst* 13: 331–351.
- White M.S., Xenopoulos M.A., Metcalfe R. A. & Somers K.M. 2010. On the role of natural water level fluctuation in structuring littoral benthic macroinvertebrate community composition in lakes. *Limnology and Oceanography* 55: 2275–2284.
- Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S.M., Kauppila P., Lax H.-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O.-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. & Westberg V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. *Suomen ympäristö* 807: 3–154.
- Vuori K.-M., Mitikka S. & Vuoristo H (toim.). 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. *Ympäristöhallinnon ohjeita* 3. [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien\\_tila/Pintavesien\\_luokittelu](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_luokittelu). Haettu 3.4.2017.

## LIITTEET

Liite 1. Vertailujärvien ympäristötiedot: sijainti (koordinaatit), järviyyppe, morfometria (pinta-ala ja syvyys) sekä valuma-alueen maatalousmaan osuus kokonaispinta-alasta ja talvialenema (arvioitu keskiarvo kursivoitu).

Järvi	Pohj. YK	Itä YK	Järvi- tyyppi	Pinta- ala (km <sup>2</sup> )	Suurin syvyys (m)	Keski- syvyys (m)	Pelto- % (m)	Talvialenema (m)
1 Änäntijärvi	7152893	3637719	Kh	24,0	41,5	9,1	1,5	0,32
2 Lentua	7129852	3626408	Sh	78,0	48,4	10,4	1,9	0,40
3 Jormasjärvi	7107550	3557067	Kh	20,0	18,5	6,3	0,5	0,41
4 Kellojärvi	7130910	3598817	Kh	22,0	25,2	5,0	3,0	0,43
5 Lammasjärvi	7115785	3627357	Sh	47,0	21,0	4,9	2,0	0,55
6 Iso-Jurvo	6945216	3446059	Vh	2,0	32,0	8,6	0,2	0,28
7 Lammin Pääjärvi	6774145	3399335	Kh	13,4	85,0	15,0	16,9	0,90
8 Harvanen	6933314	3499149	Ph	0,6	7,0	2,4	1,2	0,28
9 Iso-Tervanen	6930813	3497705	Ph	1,0	11,5	3,5	0,14	0,28
10 Pyhäselkä	6931412	3639421	Sh	357,6	67,0	8,8	2,5	0,18
11 Tiilikka	7062585	3563659	Mrh	4,2	8,1	2,4	0,2	0,28
12 Mataroinen	6924796	3492598	Ph	4,5	18,0	4,4	0,5	0,28
13 Myhinjärvi	6932999	3488160	Ph	4,2	43,0	10,3	1,5	0,28
14 Hämeenjärvi	6801157	3514588	Vh	1,3	17,0	4,5	1,3	0,28
15 Pusonjärvi	6991121	3645409	Ph	1,7	20,8	7,3	3,0	0,28
16 Haukijärvi	6993289	3504189	Ph	1,5	58,3	5,8	1,5	0,28
17 Suomunjärvi	7009443	3689467	Kh	6,6	25,0	5,5	0,1	0,28
18 Mehtiö	6929433	3492270	Ph	2,5	48,0	11,3	0,1	0,28
19 Mujejärvi	7077757	3625126	Rh	3,5	20,0	4,5	0,4	0,28
20 Suuri- Vahvanen	6841705	3529216	Ph	1,3	15,0	4,3	2,0	0,28
21 Kivijärvi	6763842	3537665	SVh	62,0	27,0	5,3	2,5	0,23
22 Koverojärvi	6883437	3339188	Ph	1,3	50,0	16,0	5,4	0,28

Järvi	Pohj. YK	Itä YK	Järvi- tyyppi	Pinta- ala (km <sup>2</sup> )	Suurin syvyys (m)	Keski- syvyys (m)	Pelto- %	Talvialenema (m)
23 Kuolimo	6796121	3528099	SVh	79,1	41,0	9,8	3,2	0,03
24 Valkeinen	7001527	3502164	Ph	1,4	11,0	3,3	0,0	0,28
25 Ahveninen Rautakangas	6931739	3495776	Kh	6,3	35,0	6,0	1,5	0,28
26 Pielinen Iso- Ristisaari	7021329	3631013	Sh	847,9	61,0	10,0	4,8	0,54
27 Sylkky Jysmänmäki	6866087	3612677	Vh	1,1	5,0	3,7	3,0	0,28

Liite 2. Säännösteltyjen tutkimusjärvien ympäristötiedot: sijainti (koordinaatit), järviyyppe, morfometria (pinta-ala ja syvyys) sekä säännöstelykorkeuden talvialenema (m).

Kartt nro.	Järvi	Pohj. YK	Itä YK	Järvi- tyyppi	Pinta- ala (km <sup>2</sup> )	Suurin syvyys (m)	Keski- syvyys (m)	Säännöstely- korkeus (m)
28	Iso- Kiimanen	7113290	3579659	Sh	41,2	36,0	7,9	1,43
29	Iijärvi	7158111	3552105	Kh	22,0	22,4	7,1	1,19
30	Nuasjärvi	7410538	3409156	Sh	96,4	37,8	7,3	1,52
31	Oulujärvi	7130769	3510100	Sh	887,1	29,8	8,4	1,54
32	Koitere	6991050	3690238	Sh	164,0	36,9	8,2	1,76
33	Kiantajärvi	7216513	3598596	Sh	187,9	39,9	6,3	3,12
34	Iso-Pyhäntä	7152012	3566608	Kh	11,6	32,0	6,0	3,50
35	Ontojärvi	7115712	3605885	Sh	104,6	21,4	6,1	3,51
36	Vuokkijärvi	7187034	3612204	Sh	51,2	19,8	5,0	4,71
37	Kemijärvi	7391538	3525252	Sh	230,9	21,1	5,2	6,75

Liite 3. Ravinnekuormitettujen tutkimusjärvien ympäristötiedot: sijainti (koordinaatit), ympäristöpaine (Maa = maatalous, Met = Metsätalous, Yhd = yhdyskunta), järviyyppi, morfometria (pinta-ala ja syvyys) sekä valuma-alueen maatalousmaan osuus kokonaispinta-alasta

Kart. nro.	Ymp. paine	Järvi	Pohj. YK	Itä YK	Järvi-tyyppi	Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	Suurin syvyys (m)	Keski-syvyys (m)	Pelto-%
38	Yhd	Jyväsjärvi	6904039	3436092	Ph	3,1	24,0	15,0	6,7
39	Yhd	Sääksjärvi	6897116	3434195	Vh	0,6	16,0	5,6	0,0
40	Maa	Kaks Kerranjärvi	6703933	3236920	Vh	1,6	9,3	6,4	19,7
41	Maa	Karhijärvi	6838937	3260578	MRh	33,3	7,0	2,2	13,5
42	Maa	Köyliönjärvi	6787476	3249494	Rr	1,2	12,0	2,6	31,6
43	Maa	Valvatus	6901669	3543279	Rk	3,0	6,0	1,5	14,0
44	Maa	Niemisjärvi	7060780	3474679	Rr	4,6	5,1	1,5	20,5
45	Maa	Pusulanjärvi	3436092	3333953	Rr	2,1	10,6	4,9	16,7
46	Maa	Ahveninen	6926125	3448990	Vh	1,5	4,3	2,9	23,3
47	Maa	Lehesjärvi	6916685	3434948	Ph	0,8	10,0	3,2	13,6
48	Met	Kuohatti	7060456	3622808	Kh	10,8	16,3	5,6	0,6
49	Met	Laavus	6894116	3505748	MRh	1,3	2,0	1,5	2,6
50	Met	Ruovedenselkä	6870367	3487875	Vh	38,4	8,0	9,2	4,8
51	Met	Iso Kivijärvi	6926039	3371046	Rh	1,9	4,5	2,2	3,3

Liite 4. Vertailujärvien vedenlaatutiedot (ravinnepitoisuudet, klorofylli-a, näkösyvyys, väri, happipitoisuus ja sameus) sekä rantavyöhykkeen pohjaeläimistön ekologinen laatusuhde ELS.

Järvi	TotP ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	TotN ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Chl-a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	Näkö- syvyys (m)	Väri (mg Pt $\text{l}^{-1}$ )	Happi (%)	Happi ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Sameus (FNU)	ELS
Änäntijärvi	9	300	4,9	2,5	65	92	9,1	0,6	0,90
Lentua	10	320	4,0	2,5	50	93	9,4	0,6	0,79
Jormasjärvi	13	450	5,4	2,0	90	88	8,0	1,0	1,05
Kellojärvi	15	336	4,9	1,7	85	87	8,2	1,0	0,73
Lammasjärvi	15	283	3,9	1,7	55	87	8,2	1,0	0,73
Iso-Jurvo	7	220	2,9	4,5	20	-	-	0,5	0,72
Lammin Pääjärvi	16	1400	6,1	2,7	100	68	6,6	1,1	1,01
Harvanen	10	340	6,3	2,6	60	84	8,8	-	0,88
Iso-Tervanen	13	370	5,6	2,1	70	85	7,8	2,9	1,01
Pyhäselkä	9	370	4,5	2,1	70	93	9,0	0,9	0,86
Tiilikka	13	300	5,7	1,6	100	82	7,7	1,1	0,89
Mataroinen	7	350	4,6	3,1	55	88	8,4	0,7	1,11
Myhinjärvi	8	360	3,6	4,8	40	92	9,3	0,4	1,16
Hämeenjärvi	6	80	2,8	4,0	31	92	8,5	0,6	0,79
Pusonjärvi	7	380	6,1	3,2	70	85	8,0	1,1	1,01
Haukijärvi	10	350	5,1	2,9	45	88	8,9	1,4	1,15
Suomunjärvi	6	220	4,2	2,4	50	90	8,9	0,5	0,78
Mehtiö	14	390	4,5	3,3	100	88	8,9	0,8	1,08
Mujejärvi	19	320	4,0	2,2	150	85	9,6	1,0	0,98
Suuri- Vahvanen	6	340	2,1	4,4	15	93	9,3	0,6	0,83
Kivijärvi	7	370	3,5	3,6	20	88	8,2	0,8	0,79
Koverojärvi	6	270	3,8	4,8	40	91	8,2	0,4	0,72
Kuolimo	4	310	2,6	4,9	16	96	9,5	0,3	1,19
Valkeinen	6	290	6,2	2,7	40	89	9,3	1,3	1,03



Järvi	TotP ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	TotN ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Chl-a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Näkö- syvyys (m)	Väri (mg Pt $\text{l}^{-1}$ )	Happi (%)	Happi ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Sameus (FNU)	ELS
Ahveninen Rautakangas	13	440	7,5	7,5	80	81	7,2	1,6	1,02
Pielinen Iso-Ristisaari	8	400	4,1	4,1	50	94	9,3	0,9	0,79
Sylkky Jysmänmäki	3	260	2,1	2,1	5	100	8,4	0,7	1,00

Liite 5. Säännösteltyjen järvien vedenlaatutiedot (ravinnepitoisuudet, klorofylli-a, näkösyvyys, väri, happipitoisuus ja sameus) sekä rantavyöhykkeen pohjaeläimistön ekologinen laatusuhde ELS.

Järvi	TotP ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	TotN ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	Chl-a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	Näkö- syvyys (m)	Väri (mg Pt $\text{l}^{-1}$ ) 1)	Happi (%)	Happi (mg $\text{l}^{-1}$ ) 1)	Sameus (FNU)	ELS
Iijärvi	16	320	7,7	2,0	70	86	8,5	1,1	0,73
Iso-Kiimanen	16	320	5,7	1,6	70	88	8,3	1,1	0,49
Nuasjärvi	14	340	6,6	2,3	66	93	9	0,7	0,83
Oulujärvi	14	345	5,6	2,6	50	91	8,9	1,1	0,51
Koitere	11	300	3,1	3,1	70	92	8,9	0,6	0,36
Kiantajärvi	11	280	13,0	4,8	50	91	9,0	0,6	0,49
Iso-Pyhäntä	14	350	36,2	6,9	100	79	11,9	0,7	0,37
Ontojärvi	14	335	4,3	7,3	70	89	8,6	1,0	0,50
Vuokkijärvi	22	365	32	1,5	80	87	8,8	1,5	0,33
Kemijärvi	16	310	12	6,7	80	91	9,1	0,9	0,28

Liite 6. Ravinnekuormitettujen järvien vedenlaatutiedot (ravinnepitoisuudet, klorofylli-a, näkösyvyys, väri, happipitoisuus ja sameus) sekä rantavyöhykkeen pohjaeläimistön ekologinen laatusuhde ELS.

Järvi	TotP ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	TotN ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	Chl-a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) 1)	Näkö- syvyys (m)	Väri ( $\text{mg Pt l}^{-1}$ )	Happi (%)	Happi ( $\text{mg l}^{-1}$ ) 1)	Sameus (FNU)	ELS
Jyväsjärvi	32	670	8,6	1,4	80	76	7,3	2,7	0,78
Sääksjärvi	7	290	4,7	3,7	15	92	8,2	0,9	0,70
Kakskerranjärvi	34	430	6,4	1,5	25	89	8,9	5,1	0,73
Karhijärvi	89	1200	32	0,5	90	89	9,4	2,5	0,49
Köyliönjärvi	91	1000	49	0,4	30	94	8,9	2,9	0,47
Valvatus	27	710	27	1,5	60	93	9,0	7,2	0,53
Niemisjärvi	62	850	43	0,9	100	78	7,6	7,8	0,40
Pusulanjärvi	58	460	13	1,7	50	88	8,7	4,8	0,85
Ahveninen	54	980	37,7	1,1	40	83	8,7	5,4	0,59
Lehesjärvi	36	690	36,2	0,8	100	71	7,5	3,9	0,86
Kuohatti	6	270	4,3	3,0	70	91	9,5	0,9	0,70
Laavus	28	620	12	1,1	230	83	8,0	3,6	0,87
Ruoveden-selkä	15	490	9,4	1,3	35	90	8,0	3,7	0,86
Iso Kivijärvi	34	420	11,6	1	160	81	8,7	1,5	0,29

Liite 7. Vertailujärvien pohjaeläinnäytteiden taksonikohtaiset yksilömäärät, yksilöiden yhteismäärät ja taksoniluku. Järvet on numeroitu juoksevassa järjestyksessä (ks. Kuva 1, Liitteet 1–3).

Taksoni	Järvi									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Turbellaria	3		3							
Nematoda							1		19	
Oligochaeta	139	111	356	85	125	75	100	130	200	35
Glossiphonia		1								
Helobdella stagnalis						1				
Erpobdella octoculata							1	1	2	1
Valvata						3				
Bithynia tentaculata							2			
Radix peregra	15	1	3	9			6		1	
Myxas glutinosa	2			3						
Planorbis										39
Anisus	3									
Gyraulus	3	3	4		1				5	
Segmentina									2	
Pisidium	23	24	69	7	44	2	5	22	55	6
Sphaerium		1				10	9			
Argyroneta aquatica							1			
Acarina		1	9	1	3	2	1	24	11	7
Asellus aquaticus			74	109	5	181	184	635	279	12
Pallasea quadrispinosa			2			25	2			5
Leptophlebiidae	208	113	521	151	292		1	52	21	33
Ephemera vulgata	2	6	6		11	4	8		2	
Caenis horaria	67	49	31	24	54	60	47	134	3	44
Caenis lactea							2			
Caenis luctuosa						46	2		108	
Caenis rivulorum										3
Heptagenia dalearlica	24	4		3						66
Kageronia fuscogrisea	32	28	46	254	25	17	13	58	8	4
Heptagenia sulphurea							20			
Baetis							1			
Centroptilum luteolum		1	13	4	3		6			3
Cloeon dipterum	4		1	1			3	23	2	
Platycnemis pennipes									65	
Erythromma najas									2	
Coenagrionidae						1		3		
Aeshnidae	3							3	2	
Brachytron pratense									1	
Coenagrionidae					1			1		
Corduliidae	2						1		3	
Somatochlora metallica							5		9	
Capnia										133
Nemoura	10	4	2		7					
Diura	6	3								5
Corixidae		101	60	123	190	23	3			
Sialis lutaria		1						1	3	
Sialis sordida		1		1						
Sisyra								1		
Agraylea				2	1					1
Hydroptila	5	6	3		1	6	4			27

Oxyethira			1	1	1					2
Tinodes waeneri	1		3	26		14	3		5	1
Lype							2			
Ecnomus tenellus								52	2	
Neureclipsis bimaculata										1
Polycentropus flavomaculatus	5	5	4	27	3	10	7	5		5
Holocentropus			2							
Cyrnus insolutus	1					2	1			
Cyrnus trimaculatus	13	3	11			2			1	
Cyrnus flavidus	2	6	1	1						
Hydropsyche contubernalis										8
Agrypnia			1			5	2	41	1	
Phryganeidae		1		1		5	2	3		
Lepidostoma hirtum	1		4	8		15	4			68
Limnephilidae						2	8	1	2	1
Goera pilosa							1			
Molanna		1		2	4		1			
Molannodes tinctus	1								7	
Ceraclaea	1	2			1					1
Athripsodes	2	1	13	2	4		4		10	
Mystacides			2		1	8	1	10	16	1
Oecetis		1	1						2	
Tipulidae	2									
Chironomidae	175	146	85	106	176	41	18	321	505	218
Ceratopogonidae	7	12	9	1	1			24	28	8
Tabanidae								1	4	
Dytiscidae						1				
Gyrinus	1									3
Haliplus	1						1			
Hygrotus	2									
Platambus maculatus	1	3								
Oulimnius tuberculatus	1	17	10	1	5	23	3	4	49	
Limnius volckmari	2	9								
Yksilömäärä	770	666	1350	953	959	584	486	1550	1435	741
Lajimäärä	36	32	31	26	24	27	40	24	35	29

Liite 7 jatkuu

Taksoni	Järvi									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Turbellaria	1		3			1		18		3
Nematoda	17	1	4			19	19	19	6	10
Oligochaeta	283	104	466	151	49	379	348	527	179	200
Piscicola geometra		1		7						
Glossiphonia							3			
Helobdella stagnalis	6	5	4	1			1	4		1
Erpobdella octoculata		5		1			7	21		
Valvata				22						
Lymnaea stagnalis								1		
Lymnaea truncatula								3		
Radix peregra		5	4	1		6	1	4	5	1
Lymnaea auricularia						2				
Myxas glutinosa				1						
Planorbis		2		17						



Erotesis baltica			9							
Oecetis	2		32	2		1		2		20
Chironomidae	1511	417	302	276	86	297	253	165	546	1375
Ceratopogonidae	106	36	7	74	3	46	172	24	65	122
Tabanidae							1			1
Dytiscidae		1		1						2
Haliplus		1								
Porhydrus lineatus										1
Stenelmis canaliculata				1						
Oulimnius tuberculatus	34	63	179	15		119	33	47	22	34
Limnius volckmari				1						
Normandia nitens			30			1				
Yksilömäärä	2196	1485	2739	1772	411	1759	1017	2462	1257	2632
Lajimäärä	23	38	43	36	23	41	27	41	27	45

Liite 7 jatkuu

Taksoni	Järvi						
	21	22	23	24	25	26	27
Turbellaria			9		1		2
Nematoda			180	2	1		35
Oligochaeta	55	67	758	222	89	75	547
Piscicola geometra			2		2		
Glossiphonia	1		4	1	1		
Helobdella stagnalis	1				2		
Erpobdella octoculata			13	2	2		4
Radix peregra			12	1	1	2	11
Myxas glutinosa						2	
Physa fontinalis			2				
Planorbis			2			4	
Anisus			2				
Bathymphalus contortus			2	4			
Gyraulus	3		48	13	6		10
Acroloxus lacustris			2				
Pisidium	5	26	2	1	7		19
Sphaerium			2		1		
Acarina	19	3	34	24	9	7	
Asellus aquaticus	83	151	538	992	180	375	434
Monoporeia affinis		1					
Pallasea quadrispinosa			2			24	
Leptophlebiidae	38	210	76	8	1	36	17
Ephemera vulgata	2	1			1		3
Caenis horaria	65	10	776	22	25	182	93
Caenis luctuosa			35	1			49
Caenis rivulorum		1				124	
Heptagenia dalecarlica			21				
Kageronia fuscogrisea	1	3	150	33	15	11	21
Centroptilum luteolum			116	6		4	14
Cloeon dipterum		6	2	1			1
Procloeon bifidum			2				
ZYGOPTERA	1						
Erythromma najas		2					1
Coenagrionidae				1			1
Ischnura elegans					1		

Aeshnidae		2		5	4		
Coenagrionidae			2				
Onychogomphus forcipatus			3				
Corduliidae	6			1			
Somatochlora metallica			4	6	4		3
Nemoura		1	12	4	13		
Diura			2				
Micronecta		3				9	
Sialis lutaria		6			1		
Sialis fuliginosa		2					
Sisyra	1				1		
Hydroptila			118			65	
Oxyethira			2			6	
Tinodes waeneri	5			106	2	42	2
Ecnomus tenellus	2		26		4		3
Neureclipsis bimaculata			2			1	
Polycentropus flavomaculatus	13	5	43	28	1	13	9
Holocentropus		6		11			
Cyrnus insolutus				4			
Cyrnus trimaculatus		1	51	3	1		7
Cyrnus flavidus			4	12			7
Agrypnia	4			4	1		
Phryganeidae	3			2	1		
Lepidostoma hirtum			60	2	9	4	
Limnephilidae		5	2	2	8	6	
Goera pilosa			2				
Molanna	2			4	1		1
Molannodes tinctus				3	1		1
Ceraclea			8				1
Athripsodes	1		92	1	5	4	2
Mystacides	8		18	1	1	2	9
Oecetis			75				
Chironomidae	134	172	402	273	121	262	69
Ceratopogonidae	9	28	897	25	2	82	223
Tabanidae		2		7			
Empididae		4					
Dytiscidae	1					3	
Orectochilus villosus			5				
Haliplus							1
Hygrotus			28				
Platambus maculatus							1
Hydraena		2					
Stenelmis canaliculata			72				
Oulimnius tuberculatus	3		532	24	3	4	56
Normandia nitens			139				
Yksilömäärä	466	720	5393	1862	529	1349	1657
Lajimäärä	26	26	52	39	38	26	33



Liite 8. Säännösteltyjen järvien pohjaeläinnäytteiden taksonikohtaiset yksilömäärät, yksilöiden yhteismäärät ja taksoniluku. Järvet on numeroitu juoksevassa järjestyksessä (ks. Kuva 1, Liitteet 1–3).

Taksoni	Järvi									
	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
Turbellaria										1
Oligochaeta	53	59	118	209	27	174	352	80	59	197
Erpobdella octoculata	6									
Radix peregra	2		3		8	93		23		2
Myxas glutinosa	1									
Gyraulus	3	3	2	23			40	13		30
Pisidium	12	6	2	39	1	1	87	1	2	22
Asellus aquaticus	52	2	56	732	6	75		4	6	3
Pallasea quadrispinosa	1			1			1	0		3
Leptophlebiidae	69	37	134	133	17	24	12	7		
Ephemera vulgata	1									
Caenis horaria	15	35	62	8	1		5	7		1
Caenis rivulorum			16	84						
Kageronia fuscogrisea	92	22	179	22	112	64	122	57	24	3
Heptagenia dalearlica	4		4	234	138	8		41		
Baetis			3	2		1			1	1
Centroptilum luteolum	9			1						
Cloeon dipterum	1		1							
Coenagrionidae	1						1			
Aeshnidae					1					
Corduliidae							2			
Leuctra				6						
Nemoura	24				5	9	3			
Diura		1								
Corixidae	12	111	77	57		183	10	6	125	
Hydroptila	3			55				1		
Agraylea	1					2			1	
Oxyethira		1	3	2		1	1			20
Tinodes waeneri	1			9						
Polycentropus flavomaculatus	10	3	2	13		1		17		
Neureclipsis bimaculata				30						
Cyrnus trimaculatus				2						
Cyrnus flavidus	2							1		
Phryganeidae						2				
Agrypnia	2					3		1		
Lepidostoma hirtum			1	9	10			7		
Limnephilidae				1	4		2			
Molanna angustata			1				1			1
Mystacides	1		2	3						1
Ceraclea				14				1		
Athripsodes		4	1	3		1	11	9	3	
Oecetis		1								1
Platambus maculatus	3	2			4	16		28	1	
Haliplus						2				2
Chironomidae	67	75	120	136	22	177	33	84	318	588
Ceratopogonidae	4	5	1	1		1	2	6	2	31
Tabanidae							1		1	
Empididae	1					6				1
Limoniidae						1			1	

Enochrus spp.								1		
Acarina	1	1	3	67		6	12	2	3	5
Yksilömäärä	454	368	791	1896	356	851	698	397	547	913
Lajimäärä	30	17	22	28	14	23	19	23	14	19

Liite 9. Maa- ja metsätalouden sekä yhdyskuntien kuormittamien järvien pohjaeläinnäytteiden taksonikohtaiset lajien yksilömäärät, yksilöiden yhteismäärät ja taksoniluku. Järvet on numeroitu juoksevassa järjestyksessä (ks. Kuva 1, Liitteet 1–3).

Taksoni	Järvi						
	38	39	40	41	42	43	44
TURBELLARIA			2				
NEMATODA			2	1			6
OLIGOCHAETA	77	37	285	341	112	272	268
Piscicola geometra							
Glossiphonia				2	6	4	
Erpobdella octoculata	1	14	2	11	22	39	5
Valvata	5	6	4	3	19	38	
Radix peregra				1		2	
Planorbis			6		1		
Bathyomphalus contortus	1	16		2	1	2	
Acroloxus lacustris			1				
Pisidium	19	37	50	10	6	8	16
Sphaerium	22	19	14	18	1	16	
Argyroneta aquatica							
Asellus aquaticus	178	174	327	231	558	586	2
Leptophlebiidae	13	171	9			11	2
Ephemera vulgata	8	5	89	3			
Caenis horaria	304	35	25	17	65	2266	178
Caenis lactea							
Caenis luctuosa	18		707	73		126	
Kageronia fuscogrisea	45	31		12	1	22	
Heptagenia dalecarlica				54	1		
Baetis	4						
Centropilum luteolum	4	1		1	1	28	
Cloeon dipterum	1	137	2		7		
Coenagrionidae		4					
Corduliidae		1					
Somatochlora metallica		5					
Nemoura		43					
Corixidae			177	47	51	99	2
Sialis lutaria	4	22				1	
Sisyra	3	2				8	
Hydroptila		1	4		58	7	
Orthotrichia							
Oxyethira			1			1	1
Tinodes waeneri	41	55	99	48	173		
Lype		25					
Ecnomus tenellus	2						
Polycentropus flavomaculatus	54	8	6	18	3	102	
Neureclipsis bimaculata						2	
Holocentropus							
Cyrnus trimaculatus	8	18		3		71	
Cyrnus insolutus		42			1	2	
Cyrnus flavidus	7	2		2		20	
Hydropsyche contubernalis							
Cheumatopsyche lepida							
Phryganeidae		1		2	4	4	
Agrypnia	3	4		2	4	4	
Lepidostoma hirtum		3		60		4	

Limnephilidae	4	2					1
Goera pilosa							
Molanna angustata			1				
Molannodes tinctus		5	2				
Mystacides	7	7	33	9	15	13	
Ceralea	2			3			
Athripsodes	16		8	33	4	6	
Oecetis							
Normandia nitens							
Oulimnius tuberculatus			177	47	51	99	2
Gyrinus		1		1		2	
Haliplus	1		2		2		
Chironomidae	62	409	298	187	23	740	272
Ceratopogonidae	4	3	16	6	17	38	185
Tabanidae							2
Empididae							
Tipulidae		1					
Dytiscidae	2	3	4	1		7	
Bithynia tentaculata	3			1	1		
Anodonta				1			
Acarina	4	2	2	14	1	12	
Yksilömäärä	927	1352	2355	1265	1209	4662	942
Lajimäärä	33	38	30	35	29	35	14

#### Liite 9 jatkuu

Taksoni	Järvi						
	45	46	47	48	49	50	51
TURBELLARIA		6		35			
NEMATODA	3	1				7	
OLIGOCHAETA	449	280	57	996	64	358	22
Piscicola geometra						3	
Glossiphonia						2	
Erpobdella octoculata	24	4	1	3		18	
Valvata		2				66	
Radix peregra		5		8		29	
Planorbis							
Bathyomphalus contortus						1	
Acroloxus lacustris							
Pisidium	3	50	3	14	6	9	1
Sphaerium		27	7		10	84	
Argyroneta aquatica		1					
Asellus aquaticus	345	113	51		22	104	
Leptophlebiidae	15	2	25	248	168	105	
Ephemera vulgata	3		20	5	42	6	
Caenis horaria	425	14	23	12	107	385	
Caenis lactea					1		
Caenis luctuosa	105				27	226	
Kageronia fuscogrisea	73		11	39	15	18	2
Heptagenia dalecarlica						21	
Baetis							
Centroptilum luteolum	12				1	23	
Cloeon dipterum	1	8	3				
Coenagrionidae				2	2		

Corduliidae					1		
Somatochlora metallica					4		
Nemoura							11
Corixidae	71		2		18		196
Sialis lutaria	1	3	15		1		1
Sisyra							
Hydroptila	2			14	4		22
Orthotrichia							2
Oxyethira				1			
Tinodes waeneri	54	1	5	28	13	6	4
Lype							
Ecnomus tenellus	1			2			2
Polycentropus flavomaculatus	2			41	34		57
Neureclipsis bimaculata				14			
Holocentropus				2			
Cyrnus trimaculatus				25	4		25
Cyrnus insolutus					10		14
Cyrnus flavidus		3	1	4	6		1
Hydropsyche contubernalis							3
Cheumatopsyche lepida							1
Phryganeidae		1					
Agrypnia				1			
Lepidostoma hirtum		1	2	3			27
Limnephilidae		2	3				
Goera pilosa							1
Molanna angustata		2	1	1			
Molannodes tinctus				7			
Mystacides		17	2	8	3		11
Ceraclea				3	1		
Athripsodes	1		1	15	11		36
Oecetis					3		2
Normandia nitens							1
Oulimnius tuberculatus	71		2	67	18		196
Gyrinus							7
Haliphus							3
Chironomidae	12	1318	234	1265	454	68	81
Ceratopogonidae	5	61	3	53	61	7	10
Tabanidae			3		39		
Empididae				11			
Tipulidae							
Dytiscidae			1				
Bithynia tentaculata	2						
Anodonta							
Acarina				5		10	
Yksilömäärä	1680	1922	476	2932	1150	2174	121
Lajimäärä	23	23	24	31	30	42	7