

Pro gradu – tutkielma

**Syvänne- ja litoraalipohjaeläinten käyttö pienten
humusjärvien ekologisen tilan arvioinnissa**

Anna Väisänen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

14.9.2007

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Kalabiologia ja kalatalous

VÄISÄNEN, ANNA, M.: Syväne- ja litoraali-pohjaeläinten käyttö pienten humusjärvien ekologisen tilan arvioinnissa

Pro gradu: 49 s. + liitteet 6 s.

Työn ohjaajat: FT Heikki Hämäläinen, FT Kimmo T. Tolonen

Tarkastajat: FT Heikki Hämäläinen, FT Juha Karjalainen

Syyskuu 2007

Hakusanat: pohjaeläimet, syväne, litoraali, järvien ekologisen tilan arviointi, humusjärvet

TIIVISTELMÄ

Pohjaeläimet lukeutuvat vuonna 2000 voimaan astuneen Euroopan vesipolitiikan puitedirektiivin asettamiin laatutekijöihin, joihin vesistöjen ekologisen tilan arvioinnin tulee perustua. Direktiivissä ei kuitenkaan määritellä järvien pohjaeläinten osalta arviointiin sisältyvää elinympäristöä. Tässä pro gradu-tutkielmassa selvitettiin direktiivin mukaisten litoraali- ja syvänepohjaeläimistön yhteisörakennetta kuvaavien luokittelumuuttujien kykyä havaita ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset pienillä humusjärvilla. Lisäksi pyrittiin selvittämään eri ympäristötekijöiden vaikutusta muuttujissa esiintyvään luontaiseen vaihteluun. Myös tutkimusjärvien pohjaeläimistön ekologinen tila arvioitiin. Syvänteissä direktiivin mukaisista luokittelumuuttujista käyttökelpoisimmiksi osoittautuivat prosenttinen mallinkaltaisuus, tyypille ominaiset taksonit (TL25) sekä pohjanlaatuindeksi (BQI). Litoraalissa tyypille ominaiset lajit (TL50) sekä prosenttinen mallinkaltaisuus erottelivat kuormitetut järvet parhaiten luonnontilaisista. Syvänepohjaeläimet ilmensivät ihmistoiminnan aiheuttamaa muutosta litoraali-pohjaeläimiä herkemmin. Sekä syvänteissä, että litoraalissa pohjaeläinmuuttujien luonnolliseen vaihteluun vaikuttivat lähinnä järven syvyyteen liittyvät ympäristötekijät. Yhtä poikkeusta lukuun ottamatta järvien litoraali-pohjaeläimistön tila arvioitiin erinomaiseksi sekä vertailu- että kuormitetuissa järvissä. Yhden vertailujärven tila arvioitiin litoraalissa hyväksi. Syvänepohjaeläimistön tila oli vertailujärvissä erinomainen ja kuormitetuilla järvillä heikentynyt. Kaikkien pohjaeläinmuuttujien keskiarvona laskettu järvikohtainen kokonais-EQR ei korreloinut syvänteiden ja litoraalin välillä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science
Fish Biology and Fisheries

VÄISÄNEN, ANNA M.: Assessing the ecological status of small boreal humic lakes using profundal and littoral macroinvertebrates

Master of Science Thesis: 49 p. + ap 6. p.

Supervisors: Ph.D. Heikki Hämäläinen, Ph.D. Kimmo T. Tolonen

Inspectors: Ph.D. Heikki Hämäläinen, Ph.D. Juha Karjalainen

September 2007

Key Words: benthic macroinvertebrates, profundal, littoral zone, assesment of ecological quality of the lakes, humic lakes

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates are among the biological elements required by the European Union Water Framework Directive (WFD) to be used in the classification of ecological status of waterbodies. The Directive does not define whether to use profundal or littoral macroinvertebrates in the assesment of the lakes. The aims of this Master thesis were, first, to define the ability of different profundal and littoral community variables to separate between the impacted and reference lakes and second, to identify those environmental factors that cause natural variation in invertebrate communities. Additionally, the status of macroinvertebrate communities of the study lakes was assessed. In Finnish lake typology, all study lakes belong to the small mesohumic lakes (surface area $<5 \text{ km}^2$, colour 30-90 mg Pt l^{-1}). In the profundal zone, Percent Model Affinity (PMA), occurrence of type specific taxa (met in at least 25 % of the reference sites) and benthic quality index (BQI) were the most sensitive variables to detect human impact. In the littoral zone, occurrence of type specific taxa (met in at least 50 % of the reference sites) and PMA separated best between reference and impacted lakes. Anthropogenically altered lakes were better detected by profundal than by littoral macroinvertebrates. A large proportion of natural variation in classification variables was associated with depth and related variables. The ecological status of littoral macroinvertebrates was high or good in all reference and impacted lakes. The ecological status of profundal macroinvertebrates of refence lakes was high but was evidently weakened in impacted lakes. Average EQR calculated for every lake didn't correlate between profundal and littoral.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTA	6
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	7
3.1. Tutkimusjärvet.....	7
3.1.1. Vertailujärvet.....	8
3.1.2. Kuormitetut järvet.....	9
3.2. Näytteenotto ja ympäristömittaukset.....	12
3.3. Pohjaeläinmuuttujien laskenta.....	13
3.4. Aineiston tilastollinen analysointi.....	15
4. TULOKSET	16
4.1. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu syvänteillä.....	16
4.2. Syvännepohjaeläimistön yhteys ympäristömuuttujiin.....	19
4.3. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu litoraalissa.....	26
4.4. Litoraalipohjaeläimistön yhteys ympäristömuuttujiin.....	30
4.5. Syvänteiden ja litoraalin pohjaeläinmuuttujien suhde.....	34
4.6. Järvien pohjaeläimistön tila.....	35
5. TULOSTEN TARKASTELU	37
5.1. Syvänteiden pohjaeläinlajisto.....	37
5.2. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu syvänteillä.....	37
5.3. Syvännepohjaeläimistön yhteys ympäristömuuttujiin.....	39
5.4. Rantavyöhykkeen pohjaeläinlajisto.....	41
5.5. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu litoraalissa.....	42
5.6. Litoraalipohjaeläinten yhteys ympäristömuuttujiin.....	43
5.7. Syvänteiden ja litoraalin pohjaeläinmuuttujien suhde.....	44
5.8. Järvien pohjaeläimistön tila.....	44
5.9. Yhteenveto.....	45
Kiitokset	45
Kirjallisuus	46

1. JOHDANTO

Vuonna 2000 voimaan tullut Euroopan yhteisön vesipolitiikan puitedirektiivi (VPD) yhtenäistää EU:n vesiensuojelua. Direktiivin tavoitteena on estää vesiekosysteemien huononemista, sekä suojella että parantaa niiden tilaa, edistää kestäväää vedenkäyttöä, vähentää pohjavesien pilaantumista, ja vähentää tulvien ja kuivuuden vaikutusta. Pintavesien hyvä ekologinen tila tulisi saavuttaa vuoteen 2015 mennessä jäsenmaiden kaikissa pintavesimuodostumissa (joet, järvet, suistot, rannikkovedet). Ekologisen tilan luokittelu perustuu biologisiin laatutekijöihin fysikaalis-kemiallisten muuttujien tukemana. Järvien luokittelussa biologisista laatutekijöistä ovat mukana 1) kasviplanktonin koostumus, runsaussuhteet ja biomassa; 2) vesikasvillisuuden koostumus ja runsaussuhteet; 3) kalaston koostumus, runsaussuhteet ja ikärakenne sekä 4) pohjaeläimistön koostumus ja runsaussuhteet (Euroopan yhteisö 2000).

Pohjaeläimet ovat sopivia erilaisten ihmisperäisten häiriöiden vaikutusten arviointiin ja seurantaan, koska niitä on kaikissa vesistöissä ja suuresta lajimäärästä johtuen yhteisöt reagoivat monentyyppisiin häiriöihin. Koska pohjaeläimet ovat suhteellisen paikallaan pysyviä, niiden avulla voidaan tutkia paineiden paikallisia vaikutuksia. Lisäksi pohjaeläinten elinkierrot ovat muihin eliöihin verrattuna keskipitkiä. Tämä mahdollistaa yhteisöjen suhteellisen nopean vasteen heikkeneviin olosuhteisiin, ja toisaalta häiriöiden vaikutuksia voidaan tarkastella myös pidemmällä aikavälillä. Monet pohjaeläinryhmät ovat hyvin tunnettuja ja niiden vasteista ympäristön paineisiin on paljon tietoa. Pohjaeläinten käyttöä biomonitoroinnissa edistää yleisesti käytössä olevat standardoidut näytteenottomenetelmät. Pohjaeläinten laikuittaisesta jakautumisesta johtuen kvantitatiivinen näytteenotto voi kuitenkin vaatia melko suuria otoksia riittävän tarkkuuden saavuttamiseksi runsausarvioissa. Tämä kasvattaa näytteenoton kustannuksia, sillä lajien määrittäminen on aikaa vievää ja vaatii erityisosaamista (Rosenberg & Resh 1993).

Tässä pro gradu-tutkielmassa vertaillaan syväne- ja litoraalipohjaeläinten käyttökelpoisuutta pienten humusjärvien ekologisen tilan arvioinnissa. Keskeisimpänä kysymyksenä on selvittää direktiivin mukaisten yhteisörakennetta kuvaavien muuttujien toimivuutta syväne- ja litoraalipohjaeläimillä ihmistoiminnan aiheuttaman muutoksen havaitsemisessa. Yhteisörakennetta kuvaavien muuttujien vaihteluun vaikuttavia luonnollisia ympäristötekijöitä tutkitaan vertailujärvissä, sekä ihmistoiminnan vaikuttamia ympäristötekijöitä vertailu- sekä kuormitetuissa järvissä. Lisäksi vertaillaan arvioitua tutkimusjärvien pohjaeläinyhteisöjen tilaa syväne- ja litoraaliympäristössä, sekä tarkastellaan pohjaeläinmuuttujien keskinäisiä suhteita.

Tutkielma on tehty osana Pohjois-Savon ympäristökeskuksen koordinoimaa pienten humusjärvien tutkimushanketta, jonka tavoitteena on vertailla eri eliöryhmien (kalasto, vesikasvillisuus, kasviplankton, vesikasvillisuus) tuottamaa tietoa järvien ekologisesta tilasta suhteessa ihmistoiminnan aiheuttamaan kuormitukseen. Hankkeen avulla osallistutaan valtakunnallisesti käynnissä olevaan järvien ekologisen tilan arviointijärjestelmän kehittämiseen testaamalla ja vertailemalla eri eliöryhmien ja erilaisten ekologista tilaa kuvaavien muuttujien käyttökelpoisuutta ekologisen tilan ilmentäjinä.

2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

Suomessa on 1970-luvulta lähtien luokiteltu pintavesien laatua ja laadittu koko maan kattavia kartoituksia vesiensuojelun tarpeisiin. Käyttökelpoisuusluokituksissa huomioitiin raakaveden hankinnan, uimisen ja muun virkistyskäytön, sekä kalastuksen asettamat laatuvaatimukset (esim. Vuoristo ja Antikainen 1997). Käyttökelpoisuusluokituksen puutteet on kuitenkin tunnettu jo pitkään. Luokitus ei ole huomionnut riittävästi vesien luontaisia ominaispiirteitä, pohjan ja ranta-alueiden laadullista heikentymistä tai vesiluonnossa tapahtuvia ekologisia muutoksia. Euroopan unionin vesipolitiikan puitedirektiivi muuttaakin vesien tilan arviointia ja seurantaan voimakkaasti nykyistä ekologisempaan suuntaan.

Monissa Euroopan maissa ja Pohjois-Amerikassa on jo vuosikymmenien ajan käytetty vesien tila-arvioinnissa biologisia laatutekijöitä ja arviointimenetelmiä. Vesien tilaluokittelun biologiset kriteerit otettiin ensimmäisenä käyttöön Keski-Euroopassa, missä 1900-luvun alusta lähtien on sovellettu ns. saprobia-luokittelua. Saprobia tarkoittaa likaantuneisuuden astetta ja se määritellään orgaanisen aineksen kuormitusta sietävien pohjaeläinindikaattorilajien perusteella (Rosenberg ja Resh 1993). Tämänkaltaiset indikaattorilajeihin tai lajikoostumukseen perustuvat biologiset menetelmät ovat kuitenkin heikosti sovellettavissa eri maantieteellisillä alueilla, ja toisaalta ne ovat spesifisiä tietyn tyyppisille ympäristömuutoksille. Tämän vuoksi tila-arviointitutkimuksissa on usein sovellettu ekoaluerajausta, jossa vertailukohtana käytetään alueellisia luonnollisia eliöyhteisöjä, joita kuvataan useilla rakennemuuttujilla (esim. Karr 1987).

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin mukainen tilaluokittelukin pohjautuu vertailuololähestymistapaan. Lähtökohtana on, että pintavesien luontainen erilaisuus otetaan huomioon jakamalla järvet ja joet tyypeihin, joille määritellään kyseiselle tyyppille ominaisten biologisten yhteisöjen rakenne (Euroopan yhteisö 2000). Tyypittelyjärjestelmän toimivuus ja eliöyhteisön rakenteen mittaaminen tavoilla, jotka ilmentävät ihmistoiminnasta aiheutuneita eroja ekosysteemien toiminnassa, ovat edellytys direktiivin mukaisten vesiensuojelutavoitteiden käytännön onnistumiselle.

Vesipolitiikan puitedirektiivi edellyttää vesistöjen luokittelua viiteen tilaluokkaan: erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono. Luokittelun tulee perustua ekologisen laatusuhteen (Ecological Quality Ratio, EQR) numeerisiin arvoihin. Ekologinen laatusuhde O/E lasketaan havaitun biologisen muuttujan arvon (O = observed) suhteen vertailuoloihin vastaavaan arvoon (E = expected) (Wallin ym. 2003). Mahdollisimman luonnontilaisia vertailujärviä vastaavat järvet edustavat erinomaista ekologista tilaa. Hyvässä ekologisessa tilassa järven kasvi- ja eläinyhteisöt poikkeavat vain vähäisesti luonnontilaisista, vastaavan tyyppisistä järvistä. Jos järvi on niin ihmistoiminnan muuttama, ettei se saavuta vaadittavaa hyvää ekologista tilaa, on jäsenvaltion ryhdyttävä tilaa parantaviin toimenpiteisiin (Euroopan yhteisö 2000).

Direktiivin soveltamiseksi jäsenvaltioiden on määritettävä erilliset vesistöalueet, joista muodostettaville vesienhoitoalueille laaditaan hoitosuunnitelmat sekä toimenpideohjelma. Ensimmäiset varsinaiset vesistöjen ekologisen tilan luokittelut tulee esittää vuonna 2009 julkaistavassa vesienhoitosuunnitelmassa. Direktiivin mukaan jäsenvaltioiden on kehitettävä keskenään vertailukelpoiset luokittelu- ja seurantajärjestelmät. Erinomaisen ja hyvän tilan, sekä hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan väliset luokkarajat määritellään interkalibrointimenettelyssä (Euroopan yhteisö 2000).

Pohjaeläimet ovat yksi eliöryhmä eli biologinen elementti direktiivin mukaisessa vesistöjen ekologisen tilan arvioinnissa. Direktiivissä ei kuitenkaan määritellä järvien pohjaeläinten osalta arviointiin sisältyvää elinympäristöä. Syvänpohjaeläimistön

seurannalla on vakiintuneet käytännöt sekä pitkä historia, ja niiden tiedetään ilmentävän hyvin pohjan happioloja ja suuremmissa järvissä ravinnekuormitusta. Syvänteiden pohjaeläimillä on myös oleellinen merkitys sedimentoituvan aineksen kierrätyksessä (Rosenberg ja Resh 1993). Direktiivin edellyttämistä eliöryhmistä syväne-eläimistö ainoana heijastaa alusveden sekä sedimentin tilaa.

Eri habitaatit ilmentävät kuitenkin erilaisia häiriöitä. Rantavyöhykkeen eläimistö reagoi rehevöitymisen (Brodersen ym. 1998, Tolonen ym. 2001) ohella myös muihin ympäristöongelmiin, esim. happamoitumiseen (Brodin & Gransberg 1993, Johnson 1998) ja säännöstelystä johtuvaan vedenkorkeuden vaihteluun (esim. Palomäki & Koskenniemi 1993, Aroviita & Hämäläinen 2004). Ainakin säännösteltyjen järvien ekologisen tilan luokittelussa litoraalipohjaeläinten huomioimisella on biologiset perusteet (Hämäläinen & Aroviita 2003).

Vesipuidedirektiivin liite V määrittelee laatutekijät, jotka toimivat ekologisen tilan kuvaajina. Direktiivin mukaan järvet edustavat pohjaeläinyhteisöjen osalta tyydyttävää tilaa, mikäli niiden taksonikoostumus ja runsaussuhteet eroavat kohtalaisesti tyyppille ominaisista yhteisöistä, ja jos tärkeitä ryhmiä puuttuu verrattuna vertailuyhteisöihin. Samoin muutokselle herkkien ja epäherkkien taksonien suhde ja monimuotoisuus poikkeavat tyydyttävässä tilassa merkittävästi tyyppille ominaisesta tasosta ja hyvää tilaa edustavasta tilasta. Tilan määrittelyn tulisi perustua viiteen eri tekijään: 1) taksonikoostumus, 2) (taksonien) runsaus(suhteet), 3) tärkeiden taksonomisten ryhmien esiintyminen, 4) muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde ja 5) monimuotoisuustaso (Euroopan yhteisö 2000).

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1. Tutkimusjärvet

Tutkimuskohteina oli viisitoista Pohjois- ja Etelä-Savossa sijaitsevaa pientä järveä (Kuva 1). Työtä aloittaessa voimassa olleen tyypittelyehdotuksen (Pilke ym. 2002) mukaan järvet kuuluvat järvityyppiin 6: pienet (< 5 km²) ja keskiumuksiset (väriluku 30 - 90 mg Pt l⁻¹) järvet. Vuoden 2007 tyypittelyjärjestelmässä on uutena tyypittelytekijänä mukaan otettu järven keskisyvyys, jolloin miltei kaikki järvet edustavat tyyppiä *pienet humusjärvet (Ph)*. Poikkeuksina ovat Vihtanen ja Liesjärvi jotka uudessa järjestelmässä kuuluvat tyyppiin *matalat humusjärvet (MKh)* (Suomen ympäristökeskus 2007). Tämä tutkimus pohjautuu kuitenkin vanhaan vuoden 2002 tyypittelyyn. Järvet ryhmiteltiin vertailu- ja kuormitettuihin järviin Pohjois-Savon ympäristökeskuksessa valuma-alueen maankäyttötietojen ja vedenlaadun perusteella. Kaksitoista järveä katsottiin luonnontilaisiksi tai lähes luonnontilaisiksi eli ns. vertailujärviksi. Loput kolme järveä arvioitiin ihmistoiminnan kuormittamiksi.

Tutkimusjärviin kohdistuva kuormitus on luonnonhuuhtouman ja laskeuman lisäksi pääosin peräisin maataloudesta, metsätaloudesta sekä haja-asutuksesta. Vertailujärvien kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 5-16 µg l⁻¹, kuormitetuissa järvissä välillä 17-30 µg l⁻¹. Kokonaistyyppipitoisuus oli vertailujärvissä välillä 330-575 µg l⁻¹, kuormitetuissa järvissä välillä 520-1000 µg l⁻¹ (Taulukko 2). Viljeltyjen alueiden osuus vertailujärvien lähivaluma-alueesta oli 0-5 % ja kuormitettujen järvien lähivaluma-alueesta 4-11,3 % (Liite 3). Rakennetun pinta-alan osuus vertailujärvien lähivaluma-alueilla vaihteli välillä 0,09- 2,01 % ja kuormitettujen järvien lähivaluma-alueilla välillä 0,8- 1,23 % (Liite 3).

Morfometrialtaan järvet vaihtelevat jonkin verran. Suurin osa järvistä on pieniä (< 2 km²) ja suhteellisen matalia (keskimääräinen pinta-ala 2,5 km² ja keskisyvyys 5,2 m), mutta joukossa on muutama hieman suurempi ja syvempi järvi (Taulukko 1). Suurimmissa järvissä (Ahveninen, Härkäjärvi, Vihtanen ja Myhinjaervi) myös pääsyvänteet ovat syvimpiä ja keskisyvyudet suurimpia, paitsi Vihtasessa, joka on keskisyvyydeltään järvijoukon matalin ja maksimisyvyydeltään keskitasoa.

Valtaosa vertailujärvistä (Ahveninen, Mehtiö, Iso-Tervanen, Mataroinen, Myhinjaervi, Pieni-Myhi, Korppinen ja Vihtanen) sijaitsevat Myhinpään valuma-alueella lähellä toisiaan (Kuva 1). Myhinpään alue on pääasiassa turvepohjaista kangasmetsää ja peltoviljelyä alueella on verrattain vähän.

3.1.1. Vertailujärvet

Ahveninen on pinta-alaltaan tutkimusjärvistä suurin (Taulukko 1). Kokonaispinta-alansa perusteella Ahveninen ei kuuluisi järviyyppiin 6, mutta kahden erillisen osa-altaan vuoksi se on verrattavissa tyyppin järviin. Järveen kohdistuu jonkin verran hajakuormitusta, lähinnä metsätaloudesta. Peltoviljelyä valuma-alueella on vähän (Liite 3). Ahveninen laskee jyrkkärantaiseen Mehtiöön, jonka pääsyvänte on järvijoukon syvin ja keskisyvyys suurin (Taulukko 1). Peltojen osuus lähivaluma-alueella on hyvin vähäinen. Maantie E80 kulkee Ahvenisen ja Mehtiön rannan myötäisesti.

Iso-Tervanen on järvistä ainoa, jonka rannoilla ei ole rakennuksia. Lähivaluma-alueellakin rakennuksia on hyvin vähän. Peltoviljelyä ei ole, mutta turvemaan osuus lähivaluma-alueella on suuri (Liite 3). Valuma-alueella on tehty laajoja ojituksia. Mataroinen on karu ja järvijoukon kirkasvetisin (Taulukko 2). Turvemaan osuus järven lähivaluma-alueella on suuri, ja peltoviljelyä on jonkin verran (Liite 3).

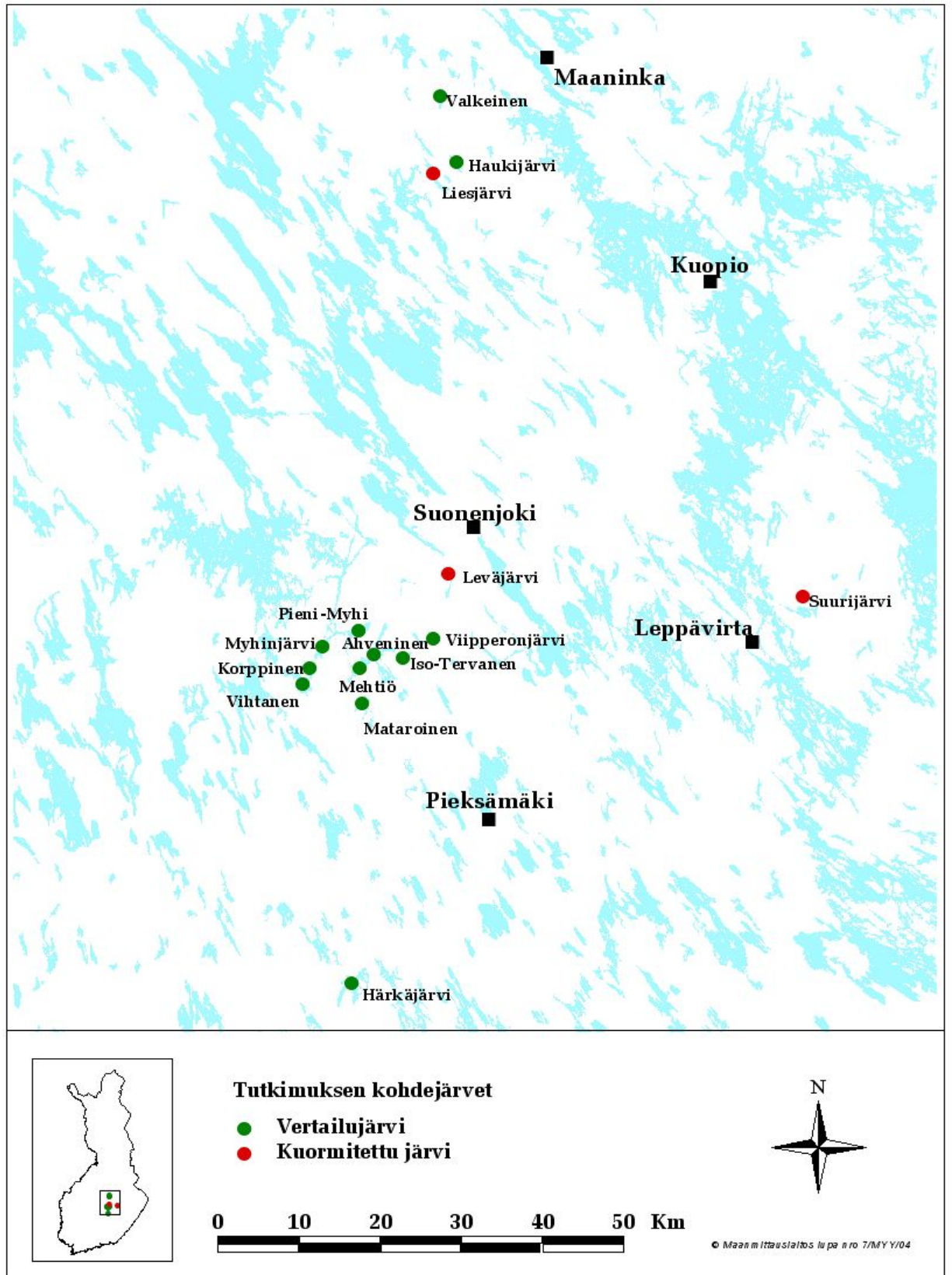
Myhinjaervi on suhteellisen kirkasvetinen ja karu, syvä järvi. Siihen kohdistuu vain lievää maatalouden kuormitusta ja turvemaita ei lähivaluma-alueella ole juuri lainkaan (Liite 3). Myhinjaerseen laskeva Pieni-Myhi koostuu kahdesta erilaisesta osa-altaasta. Järven pohjoispäässä vähäistä kuormitusta aiheuttaa peltoviljely. Eteläinen osa on karumpi ja morfologialtaan erilainen: syvempi ja jyrkkärantasempi. Pääsyvänte, josta pohjaeläinnäytteet kerättiin, sijaitsee järven eteläisessä osassa. Korppinen on pieni, mutta suhteellisen syvä järvi, jonka lähivaluma-alueen peltoprosentti on vertailujärvien suurimpia. Pienen ja matalan Vihtasen lähivaluma-alueen peltoprosentti on myös hieman suurempi kuin muissa vertailujärvissä.

Lähellä Myhinpään järvijoukkoa sijaitseva Viipperonjärvi on vertailujärvistä pienin (Taulukko 1). Järveen ei kohdistu maatalouden kuormitusta, sillä lähivaluma-alueella ei ole peltoviljelyä, mutta lähivaluma-alueen rakennusprosentti on järvijoukon suurin. Metsäojitusten myötä veden humuspitoisuus ja ravinteisuus on todennäköisesti hieman lisääntynyt.

Etelä-Savon Kangasniemellä sijaitseva Härkäjärvi on tilavuudeltaan järvijoukon suurin (Taulukko 1). Järvi koostuu kahdesta erilaisesta osa-altaasta. Pohjaeläinnäytteet otettiin syvemmästä eteläosasta. Huolimatta suurehkosta maa- ja metsätalouskuormituksesta, Härkäjärven katsottiin edustavan vertailuololoja. Maaningalla sijaitseva, Ala-Pulkon vesistöalueeseen kuuluva Valkeinen on pieni ja matala, tummavetinen järvi. Lähivaluma-alueella ei ole peltoviljelyä. Laskujoen tuntumassa sijaitseva kalanviljelylaitos ottaa vetensä järven syvänteestä. Tervossa sijaitseva Haukijaervi on myös pieni ja matala järvi, jonka lähivaluma-alueen turvemaan osuus on suuri. Metsäojitukset ovat hieman tummentaneet järven vettä. Lähivaluma-alueella on myös peltoviljelyä jonkin verran (Liite 3).

3.1.2. Kuormitetut järvet

Kuormitetuista järvistä lähellä Haukijärveä sijaitsee Liesjärvi, jonka syväne on järvijoukon matalin. Liesjärvi on pinta-alaltaan huomattavasti suurempi kuin muut kuormitetut järvet (Taulukko 1). Fosforikuormitus Liesjärvellä, kuten muillakin tutkimuksen kuormitetuilla järvillä, johtuu pääasiassa maataloudesta. Liesjärven lähivaluma-alueella on lisäksi runsaasti asutusta (Liite 3). Järveä on kunnostettu veden pintaa nostamalla vuonna 1999 ja vesikasvillisuutta on niitetty useana vuotena. Keskisyvyydeltään suhteellisen syvä Leväjärvi, joka kuuluu Kutunjoen vesistöalueeseen, on pinta-alaltaan tutkimusjärvijoukon pienin (Taulukko 1). Lähivaluma-alueen peltoprosentti on järvijoukon suurimpia (Liite 3). Leppävirralla sijaitsevan Suurijärven lähivaluma-alueella on runsaasti asutusta, useita maatiloja, sekä kesäasuntoja. Merkittävin kuormituksen lähde on kuitenkin peltoviljely. Järvi on ollut kunnostussuunnittelun kohteena.



Kuva 1. Tutkimusjärvien sijainti.

Taulukko 1. Tutkimusjärvien keskeiset morfometriset ominaisuudet. (Ympäristöhallinnon Hertta-tietokanta).

Järvi	Pinta-ala (km ²)	Suurin syvyys (m)	Keskisyvyys (m)	Suht.syvyys (%)	Tilavuus (10m ³)
Vertailujärvet					
Ahveninen	6,3	34,1	6,05	1,2	38303
Haukijärvi	1,5	9,7	3,1	0,69	4854
Härkäjärvi	5,7	32,4	7,11	1,2	40608
Mataroinen	1,5	22	4,42	1,58	6706
Pieni-Myhi	2,3	22	5,79	1,27	13749
Valkeinen	2,8	12	5,09	0,62	14252
Vihtanen	4,3	12,2	2,51	0,52	10882
Viipperonjärvi	0,9	10,7	3,3	0,95	3284
Mehtiö	2,4	47,5	11,3	2,67	28121
Myhinjärvi	4,2	44	9,31	1,9	39270
Korppinen	1,3	25	7,12	1,93	9435
Iso-Tervanen	1	10,6	3,34	0,93	3388
Kuormitetut järvet					
Liesjärvi	3,1	8	2,6	0,4	5472
Suurijärvi	1,1	16	4,5	1,31	2792
Leväjärvi	0,4	19,8	4,99	2,59	2297

Taulukko 2. Tutkimusjärvien veden laatu. (Ympäristöhallinnon Hertta-tietokanta).

Järvi	Väri-luku (mg Pt l ⁻¹)	Happi (mg l ⁻¹)	Johtokyky (mSm ⁻¹)	Kok-P (ugl ⁻¹)	Kok-N (ugl ⁻¹)	Klorofylli-a (ugl ⁻¹)
Vertailujärvet						
Ahveninen	79	4,1	3,8	13,7	439	5,9
Haukijärvi	50	9	3	8	330	7,1
Härkäjärvi	80	3,6	4,4	16,1	575	8,8
Mataroinen	40	4,9	2,8	5	350	4,5
Pieni-Myhi	80	3,6	4	12,4	450	9,5
Valkeinen	90	10,2	2,4	13	360	5,8
Vihtanen	61	9	5,6	13	540	4,9
Viipperonjärvi	60	8,9	4,6	12	380	5,3
Mehtiö	85	9,1	3,8	12,8	340	4,9
Myhinjärvi	45	6,4	4,4	6,7	446	3,6
Korppinen	50	4,4	5,9	8,2	506	4,4
Iso-Tervanen	58	0,1	3,2	8	340	4,2
Kuormitetut järvet						
Liesjärvi	100	6,2	4,6	30	520	28
Suurijärvi	170	0,2	9,9	26	1000	7,1
Leväjärvi	86	0,1	7,1	17,4	590	9,2

3.2. Näytteenotto ja ympäristömittaukset

Tutkimusaineisto kerättiin kustakin järvestä joko vuonna 2003 tai 2004 (Liite 3). Vuonna 2003 tutkittujen järvien pääsyvänteestä otettiin neljä rinnakkaista pohjaeläinnäytettä standardin (SFS 5076) mukaisesti Ekman-noutimella ($A = 284 \text{ cm}^2$). Vuonna 2004 rinnakkaisia nostoja otettiin kuusi. Näytteet seulottiin 0,5 mm silmäkoon seulalla ja säilöttiin 70 % etanoliin.

Litoraalityöhykkeen näytteet kerättiin yleensä kultakin järveltä samanaikaisesti syvänneäytteen kanssa (pois luettuna Valkeinen vuonna 2004). Näytteet otettiin kivikkorannoilta vuonna 2003 keskimäärin 0,35 metrin syvyydeltä ja vuonna 2004 0,5 metrin syvyydeltä. Vuonna 2003 näyte otettiin potkien kiviä kahden metrin matkalta 20 sekunnin ajan, samanaikaisesti käsihaavilla nopeasti haavien. Näytteitä otettiin kaksi rinnakkaista yhdeltä paikalta kutakin järveä kohti. Vuoden 2004 näytteet otettiin samalla tekniikalla, mutta 20 sekunnin ajan potkien yhden metrin matkan. Tätä menetelmää on käytetty mm. Life Vuoksi-hankkeessa (Tolonen ym.2003) sekä Ruotsin järvisuurannoissa (Johnson & Goedkoop 2002). Näytteitä otettiin yksi kahdesta eri paikasta järveä kohti. Näytteet seulottiin maastossa 0,5 mm silmäkoon seulalla ja säilöttiin 70 % etanoliin.

Laboratoriossa näytteet värjättiin bengalinpunalla ja niistä poimittiin makroskooppiset pohjaeläimet valkoiselta tai mustalta alustalta teollisuusluuppia apuna käyttäen. Määrittystä varten surviaissääskitoukista (Chironomidae), harvasukasmadoista (Oligochaeta), sekä sulkasääskentoukista (Chaoboridae) valmistettiin kestopreparaatit polyvinyylilaktofenoliin tai kanadanbalsamiin tutkimusmikroskoopilla määritettäväksi. Muut eläimet määritettiin preparointimikroskoopilla ja määrittelyssä pyrittiin mahdollisimman suureen tarkkuuteen, yleensä lajitasolle. Tiedyt ryhmät, kuten simpukat määritettiin kuitenkin vain sukuihin, tai sitä ylempiin taksoneihin. Litoraalityöhykkeen näytteistä surviaissääsken toukat, suurin osa harvasukasmadoista ja osa vesipunkeista (Hydrachnellae) määritettiin vain ryhmätasolle. Määrittely perustui pääosin seuraaviin lähteisiin: Brinkhurst (1971), Wiederholm (1983), Timm (1999), Edington ja Hildrew (1995) sekä Nilsson (1996,1997). Määrittelyn jälkeen litoraalieläinten biomassat punnittiin ryhmäkohtaisesti analyysivaa'alla märkäpainona.

Samanaikaisesti pohjaeläinnäytteiden kanssa otettiin myös vesinäytteet syvänteiltä 1 m pohjan yläpuolelta, sekä 1 m veden pinnasta ja mitattiin näkösyvyys Secchi-levyllä. Näytteistä määritettiin kokonaisfosfori [kok-P] ($\mu\text{g l}^{-1}$), typpipitoisuus [kok-N] ($\mu\text{g l}^{-1}$), klorofylli-*a* ($\mu\text{g l}^{-1}$), pH, liuennut happi (mg l^{-1}), johtokyky (mSm^{-1}) ja väriluku (mg Pt l^{-1}) standardimenetelmin Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen laboratoriossa. Järvien alusveden elokuiset lämpötilatiedot viimeisten 10 vuoden ajalta koostettiin keskiarvoiksi ympäristöhallinnon ympäristötietojärjestelmä Hertan pintavesirekisteristä. Havaintomäärät vaihtelivat varsin paljon, mutta keskimääräiseksi havaintomääräksi tuli 3 havaintokertaa. Kyseisiä tietoja on käytetty kaikissa analyyseissa.

Kaikilta litoraalinäytteenottoaikoilta kuvattiin pohjan laatu raekokojen suhteellisina peittävyyksinä silmämääräisesti vesikiikarilla arvioiden. Pohjan laadun arviointi perustui muunnettuun Wentworthin asteikkoon: lohkareet (>250 mm), isot kivet (64–250 mm), pienet kivet (16–64 mm), sora (2–16 mm), hiekka (0,06–2 mm) ja hienojakoinen sedimentti (<0,06 mm, ei tunnu karkealta sormien välissä). Eri raekokojen kokoluokkien mukaan laskettiin keskimääräinen raekoko (mm) kokoluokkien painotettuna keskiarvona:

$$\bar{X}_{PS} = \frac{\sum_{i=1}^C MS_i \times MP_i}{1 / \sum_{i=1}^C MP_i}$$

missä C on pohjan eri ainesten kokoluokkien lukumäärä, MS_i on keskimääräinen partikkelin halkaisija (mm) kokoluokassa i (esim. 9 mm luokassa 2-16 mm) ja MP_i on suhteellisten osuuksien keskiarvo kussakin partikkelikokoluokassa.

Rannan jyrkkyyden mittaamiseksi vuonna 2004 kullakin näytteenotto paikalla mitattiin vedenpintaa pitkin etäisyys rantaviivasta 1 metrin syvyyteen asti, jonka jälkeen pohjan jyrkkyysskulma laskettiin asteina (°) trigonometriaa apuna käyttäen. Vuonna 2003 jyrkkyyksiä ei mitattu havaintopaikalla, vaan ne arvioitiin jälkikäteen digitaalisilta kartoilta. Mittaaminen tapahtui ympäristöhallinnon Hertta-tietokannan karttapalvelussa etäisyyden mittaus -työkalua hyödyntäen. Etäisyys mitattiin näytteenotto paikalta 1,5 metrin syvyyskäyrään asti, ja pohjan jyrkkyysskulma laskettiin asteina.

Sekä syvänteiden, että litoraalin näytteenotto paikoille laskettiin avoimuudet (fetch) ArcGIS 8.0-ohjelmalla ja sen fetch-laajennusosalla (esim. Jensen ym.1992). ArcGIS 8.0-ohjelmalla laskettiin myös syvänteiden etäisyydet lähimpään rantaan. Järvien suhteelliset syvyydet laskettiin jakamalla järven suurin syvyys pinta-alan (km^2) neliöjuurella (Häkanson 1981).

3.3. Pohjaeläinmuuttujien laskenta

Taksonikoostumusta ja runsaussuhteita kuvaamaan laskettiin yksilömäärä (yksilömäärä otos⁻¹) litoraalille ja eläintiheys (yksilöä m^{-2}) syvänteille sekä prosenttinen mallinkaltaisuus (Percent Model Affinity, PMA) (Novak ja Bode 1992, Barton 1996) litoraalille ja syvänteille. PMA huomioi samanaikaisesti sekä taksonikoostumuksen, että taksonien runsaussuhteet ja sitä on direktiivin puitteissa testattu myös järvien pohjaeläimillä (Hämäläinen & Aroviita 2003, Tolonen ym.2005). PMA vertaa arvioitavasta järvestä otetun näytteen pohjaeläinyksilöiden suhteellista jakautumista taksonien kesken suhteessa vertailujärvistä laskettuun malliyhteisöön. Malliyhteisössä kunkin taksonin osuus on kyseisen taksonin osuuksien vertailujärvikeskiarvo. Prosenttinen mallinkaltaisuus laskettiin kaavalla:

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

missä a_i on taksonin i osuus (%) malliyhteisössä ja b_i saman taksonin osuus arvioitavan kohteen näytteessä summan käydessä yli kaikkien taksonien.

Pelkän taksonikoostumuksen tarkastelussa sovellettiin RIVPACS- mallinnuksessa käytettävää menetelmää (Wright ym.1998), joka perustuu tietoon taksonin esiintymisestä ($i=1$) tai puuttumisesta ($i=0$). Kunkin taksonin esiintymistodennäköisyys tyyppin häiriintymättömissä järvissä (j^*) arvioitiin vertailujärvissä (j_0) todettujen esiintymisten lukumäärän suhteena vertailujärvien kokonaismäärään,

$$P_{j^*i} = \sum j_{0i} / \sum j_0$$

Taksonikoostumuksen määrittämisessä huomioitiin vain tyyppille ominaisten taksonien esiintyminen: litoraalissa lajit, jotka esiintyvät vähintään joka toisessa

vertailujärjestyksessä (tyyppilajit 50 %, TL50 %) ja syvänteissä lajit, jotka esiintyivät yli 25 % todennäköisyydellä vertailupaikoissa (TL25 %). Syvännepohjaeläimille käytettiin aiemmin toimivaksi havaittua TL25 % -muuttujaa (Tolonen ym.2005), koska syvänteissä pohjaeläinten lajimäärä on usein vähäinen ja tyyppilajien odotusarvokin siten pieni. Tällöin yksikin puuttuva laji vaikuttaa ratkaisevasti ekologiseen laatusuhteeseen. Tyyppillisten taksonien lukumäärän odotusarvo laskettiin kaavalla:

$$E_{j^*i} = \sum P_{j^*i} \mid P_{j^*i} \geq P_c$$

missä P_c on litoraalisissa 0,5 ja syvänteissä 0,25. Mille tahansa tyyppiin kuuluvalla järvelle (j) havaittu tyyppillisten taksonien lukumäärä

$$O_{kji} = \sum k_{ji} \mid P_{kji} \geq P_c$$

eli niiden havaittujen taksonien lukumäärä, joiden esiintymistodennäköisyys vertailuolosuhteissa on vähintään P_c (Hämäläinen ja Aroviita 2003).

Ihmistoiminnalle herkkien ja epäherkkien lajien suhdetta kuvattiin syvänteissä Wiederholmin (1980) surviaissääskitoukkiin (Chironomidae) perustuvalla pohjanlaatuindeksillä (Benthic Quality Index, BQI).

$$BQI = \sum_{i=0}^5 \frac{k_i \cdot n_i}{N}$$

Indeksi perustuu seitsemään indikaattorilajiin, jotka saavat vakion k kokonaislukuarvon 1-5, sekä niiden runsauksiin (n). Lajit ovat *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.)(5), *Micropsectra* spp. (Zett.)(4), *Paracladopelma* spp.(Goeth.)(4), *Sergentia coracina* (Zett.)(3), *Stichtochironomus rosenschoeldi* (Zett.)(3), *Chironomus anthracinus* (Zett.)(2) ja *Chironomus plumosus* (L.)(1). Vakion arvot ovat käänteisessä yhteydessä lajin herkkyydelle lisääntyneeseen rehevöitymiseen ja heikentyneeseen happitilanteeseen. Indeksi voi siis saada reaaliarvoja 1-5. Suuret arvot kuvastavat karua, hyvähappista pohjaa. Huonoimmaksi arvioidussa tilassa (BQI=0) kestävimpiäkin indikaattorilajit puuttuvat (Wiederholm 1980). Nolla-arvot voivat kuitenkin olla harhaanjohtavia, sillä pienellä otoksella ja alhaisella eläintiheydellä indeksilajien todennäköisyys esiintyä näytteessä pienenee.

Litoraalisissa ihmistoiminnalle herkkien ja epäherkkien taksonien suhdetta kuvaamaan laskettiin EPT- taksonien (Ephemeroptera [päivänkorennot], Plecoptera [koskikorennot] ja Trichoptera [vesiperhoset]) ja muiden kuin EPT-taksonien lukumäärän suhde EPT/Muut. EPT-taksonien on todettu olevan keskimäärin muita herkempiä erilaisille muutoksille (esim. Eaton & Lenat 1991).

Monimuotoisuustasoa mitattiin litoraalisissa ja syvänteillä taksonilukumäärällä sekä Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksillä (H) (Shannon & Weaver 1949).

Syvänteiden pohjaeläinmuuttujat laskettiin yhdistetyistä näytteistä. Eläintiheyden laskennassa jätettiin huomioimatta usein runsaina esiintyneet *Chaoborus flavicans-*sulkasääsket, koska ne eivät ole varsinaisia pohjaeläimiä. Myös litoraalinäytteiden laskennoissa näytteet käsiteltiin järvikohtaisesti yhdistämällä näytteet (2 näytettä jokaiselta järveltä = otos). Tyyppilajien, PMA:n ja diversiteetti-indeksin laskemisessa jätettiin huomioimatta kaikki sukua karkeammalle tasolle määritetyt taksonit eli surviaissääsket, harvasukasmadot sekä vesipunkit (Hydrachnellae). Kaikkien muuttujien arvot muunnettiin

ekologisen laatusuhteen numeeriseksi arvoiksi käyttämällä vertailuarvona (E) vertailujärvien keskiarvoa.

Järvien pohjaeläimistön tilan arvioimiseksi kaikkien pohjaeläinmuuttujien perusteella EQR-arvot täytyi yhteismitallistaa. Tässä tutkimuksessa vertailuarvojen EQR-jakaumasta määritettiin 10. prosenttipiste, jonka katsottiin vastaavan erinomaisen ja hyvän tilan (E/H) rajaa (esim. Vuori ym. 2006). Nollan ja 10. prosenttipisteen väliin jäävä tila jaettiin neljään tasaväliseen osaan vastaamaan neljää erinomaisesta poikkeavaa tilaluokkaa. EQR -arvot ja luokkarajat laskettiin ensin erikseen jokaiselle muuttujalle. Monimuotoisuutta kuvaavista pohjaeläinmuuttujista ekologisen laatusuhteen arvot laskettiin vain Shannonin indeksille, joka ilmaisee monipuolisesti yhteisön diversiteettiä (ilmentäen sekä taksonirunsautta, että lajien jakautumisen tasaisuutta). Muuttujakohtaisten arvojen yhdistämiseksi koko biologista elementtiä koskevaksi tila-arvioksi muuttujat palautettiin yhteismitalliselle luokitteluasteikolle jatkuvalla uudelleenskaalauksella (Hämäläinen ym. 2007). Kunkin muuttujan alkuperäinen E/H rajaa vastaava EQR kiinnitettiin ensin arvoon 0,8, alkuperäinen 0 arvoon 0 ja 1 arvoon 1, mihin perustuen alkuperäiset arvot uudelleenskaalattiin lineaarisesti eli vakioitiin kunkin muuttujan alkuperäinen 0 – EQR(E/H) väli välille 0 – 0,8 ja väli EQR(E/H) – 1 välille 0,8 – 1 lineaarisesti ”venyttämällä” tai ”supistamalla” alkuperäisiä välejä. Skaalatuista EQR-arvoista laskettiin tämän jälkeen keskiarvo. Vertailupaikkojen jakauman 10. prosenttipisteen avulla keskiarvoaineisto skaalattiin vielä uudelleen, jotta luokkarajat saatiin kiinnitettyä tasalukuihin:

Erinomainen	$EQR \geq 0,8$
Hyvä	$0,8 > EQR \geq 0,6$
Tyydyttävä	$0,6 > EQR \geq 0,4$
Välttävä	$0,4 > EQR \geq 0,2$
Huono	$0,2 > EQR \geq 0$

3.4. Aineiston tilastollinen analysointi

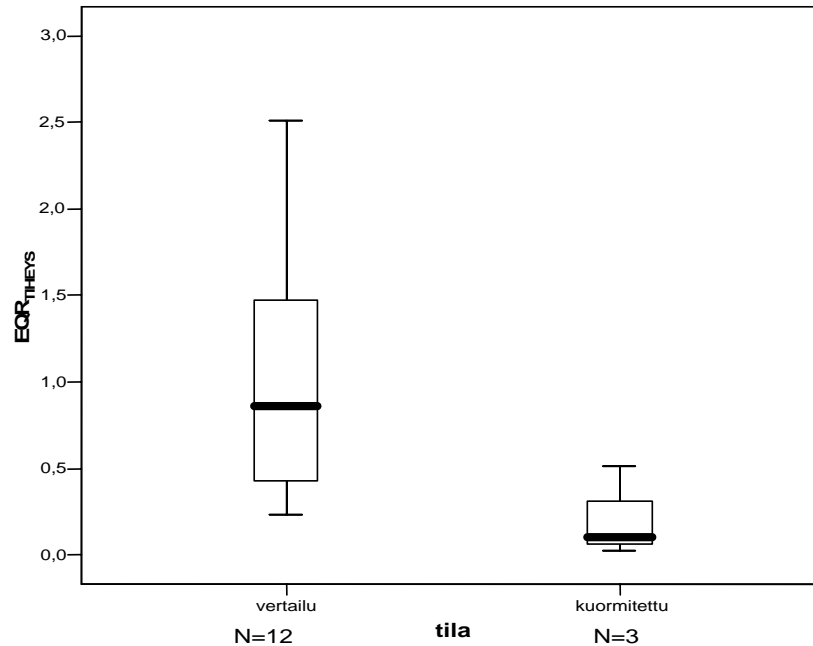
Pohjaeläinyhteisöjen vaihtelua vertailujärvien ja kuormitettujen järvien välillä sekä suhdetta ympäristömuuttujiin tutkittiin epämetrisellä moniulotteisella pisteytyksellä (NMS-ordinaatio). NMS-ordinaatiomenetelmä sopii erityisesti aineistoille, jotka eivät noudata normaalijakaumaa, ovat epäjatkuvia tai joiden mitta-asteikko on muuten kyseenalainen (McCune & Mefford 1999). Lajiaineistoille tehtiin analyyseja varten logaritmimuunnos $\log_{10}(x+1)$. Syvännenäytteet yhdistettiin, mutta litoraalinäytteet käsiteltiin erillisinä. Yhteisökoostumuksen ja ympäristömuuttujien yhteyksiä tarkasteltiin ympäristömuuttujien ja ordinaatioakseleiden välisten korrelaatioiden avulla. Analyysit suoritettiin PC-Ord 4.0-ohjelmistolla.

Pohjaeläinmuuttujien vaihtelua vertailu – ja kuormitetuissa järvissä havainnollistettiin viiksilaatikoiden avulla. Pohjaeläinmuuttujien yhteyttä ympäristömuuttujiin, sekä syvänteiden ja litoraalin pohjaeläinmuuttujien yhteyksiä toisiinsa tutkittiin ei-parametrisen Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen ja sirontakuvioiden avulla. Analyysit suoritettiin SPSS for Windows 12.0.1.-ohjelmalla.

4. TULOKSET

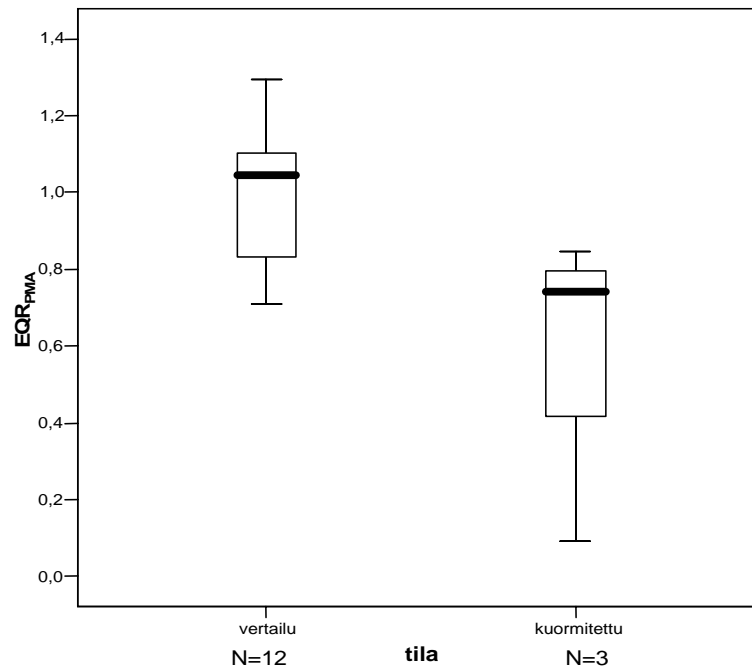
4.1. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu syvänteillä

Syvänteiden pohjaeläinnäytteistä tavattiin yhteensä 1153 yksilöä ja määritettiin 24 taksonia. Vertailujärvien eläintiheys vaihteli suuresti (61,6- 651,2 yksilöä m⁻²) odotusarvon (E= 259 yksilöä m⁻²) ympärillä, kuormitettujen järvien yksilötiheyksien jäädessä reilusti tämän alle (5,8 - 187 yks. m⁻²). EQR_{THEYS} vaihteli vertailujärvissä välillä 0,24- 2,51, kuormitettujen järvien arvojen ollessa välillä 0,02- 0,52 (Kuva 2).



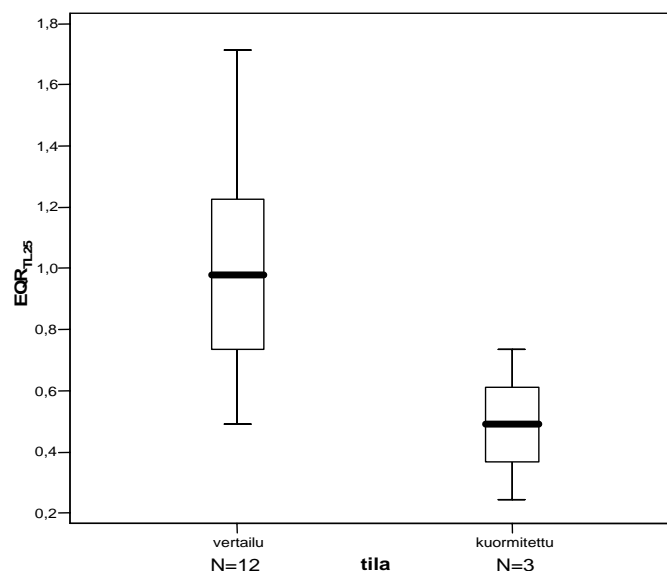
Kuva 2. Eläintiheyden ekologisen laatusuhteen (EQR_{THEYS}) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

Prosenttisen mallinkaltaisuuden EQR_{PMA}-arvot vaihtelivat vertailujärvissä suhteellisen vähän (0,71- 1,29), kuormitettujen järvien arvojen vaihdella suuresti (0,09 - 0,85) odotusarvon ollessa E = 35,4 (Kuva 3).



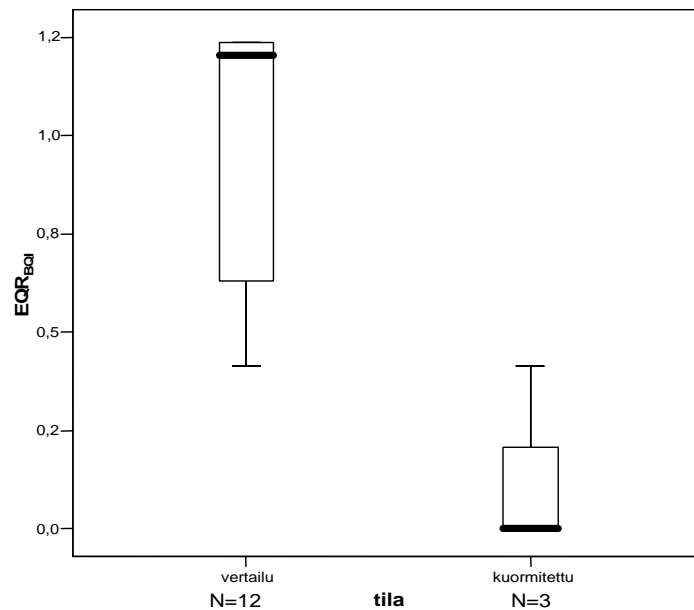
Kuva 3. Prosenttisen mallinkaltaisuuden ekologisen laatusuhteen (EQR_{PMA}) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

Vertailujärvissä oli 2-7 ($E = 4,0$) taksonia, joiden esiintymistodennäköisyys oli vähintään 0,25. Tyypille ominaiset taksonit olivat surviaissääsket *Chironomus plumosus*, *Chironomus anthracinus*, *Sergentia coracina*, Procladius sp., *Zalutschia zalutschicola*, hiussukaselliset Tubificidae-harvasukasmadot, Pisidium-hernesimpukat ja *Chaoborus flavicans*-sulkasääsket. Kuormitetuissa järvissä tyypilajeja oli vähemmän (1-3). EQR_{TL25} – arvot vaihtelivat vertailujärvissä välillä 0,49 - 1,71, kuormitettujen järvien arvojen ollessa pienempiä (0,24 - 0,73) (Kuva 4).



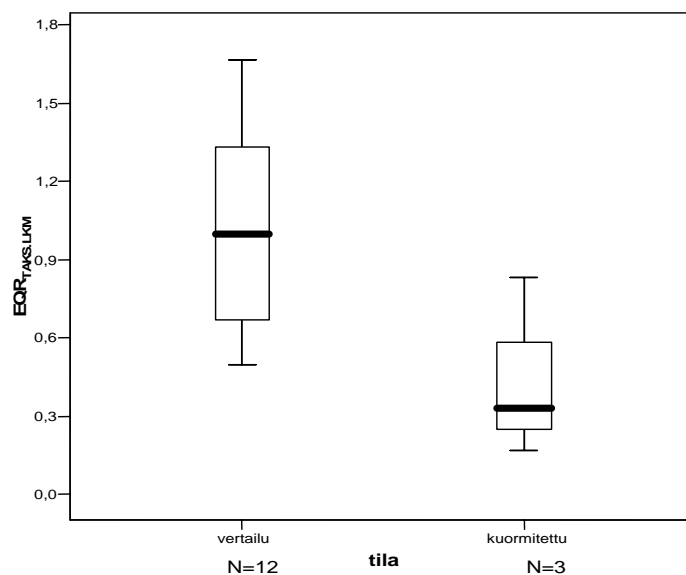
Kuva 4. Tyypille ominaisten taksonien ekologisen laatusuhteen (EQR_{TL25}) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

Vertailujärvien pohjanlaatuindeksi BQI vaihteli välillä 1-3 odotusarvon ollessa 2,37. Kuormitetuilta järviltä indeksilajit puuttuivat lähes kokonaan, BQI -arvojen vaihdellessa välillä 0-1. EQR_{BQI} vaihteli vertailujärvillä välillä 0,41- 1,24 kuormitettujen järvien vaihtelun ollessa huomattavasti pienempi (0-0,4) (Kuva 5).



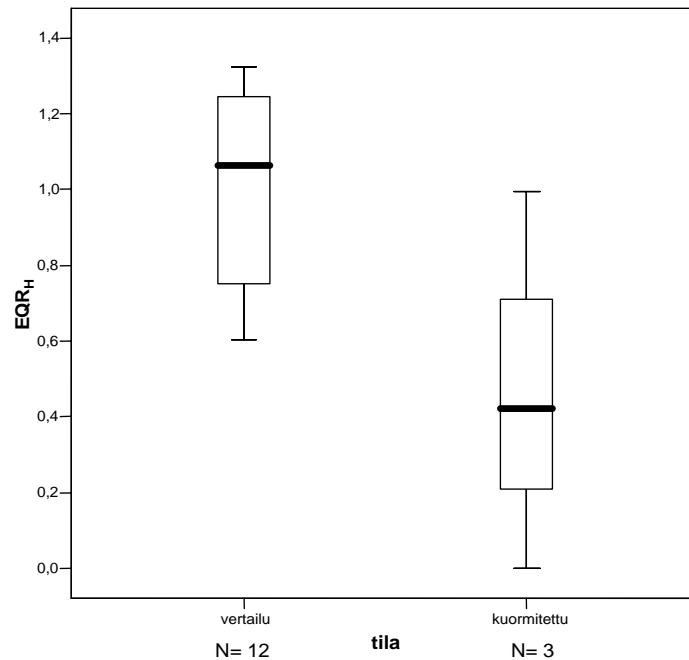
Kuva 5. Pohjanlaatuindeksin BQI ekologisen laatusuhteen (EQR_{BQI}) vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

Vertailujärvien taksonilukumäärä vaihteli suuresti (3-10 taksonia järvi⁻¹) odotusarvon ollessa 6. Kuormitetuissa järvissä taksonilukumäärä oli pienempi (1-5). $EQR_{TAKS.LKM}$ vaihteli vertailujärvissä välillä 0,5–1,67 ja kuormitetuissa välillä 0,17–0,83 (Kuva 6).



Kuva 6. Taksonilukumäärän ekologisen laatusuhteen ($EQR_{TAKS.LKM}$) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

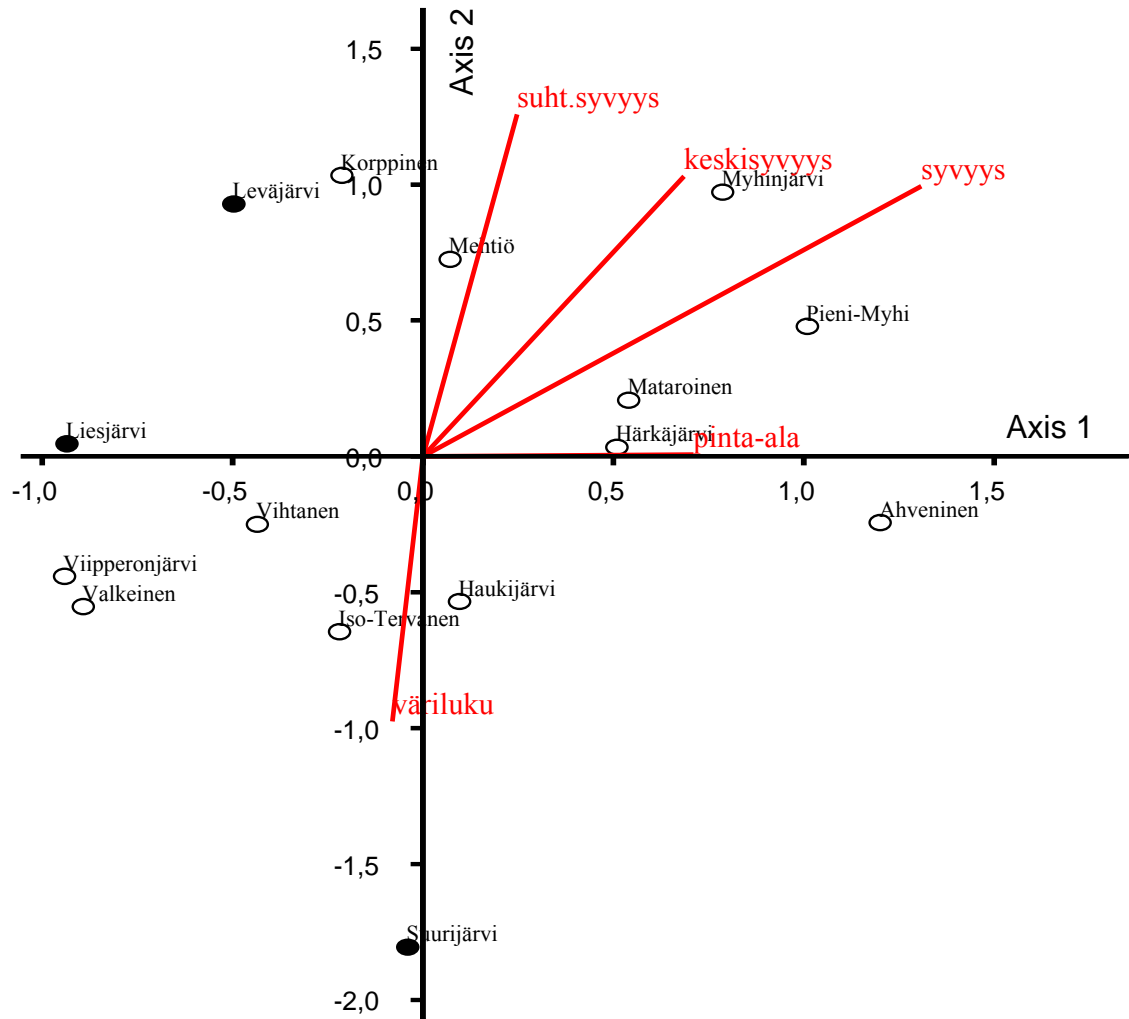
Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi H vaihteli vertailujärvissä välillä 0,96–2,09 odotusarvon ollessa 1,59. Kuormitettujen järvien diversiteetti vaihteli suuresti (0–1,58). EQR_H - arvot vaihtelivat vertailujärvissä välillä 0,6–1,32 ja kuormitetuissa järvissä välillä 0–0,99 (Kuva 7).



Kuva 7. Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin ekologisen laatusuhteen (EQR_H) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

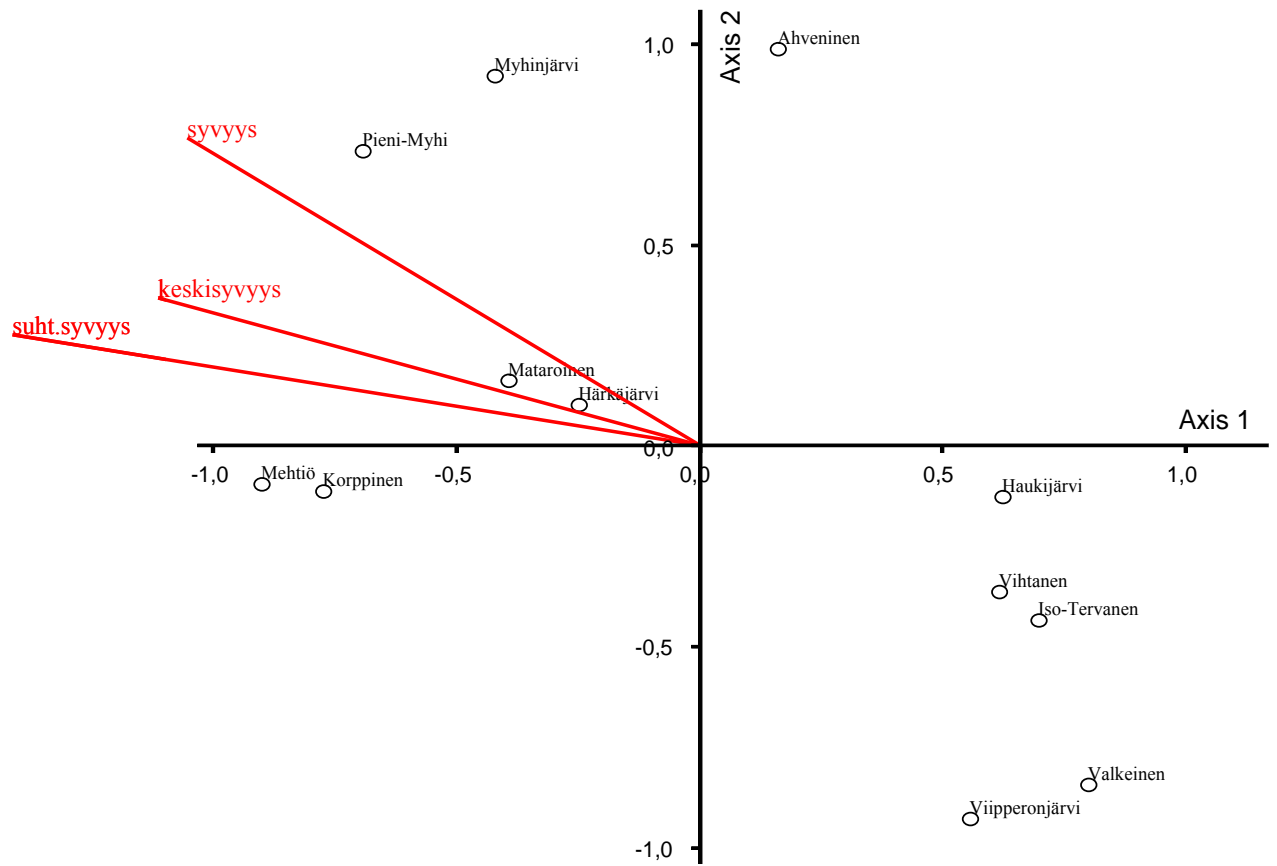
4.2. Syvänpohjaeläimistön yhteys ympäristömuuttujiin

Vertailujärvien ja kuormitettujen järvien NMS-ordinaatiossa kaksiulotteinen ratkaisu oli optimaalinen, lopullisen stressin ollessa 13,08 (instabiliteetti 0,0000). Havaintopaikan syvyys, järven suhteellinen syvyys, keskisyvyys, pinta-ala ja väriluku korreloivat voimakkaimmin ordinaatioakseleiden kanssa. Vertailujärvet ja kuormitetut järvet eivät erotu selkeästi toisistaan (Kuva 8).



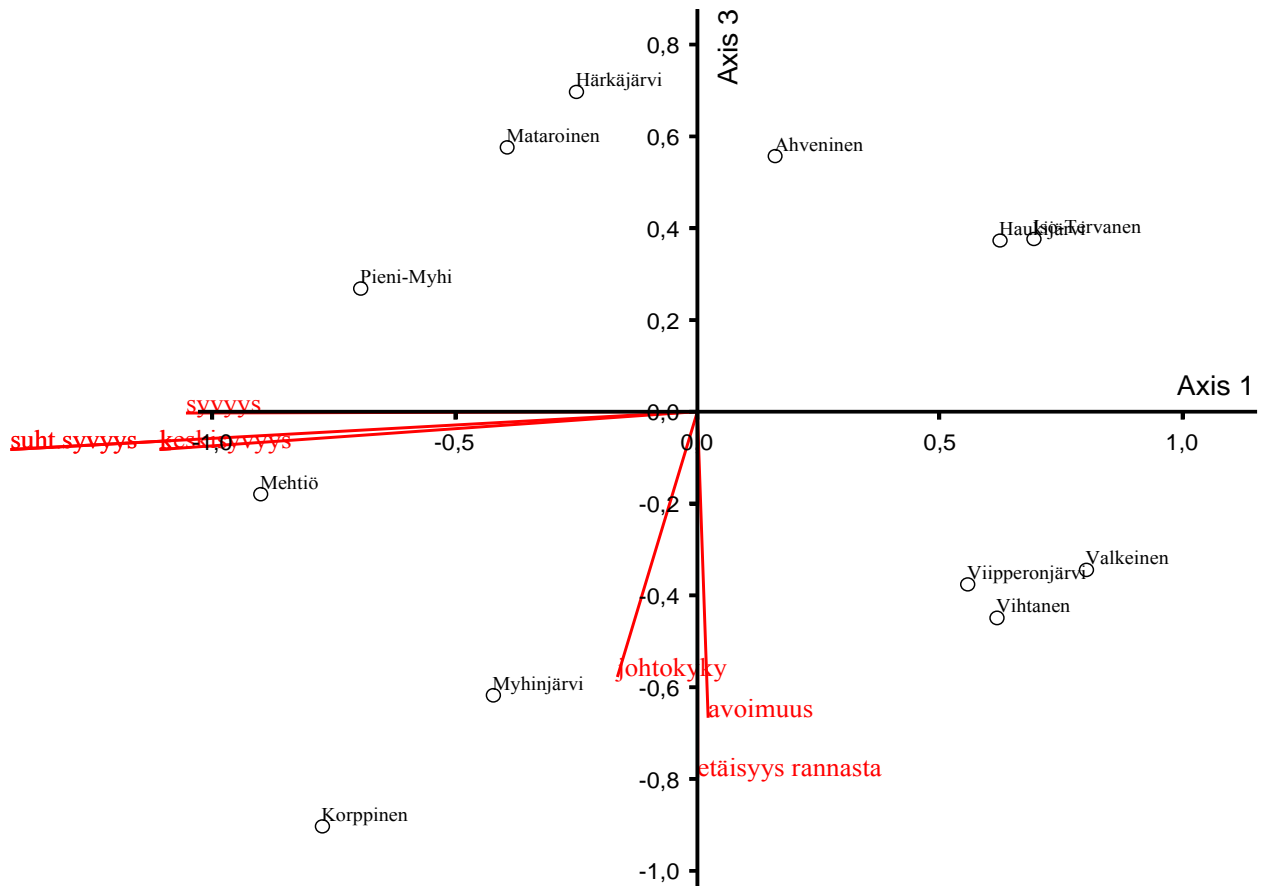
Kuva 8. Syvänpohjajääläimistön NMS-ordinaatio. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

Vertailujärvien NMS-ordinaatiossa kolmiulotteinen ratkaisu oli optimaalinen (lopullinen stressi 4,15, instabiliteetti 0,047). Ensimmäisen ja/tai toisen akselin kanssa korreloivat voimakkaimmin syvyys, järven suhteellinen syvyys sekä keski­syvyys (Kuva 9).



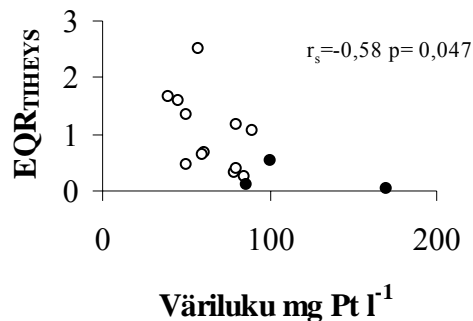
Kuva 9. Vertailujärvien NMS-ordinaatio 1. ja 2. akselin muodostamalla tasolla.

Kolmannen akselin kanssa korreloivat veden johtokyky, havaintopaikan etäisyys rannasta, havaintopaikan avoimuus, havaintopaikan syvyys sekä järven suhteellinen syvyys (Kuva 10).



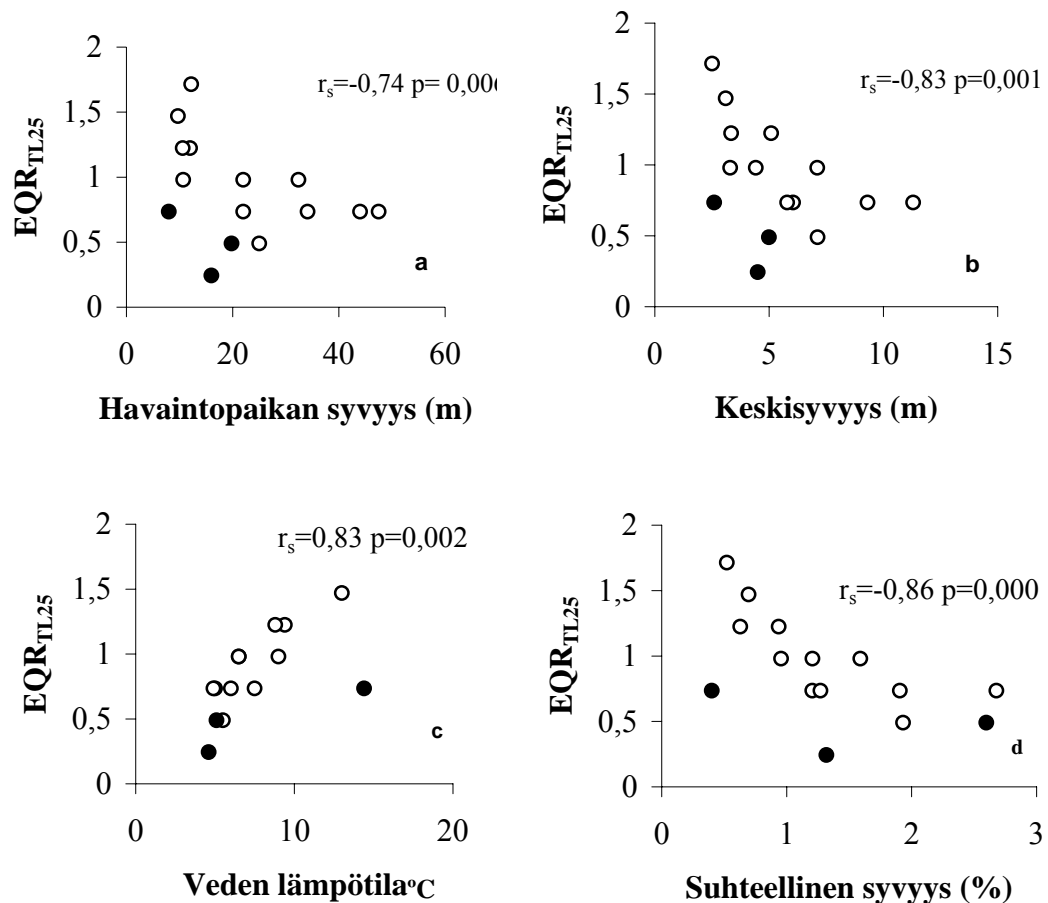
Kuva 10. Vertailujärvien NMS-ordinaatio 1. ja 3. akselin muodostamalla tasolla.

Pohjaeläinmuuttujista osa korreloi merkitsevästi ympäristömuuttujien kanssa. Muuttujien luonnollinen vaihtelu oli yhteydessä pääasiassa järvien morfometrisiin ominaisuuksiin. Eläintiheyden ekologisen laatusuhteen (EQR_{THEYS}) arvojen vaihtelu oli yhteydessä vain värilukuun. Kirkkaammassa vesissä EQR sai suuremmat arvot. Kuormitettujen järvien vesi oli selkeästi tummempaa kuin vertailujärvissä ja eläintiheys pieni, noudattaen vertailujärvijoukossa havaittua yhteyttä (Kuva 11).



Kuva 11. Eläintiheyden ekologisen laatusuhteen (EQR_{THEYS}) arvojen suhde värilukuun. Korrelaatio on laskettu vain vertailujärville. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

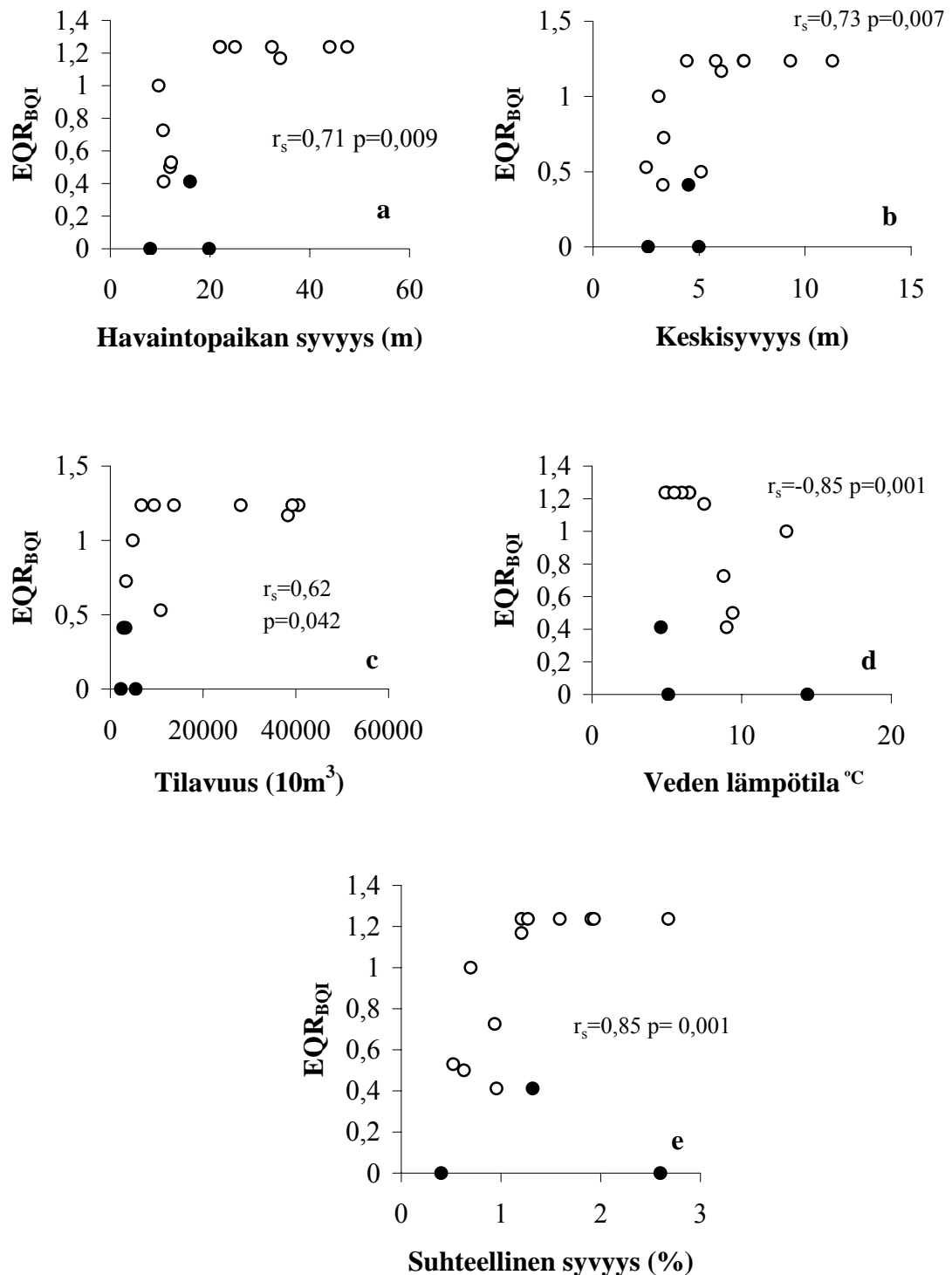
Tyypille ominaisten lajien ekologisen laatusuhteen (EQR_{TL25}) arvojen vaihtelu vertailujärvissä oli yhteydessä havaintopaikan syvyyteen, järven keskisyvyyteen, alusveden lämpötilaan sekä suhteelliseen syvyyteen (Kuva 12). Kuormitetut järvet olivat suhteellisen matalia ja EQR -arvot pienempiä, kuin syvyydeltään samankaltaisten vertailujärvien (Kuva 12 a,b,d). Suurimmat EQR -arvot havaittiin lämpimissä vesissä ja positiivinen yhteys lämpötilaan oli vertailujärvien joukossa lineaarinen. Kylmävetiset kuormitetut järvet noudattivat vertailujärvissä havaittua yhteyttä, mutta Haukijärvessä, jonka alusveden lämpötila oli joukon suurin, oli selvästi odotettua vähemmän tyyppilajeja (Kuva 12c).



Kuva 12. Tyypille ominaisten lajien ekologisen laatusuhteen (EQR_{TL25}) suhteessa a) havaintopaikan syvyyteen, b) järven keskisyvyyteen, c) alusveden elokuiseen lämpötilaan ja d) suhteelliseen syvyyteen. Korrelaatio on laskettu vain vertailujärville. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

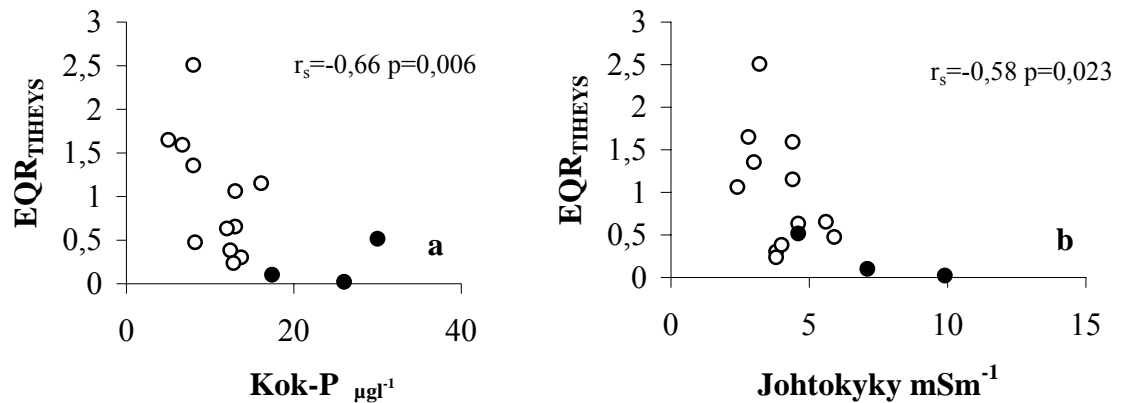
Pohjanlaatuindeksi BQI:n ekologisen laatusuhteen (EQR_{BQI}) vaihtelu oli yhteydessä havaintopaikan syvyyteen, järven keskisyvyyteen, tilavuuteen, veden lämpötilaan sekä suhteelliseen syvyyteen (Kuva 13). Vertailujärvissä suurimmat EQR -arvot saivat syvimmät, kuten myös tilavuudeltaan suurimmat järvet. Muuttujan vaihtelu oli hyppäksenomaista, yli 20 metriä syvissä syvänteissä ja keskisyvyydeltään yli 5 metriä syvissä järvissä EQR_{BQI} -arvot olivat tasoa 1,2 ($BQI=3$). Matalammissa järvissä arvot olivat pienempiä. Keskisyvyys, havaintopaikan syvyys, suhteellinen syvyys sekä tilavuus olivat pieniä kuormitetuissa järvissä ja BQI- arvot pienempiä kuin morfometrialtaan vastaavissa vertailujärvissä (Kuva 13 a,b,c,e). Kylmemmissä syvänteissä EQR_{BQI} sai suuremmat arvot

kuin lämpimämmissä, ja kuormitetut järvet saivat pienemmät arvot, kuin lämpötilaltaan vastaavat vertailujärvet (Kuva 13d).



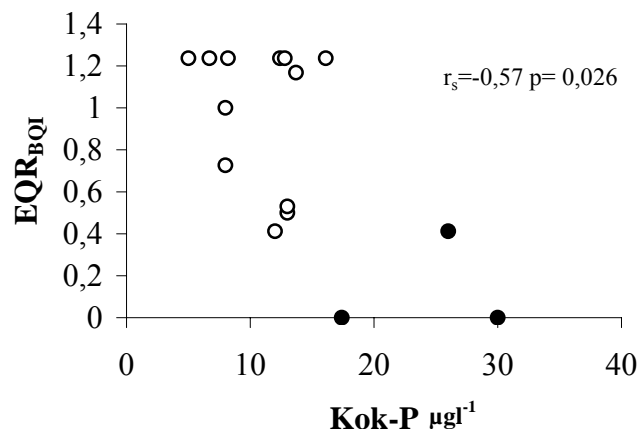
Kuva 13. Pohjanlaatuindeksin ekologisen laatusuhteen (EQR_{BQI}) vaihtelu suhteessa a) havaintopaikan syvyyteen, b) järven keskisyvyyteen, c) tilavuuteen, d) alusveden elokuiseen lämpötilaan ja e) suhteelliseen syvyyteen. Korrelaatio on laskettu vain vertailujärvistä. \circ = vertailujärvi \bullet = kuormitettu järvi.

Vertailujärvien joukossa PMA:n, taksonilukumäärän sekä Shannonin diversiteetti-indeksin ekologisten laatusuhteiden arvot eivät korreloineet merkittävästi järvien luontaisia ominaisuuksia mittaavien ympäristömuuttujien kanssa. Myöskään ihmistoiminnan vaikuttamien ympäristömuuttujien ja pohjaeläinmuuttujien välillä ei ollut merkittäviä korrelaatioita vertailujärvijoukossa. Sen sijaan koko järvijoukossa muuttujien vaihtelu oli yhteydessä ravinnetasoon, sekä veden johtokykyyn. Prosenttisen mallinkaltaisuuden ekologisen laatusuhteen vaihtelulla ei ollut suhdetta ihmistoiminnan vaikuttamiin ympäristömuuttujiin. Eläintiheyden ekologisen laatusuhteen (EQR_{THEYS}) arvojen vaihtelu oli negatiivisessa yhteydessä kokonaisfosforipitoisuuteen ja veden johtokykyyn (Kuva 14).



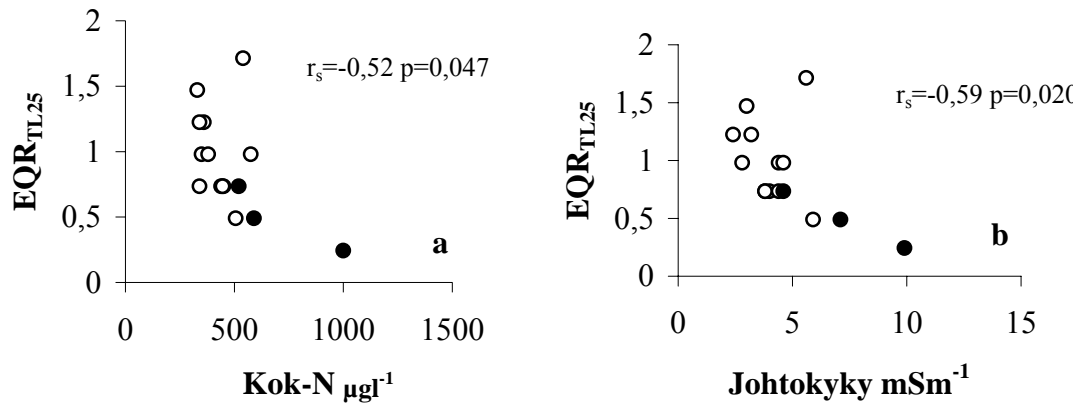
Kuva 14. Vertailu- ja kuormitettujen järvien EQR_{THEYS} suhteessa a) kokonaisfosforipitoisuuteen ja b) veden johtokykyyn. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

Pohjanlaatuindeksin ekologisen laatusuhteen arvot korreloivat negatiivisesti kokonaisfosforipitoisuuden kanssa (Kuva 15).



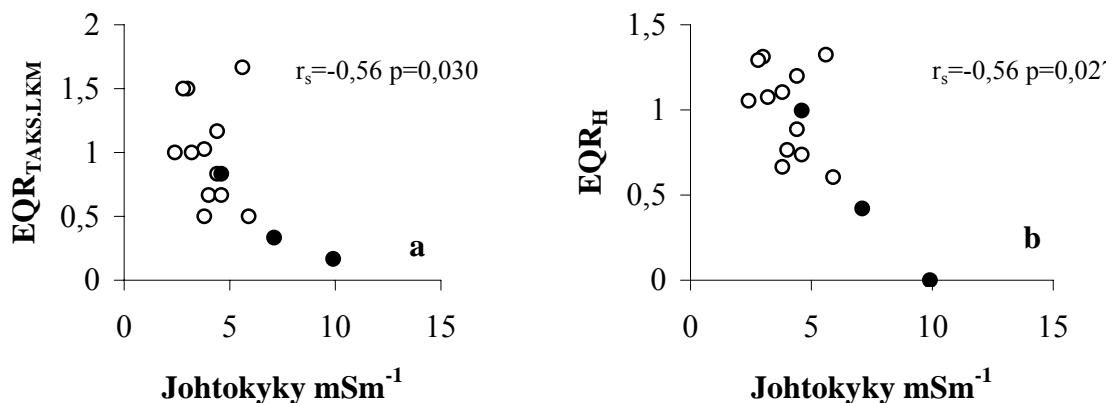
Kuva 15. Vertailu- ja kuormitettujen järvien pohjanlaatuindeksin ekologisen laatusuhteen (EQR_{BQI}) vaihtelu suhteessa kokonaisfosforipitoisuuteen. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

Tyypille ominaisten taksonien esiintyminen (EQR_{TL25}) oli negatiivisessa yhteydessä kokonaistyyppipitoisuuteen, sekä veden johtokykyyn (Kuva 16).



Kuva 16. Vertailu- ja kuormitettujen järvien tyypille ominaisten taksonien ekologisen laatusuhteen vaihtelu (EQR_{TL25}) suhteessa a) kokonaistyyppipitoisuuteen ja b) veden johtokykyyn. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

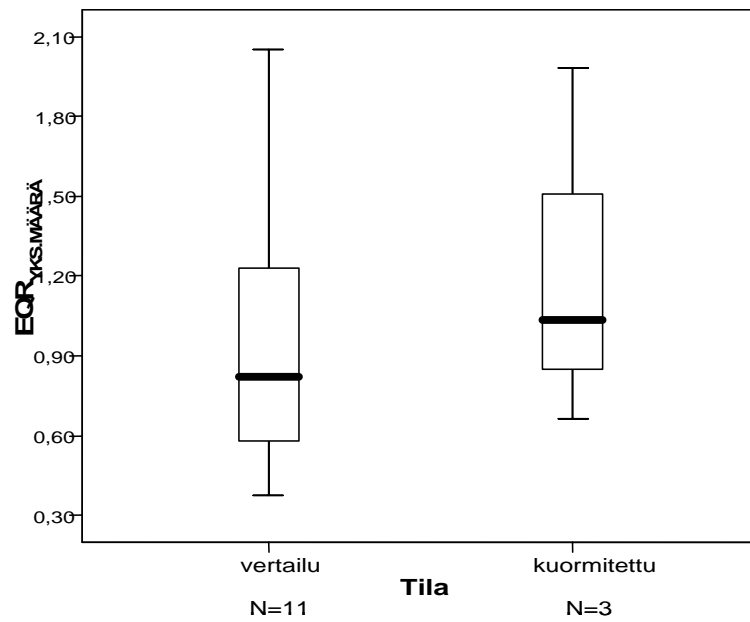
Taksonilukumäärän ($EQR_{TAKS.LKM}$), sekä Shannonin diversiteetti-indeksin (EQR_H) arvojen vaihtelu oli negatiivisessa yhteydessä veden johtokykyyn (Kuva 17).



Kuva 17. Vertailujärvien- ja kuormitettujen järvien a) $EQR_{TAKS.LKM}$ ja b) EQR_H suhteessa veden johtokykyyn. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

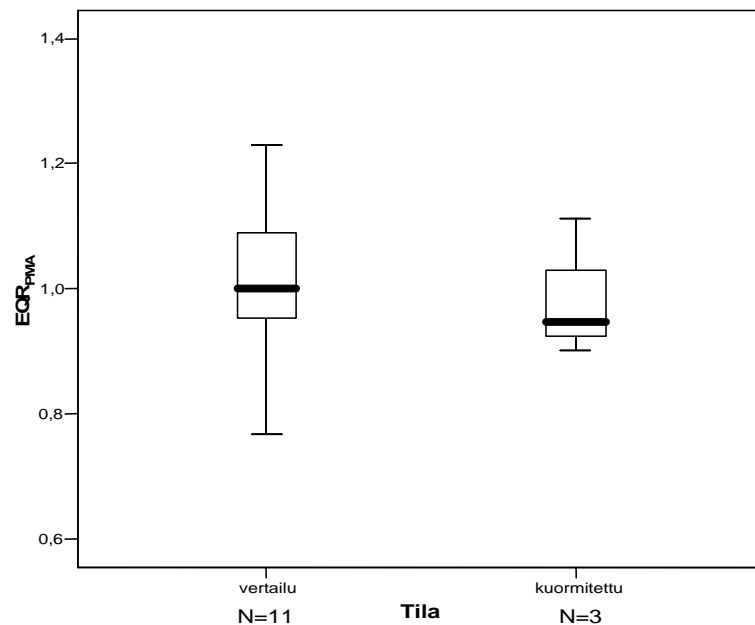
4.3. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu litoraalissa

Litoraaliaineisto koostui yhteensä 13686 yksilöstä ja 103 taksonista. Vertailujärvien yksilömäärä vaihteli suuresti odotusarvon ($E = 412$ yksilöä otos⁻¹) ympärillä (220–846 yksilöä otos⁻¹), kuormitettujen järvien yksilömäärien vaihdella välillä 274–819 yksilöä otos⁻¹. $EQR_{YKS.MÄÄRÄ}$ vaihteli vertailujärvissä välillä 0,34–2,05, kuormitettujen järvien arvojen ollessa keskimäärin suurempia (0,66–1,98) (Kuva 18).



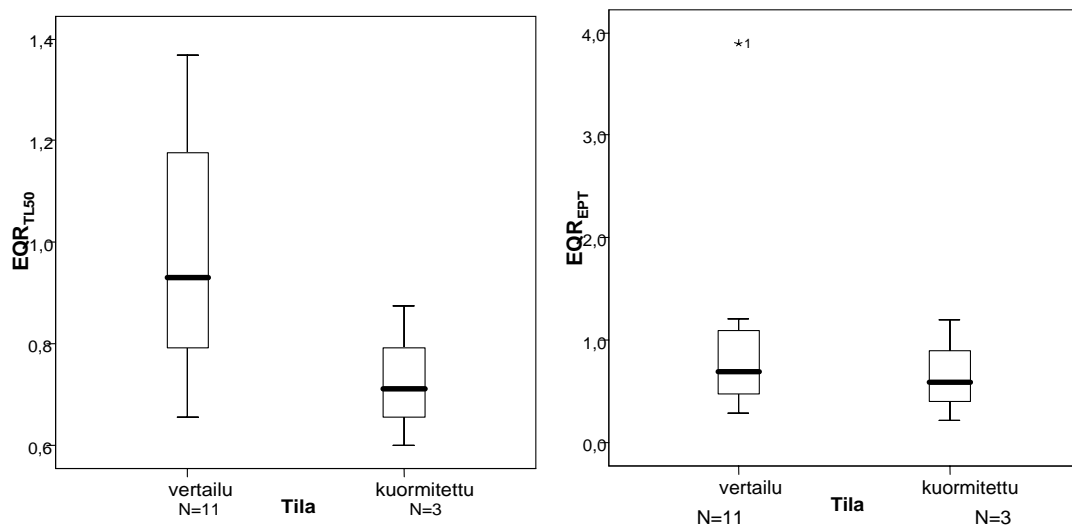
Kuva 18. Yksilömäärän ekologisen laatusuhteen ($EQR_{YKS.MÄÄRÄ}$) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

Prosenttisen mallinkaltaisuuden EQR_{PMA} - arvot vaihtelivat vertailujärvissä välillä 0,76 -1,23, kuormitettujen järvien arvojen ollessa välillä 0,96–1,1 odotusarvon ollessa $E = 64,6$ (Kuva 19).



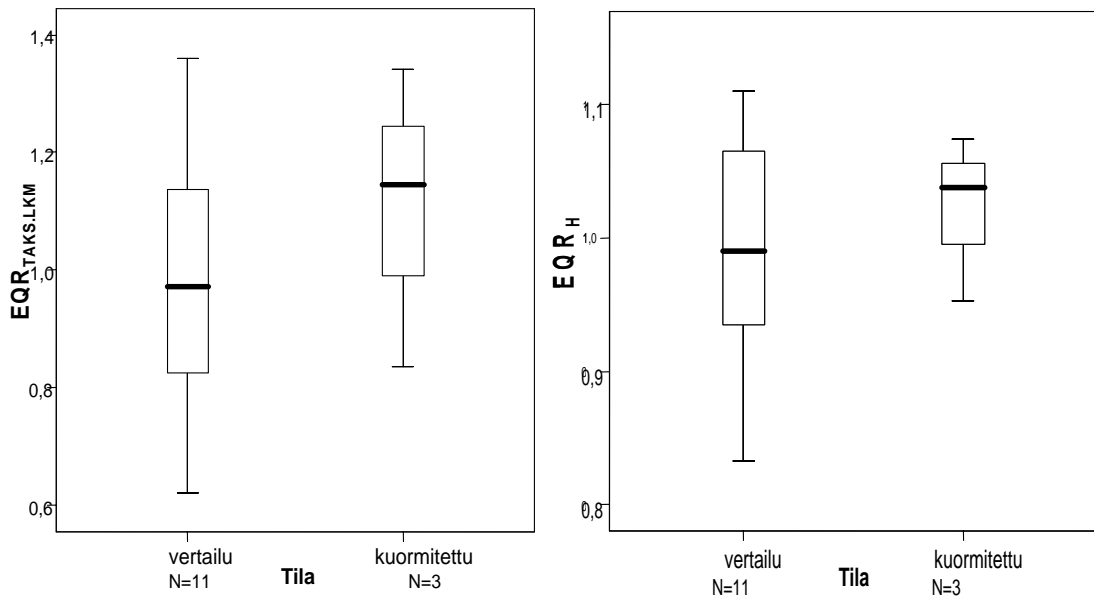
Kuva 19. Prosenttisen mallinkaltaisuuden ekologisen laatusuhteen (EQR_{PMA}) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

Vertailujärvissä oli 12–25 ($E=18,36$) tyypille ominaista taksonia, jotka esiintyivät vähintään puolessa vertailujärvistä (Liite 2). Kuormitetuissa järvissä tyypille ominaisten taksonien määrä vaihteli välillä 11–16. Tyypille ominaisia taksonia litoraalissa olivat 5 eri päivänkorentolajia, 9 vesiperhoslajia, *Nemoura* sp.-koskikorennot, *Oulimnius tuberculatus*-kovakuoriaiset, *Turbellaria*-värysmadot, *Asellus aquaticus*-vesisiirat, *Pisidium*-hernesimpukat, Nematoda-sukkulamadot, sekä *Stylaria lacustris*-harvasukasmadot (Liite 2). Vertailujärvien EQR_{TL50} -arvot vaihtelivat välillä 0,65- 1,36 kuormitettujen järvien arvojen ollessa pienempiä (0,60–0,87) (Kuva 20). EPT/Muut -muuttujan laatusuhteen (EQR_{EPT}) arvot vaihtelivat vertailujärvissä välillä 0,29- 1,2, lisäksi muista huomattavasti poikkeava havainto 3,89. Kuormitettujen järvien arvot olivat vaihtelultaan samanlaisia vertailujärvien kanssa (0,21–1,19) (Kuva 20).



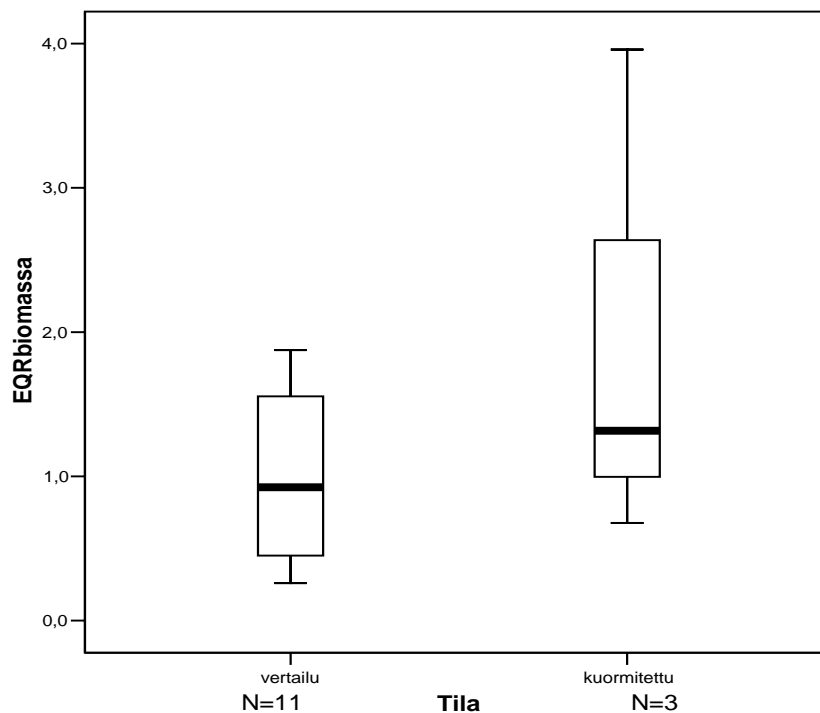
Kuva 20. Tyypille ominaisten taksonien (TL50) ekologisen laatusuhteen (EQR_{TL50}) sekä EPT/Muut- suhteen ekologisen laatusuhteen (EQR_{EPT}) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

Taksonilukumäärän odotusarvo oli 25 ja vaihtelu vertailujärvien joukossa suurta (16–35). Kuormitettujen järvien näytteissä taksonia oli enemmän (21 - 34). $EQR_{TAKS.LKM}$ vaihteli vertailujärvissä välillä 0,62-1,36, kuormitettujen järvien arvojen ollessa välillä 0,83-1,34 (Kuva 21). Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi H vaihteli suuresti vertailujärvissä (2,5–3,3), kuormitettujen järvien vaihtelun ollessa pienempää (2,8–3,2). EQR_H -arvot vaihtelivat vertailujärvissä välillä 0,83- 1,08 ja kuormitetuissa järvissä välillä 0,95–1,07 (Kuva 21).



Kuva 21. Taksonilukumäärän ekologisen laatusuhteen ($EQR_{TAKS.LKM}$), sekä Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin (H) ekologisen laatusuhteen (EQR_H) arvojen vaihtelu vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin

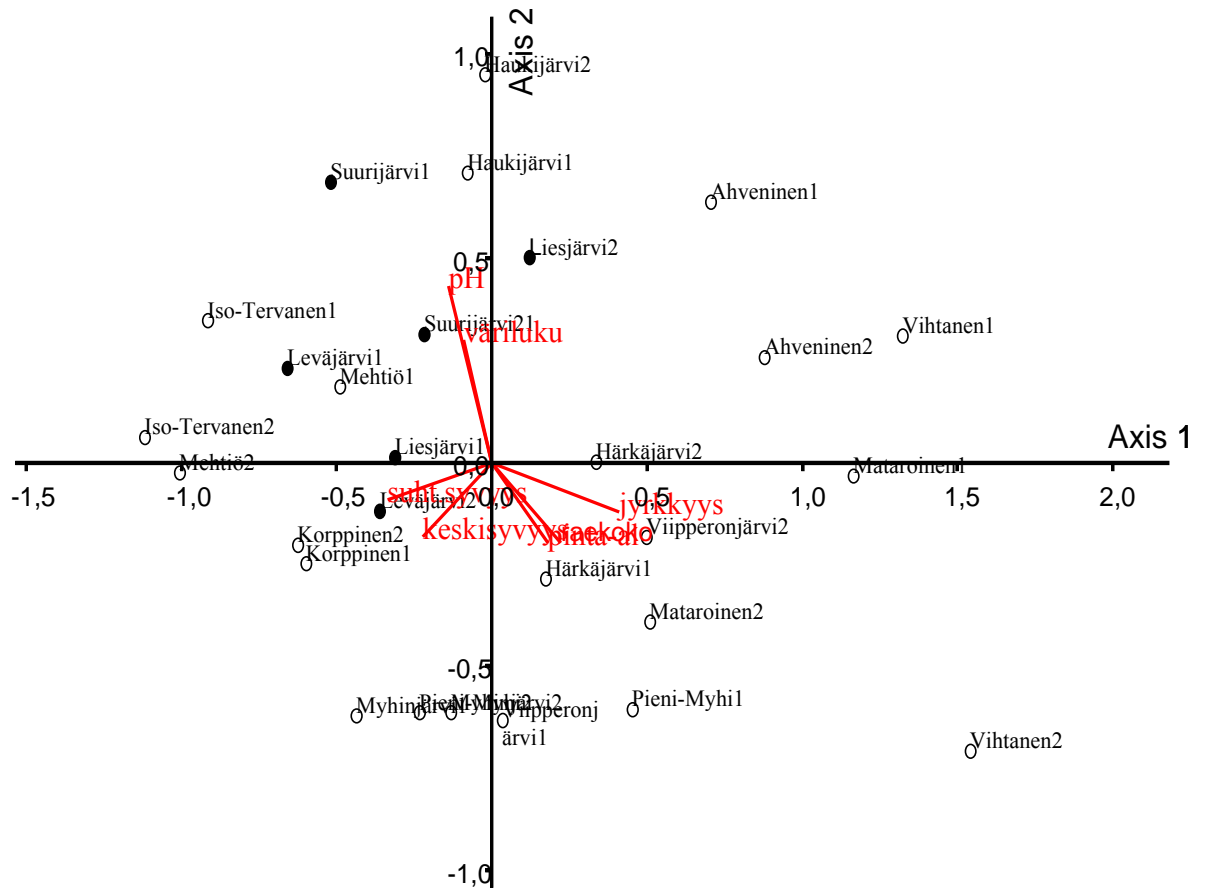
Yhdistettyjen litoraalinäytteiden biomassa vaihteli vertailujärvillä välillä 0,40 g- 2,87 g, kuormitetujen järvien biomassojen ollessa suurempia (1,04–6,08 g). EQR-arvot vaihtelivat vertailujärvissä välillä 0,26- 1,87, kuormitetuissa järvissä välillä 0,67–3,39 (Kuva 22).



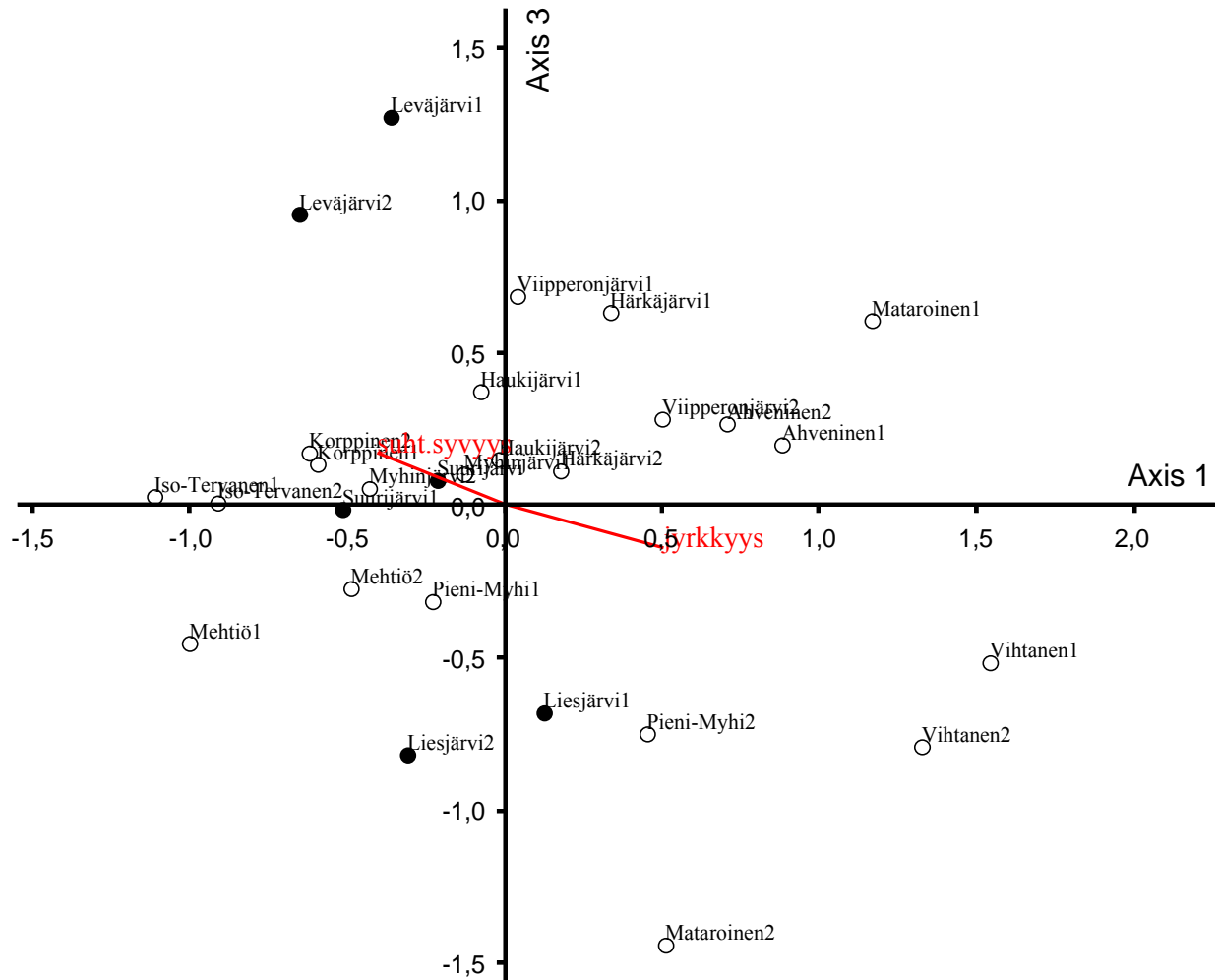
Kuva 22. Litoraalinäytteiden pohjaeläinbiomassa (g ww) vertailu- ja kuormitetuissa järvissä. Poikkiviiva osoittaa mediaanin, laatikko ylä- ja alakvartiilin välin ja jana vaihteluvälin.

4.4. Litoraalipohjaeläimistön yhteys ympäristömuuttujiin

Vertailujärvien ja kuormitettujen järvien NMS-ordinaatiossa kolmiulotteinen ratkaisu oli optimaalinen, lopullisen stressin ollessa 14,76 (instabiliteetti 0,0001). Järven pinta-ala, havaintopaikan rannan jyrkkyys, pohjan raekoko, järven keskisyvyys sekä suhteellinen syvyys korreloivat voimakkaimmin ensimmäisen ordinaatioakselin kanssa ja pH sekä väriluku toisen akselin kanssa (Kuva 23). Kolmannen akselin kanssa korreloivat suhteellinen syvyys ja rannan jyrkkyys (Kuva 24).

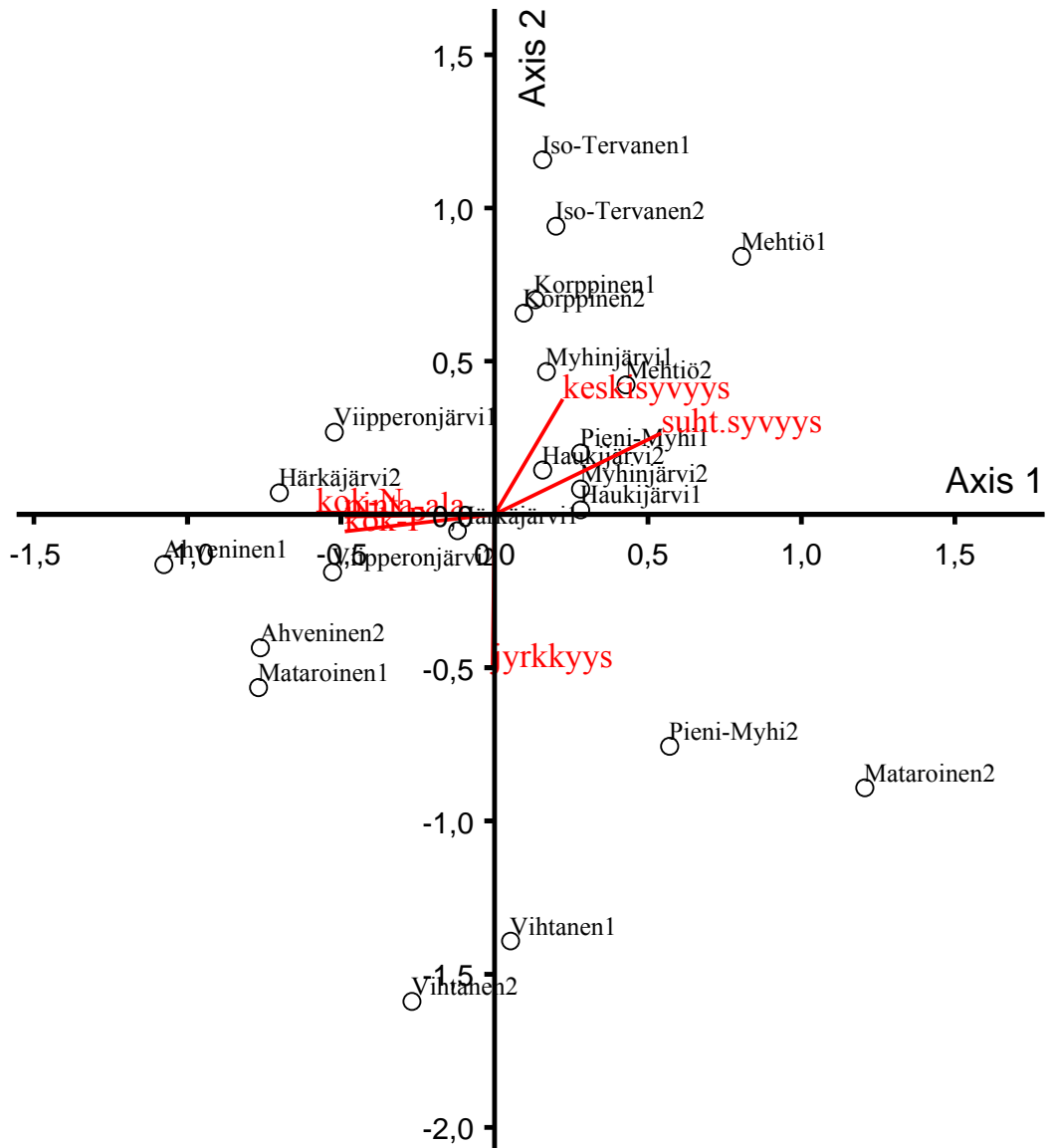


Kuva 23. Litoraalipohjaeläinnäytteiden NMS-ordinaatio 1. ja 2. akselin muodostamalla tasolla. ○= vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

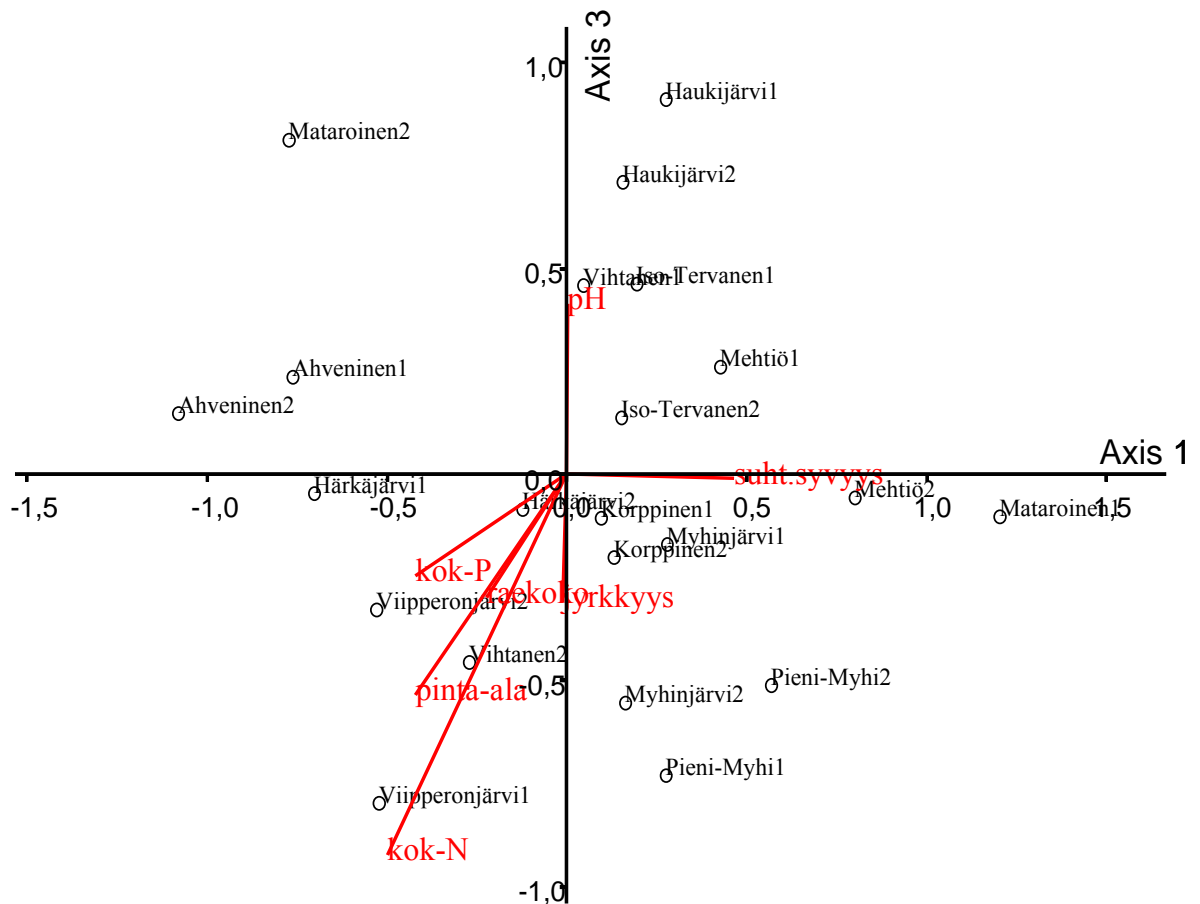


Kuva 24. Litoraalieläinläännäytteiden NMS-ordinaatio 1. ja 3. akselin muodostamalla tasolla. ○= vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

Vertailujärvien NMS-ordinaatiossa päädyttiin myös kolmiulotteiseen ratkaisuun (lopullinen stressi 11,83 instabiliteetti 0,00001). Ensimmäisen akselin kanssa korreloivat järven pinta-ala, kok-P, kok-N, järven keskisyvyys sekä suhteellinen syvyys, ja toisen akselin kanssa rannan jyrkkyys (Kuva 25). Kolmannen akselin suuntainen vaihtelu liittyi lähinnä pH:n (Kuva 26).

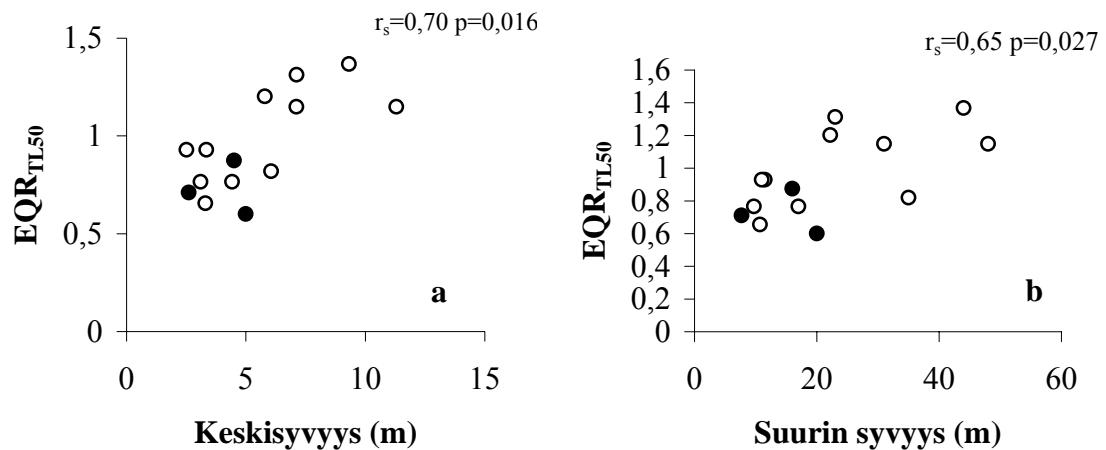


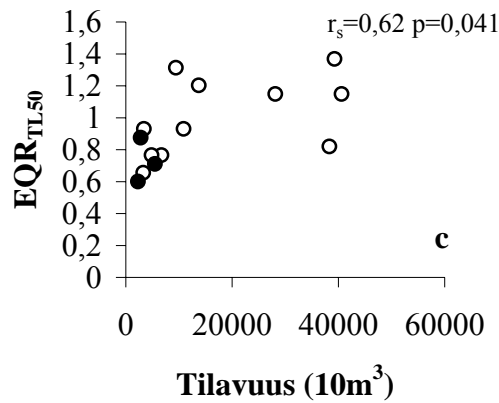
Kuva 25. Vertailujärvien NMS-ordinaatio 1. ja 2. akselin muodostamalla tasolla.



Kuva 26. Vertailujärvien NMS-ordinaatio 1. ja 3. akselin muodostamalla tasolla.

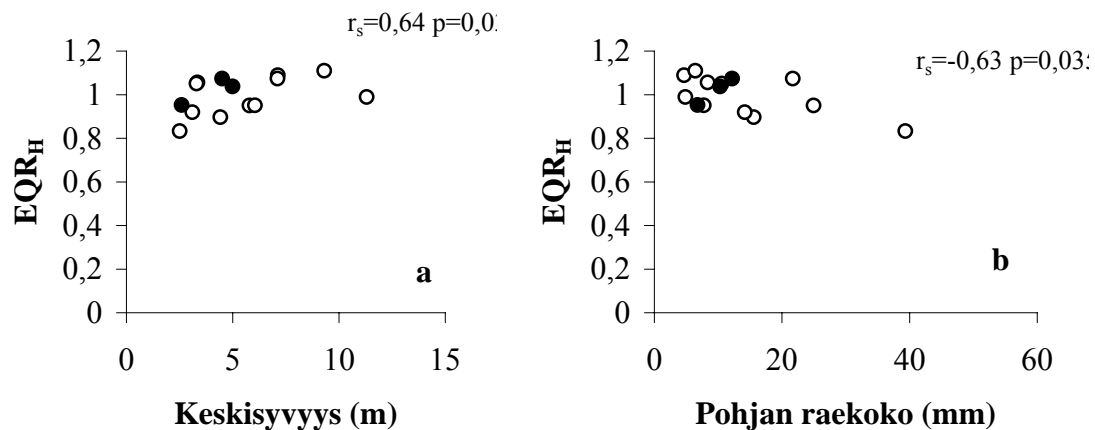
Vain muutama pohjaeläinmuuttuja korreloi luonnollisten, lähinnä morfometristen ympäristömuuttujien kanssa vertailujärvijoukossa. Tyypille ominaisten taksonien vaihtelu vertailujärvissä liittyi järven keskisyvyyteen, suurimpaan syvyyteen, sekä tilavuuteen (Kuva 27). EQR-arvot olivat suurimpia syvimmissä ja tilavuudeltaan suurimmissa järvissä. Aineiston kuormitetut järvet noudattivat vertailujärvissä havaittuja trendejä.





Kuva 27. Tyypille ominaisten taksonien ekologisen laatusuhteen (EQR_{TL50}) arvojen vaihtelu suhteessa a) järven keskisyvyyteen, b) suurimpaan syvyyteen, c) tilavuuteen. Korrelaatio on laskettu vain vertailujärville. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin ekologisen laatusuhteen (EQR_H) arvojen vaihtelu vertailujärvissä liittyi järven keskisyvyyteen ja havaintopaikan pohjan raekokoon (Kuva 28). Diversiteetti oli suurin syvimmissä järvissä (Kuva 28a) ja pieneni pohjan raekoon kasvaessa (Kuva 28b).



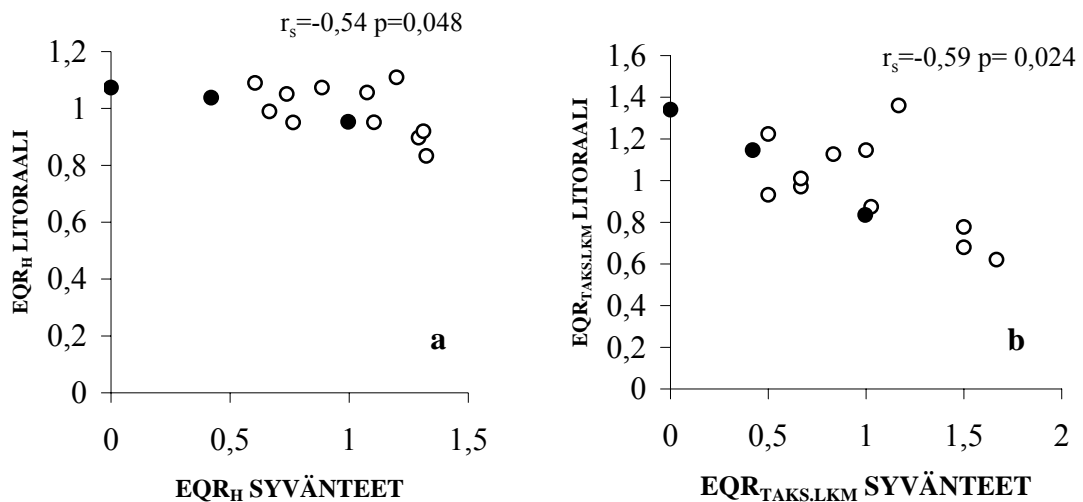
Kuva 28. Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin ekologisen laatusuhteen (EQR_H) arvojen vaihtelu suhteessa a) järven keskisyvyyteen, b) pohjan raekokoon. Korrelaatio on laskettu vain vertailujärville. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

Yksilömäärän, taksonilukumäärän, prosenttisen mallinkaltaisuuden sekä EPT/muut ekologisten laatusuhteiden vaihteluilla ei ollut yhteyttä luonnollisiin ympäristötekijöihin. Mikään tutkituista pohjaeläinmuuttujista ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi ihmistoiminnan vaikuttamien ympäristötekijöiden kanssa vertailujärvien joukossa, eikä koko järvijoukossa.

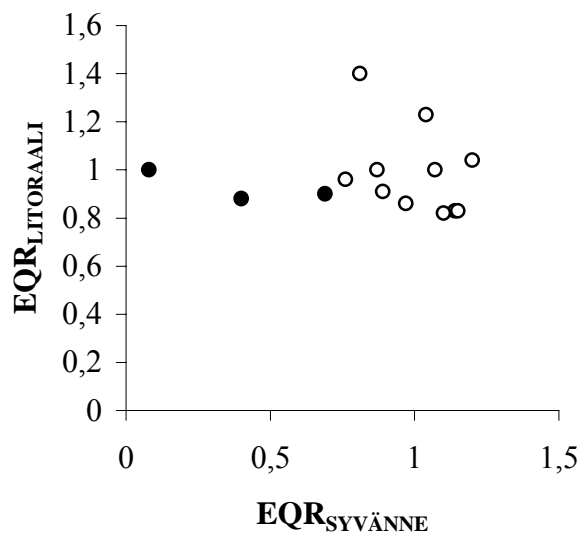
4.5. Syvänteiden ja litoraalin pohjaeläinmuuttujien suhde

Syvänteiden ja litoraalin pohjaeläinmuuttujista korreloivat keskenään Shannonin diversiteetti-indeksin sekä taksonilukumäärän ekologinen laatusuhde (Kuva 29). Molemmilla muuttujilla yhteys oli heikko ja negatiivinen. Kaikkien pohjaeläinmuuttujien

keskiarvona laskettu järvikohtainen kokonais-EQR ei korreloinut syvänteiden ja litoraalin välillä (Kuva 30).



Kuva 29. Syvänteiden ja litoraalin a) Shannonin diversiteetti-indeksin (EQR_H) ja b) taksonilukumäärän (EQR_{TAKS.LKM}) ekologisen laatusuhteen suhde toisiinsa. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.



Kuva 30. Syvänteiden ja litoraalin kokonais-EQR:ien suhde toisiinsa. ○ = vertailujärvi ● = kuormitettu järvi.

4.6. Järvien pohjaelämistön tila

Laskettujen muuttujien ja tässä työssä sovelletun luokituksen mukaan kahden kuormitetun järven syvännepohjaelämistön tila oli huono (Suurjärvi) tai välttävä (Leväjärvi), Liesjärvessä hyvä. Vertailujärvien syvänteiden pohjaelämistön tila luokitui erinomaiseksi Viipperonjärveä ja Korppista lukuun ottamatta. E/H-rajaksi uudelleenskaalatuissa EQR:issä asetui 0,82 (Taulukko 3).

Kaikkien kuormitettujen järvien litoraalipohjaeläimistön arvioitu tila oli erinomainen. Myös vertailujärvet luokiteltiin erinomaiseen tilaan, lukuun ottamatta Vihtasta, joka luokitui hyvään tilaan. Eniten vaihtelua muuttujien sisällä oli tyyppilajeilla (TL50), sekä EPT/muut- muuttujan arvoilla. E/H-rajaksi uudelleenskaalatuissa EQR:issä asetui 0,83 (Taulukko 4).

Taulukko 3. Järvien syvänpohjaeläimistön tila eri muuttujien ja niihin perustuvan yhteisarvioinnin mukaan. E= erinomainen, H= hyvä, T= tyydyttävä, V= välttävä ja Hu= huono (suluissa uudelleenskaalattu EQR).

Järvi	BQI	TL25	PMA	Tiheys	H	Tila
Vertailujärvet						
Ahveninen	E (1,07)	E (0,8)	E (1,13)	H (0,77)	E (1,06)	E (0,97)
Haukijärvi	E (1,04)	E (1,35)	E (1,01)	E (1,10)	E (1,19)	E (1,14)
Härkäjärvi	E (1,07)	E (0,99)	E (1,94)	E (1,04)	E (0,93)	E (1,2)
Mataroinen	E (1,10)	E (0,98)	E (1,32)	E (1,18)	E (1,17)	E (1,15)
Pieni-Myhi	E (1,10)	E (0,8)	E (0,81)	E (0,82)	E (0,85)	E (0,87)
Valkeinen	H (0,77)	E (1,16)	H (0,67)	E (1,01)	E (1,03)	E (0,93)
Vihtanen	E (0,81)	E (1,53)	E (1,09)	E (0,89)	E (1,19)	E (1,10)
Viipperonjärvi	Hu(0,00)	E (0,98)	E (1,09)	E (0,89)	E (0,84)	H (0,76)
Mehtiö	E (1,10)	E (0,8)	E (1,16)	H (0,61)	H (0,79)	E (0,89)
Myhinjärvi	E (1,10)	E (0,8)	E (1,01)	E (1,17)	E (1,12)	E (1,04)
Korppinen	E (1,10)	H (0,61)	H (0,79)	E (0,84)	H (0,71)	H (0,81)
Iso-Tervanen	E (0,89)	E (1,16)	E (0,81)	E (1,43)	E (1,04)	E (1,07)
Kuormitetut						
Liesjärvi	Hu(0,00)	E (0,8)	E (0,83)	E(0,85)	E (0,99)	H (0,69)
Suurijärvi	Hu(0,00)	V (0,26)	Hu(0,09)	Hu(0,05)	Hu(0,00)	Hu(0,08)
Leväjärvi	Hu(0,00)	T (0,53)	H (0,72)	V (0,26)	T (0,50)	V (0,40)

Taulukko 4. Järvien litoraalipohjaeläimistön tila eri muuttujien ja niihin perustuvan yhteisarvioinnin mukaan. E= erinomainen, H= hyvä, T= tyydyttävä, V= välttävä ja Hu= huono (suluissa uudelleenskaalattu EQR).

Järvi	EPT/muut	TL50	PMA	yks.määrä	H	Tila
Vertailujärvet						
Ahveninen	E (0,81)	E (0,84)	E (0,94)	E (0,82)	E (0,90)	E (0,86)
Haukijärvi	V (0,56)	E (0,8)	E (1,09)	E (0,85)	E (0,84)	E (0,83)
Härkäjärvi	E (0,83)	E (1,12)	E (1,08)	E (1,05)	E (1,14)	E (1,04)
Mataroinen	E (0,83)	E (0,8)	E (0,96)	E (0,8)	E (0,8)	E (0,83)
Pieni-Myhi	E (1,02)	E (1,17)	E (1,00)	E (0,92)	E (0,90)	E (1,00)
Vihtanen	E (1,07)	E (0,94)	E (0,8)	T (0,56)	H (0,74)	H (0,82)
Viipperonjärvi	E (1,04)	H (0,68)	E (0,95)	E (1,03)	E (1,09)	E (0,96)
Mehtiö	E (0,89)	E (1,12)	H (0,76)	E (0,81)	E (0,97)	E (0,91)
Myhinjärvi	E (0,99)	E (1,31)	E (1,23)	E (1,39)	E (1,21)	E (1,23)
Korppinen	E (1,99)	E (1,26)	E (1,13)	E (1,45)	E (1,17)	E (1,40)
Iso-Tervanen	E(0,8)	E (0,94)	E (1,01)	E (1,14)	E (1,10)	E (1,00)
Kuormitetut						
Liesjärvi	E (1,06)	H (0,74)	E (0,94)	E (0,85)	E (0,90)	E (0,90)
Suurijärvi	E (0,86)	E (0,89)	E (1,11)	E (1,01)	E (1,14)	E (1,00)
Leväjärvi	T (0,41)	H (0,62)	E (0,89)	E (1,42)	E (1,07)	E (0,88)

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1. Syvänteiden pohjaeläinlajisto

Tutkimusjärvien syvänteiden pohjaeläinyhteisöt olivat vähälajisia ja yksilötiheydet pieniä (vrt. esim. Jyväsjärvi 2005, Salmelin 2007). Vertailujärvien lajistossa oli toisistaan poikkeavien ympäristöolojen ilmentäjälajeja, joiden herkkyys esimerkiksi rehevyyden ja alusveden happipitoisuuden suhteen vaihtelee (Wiederholm 1980, Paasivirta 1989, Lang 1990). Tyypille ominaisina lajeina oli voimakkaan (*Chironomus plumosus*) ja kohtalaisen (*Chironomus anthracinus*) eutrofian, mesotrofian (*Sergentia coracina*) sekä dystrofian (*Zalutschia zalutschicola*) ilmentäjälajistoa (Wiederholm 1980, Paasivirta 1989). *S. coracina* sekä Härkäjärvellä runsaana esiintynyttä *Tanytarsus lugensia* pidetään myös hyvien happiolojen ilmentäjinä kerrostuneilla järvillä (Brundin 1949). *Chaoborus flavicans*-sulkasääsken toukkia oli runsaasti muutamilla vertailujärvillä. *Chaoborus*-toukkien yksilömäärän kasvua on pidetty järven pilaantumiskehityksen ilmentäjänä (Paasivirta 1989). Kyseisten järvien (Valkeinen, Vihtanen, Viipperonjärvi) vedenlaatu ei poikennut huomattavasti muista vertailujärvistä, mutta niiden syvänteet olivat keskimääräistä matalampia (Taulukko 1). Suurina tiheyksinä esiintyessään *Pisidium*-suvun hernesimpukat saattavat ilmentää oligotrofisia olosuhteita (Jumppanen 1976). Tiheydet vertailujärvissä eivät kuitenkaan olleet huomattavan suuria. Salmelinin (2007) samaa järviyyppeä koskeneessa tutkimuksessa tyypille ominaiset taksonit olivat yhtäläiset tämän tutkimuksen kanssa, tosin Salmelinin keskisuomalaisissa tutkimusjärvissä tyyppilajeja oli kaksi enemmän (*Cladopelma viridula* sekä *Tanytarsus* sp.-surviaissääsket).

Kuormitetut järvet olivat erittäin vähälajisia, eikä niissä odotetusta poiketen tavattu lainkaan eutrofiaa ilmentäviä surviaissääskilajeja (paitsi Suurijärven yksi *Chironomus plumosus*-yksilö). Ainoastaan Levjärvellä oli useampia lajeja: runsaasti *Procladius*-suvun toukkia ja useita yksilöitä Suomessa äskettäisenä itäisenä tulokkaana pidettyä *Prosilocerus jacuticus*-surviaissääskeä (Paasivirta 2000). Suurikokoiset, hemoglobiinia sisältävät *Prosilocerus*-toukat sietävät ilmeisen hyvin vähähappisia oloja ja laji on runsas esimerkiksi Jyväskylän ympäristön rehevissä järvissä (Paasivirta 2000, Jyväsjärvi 2005). Jyväsjärven (2005) tutkimuksen tyyppin 6 kuormitettujen järvien lajisto oli runsaampaa, kuin tämän tutkimuksen järvien. Harvasukasmatojen (etenkin *Limnodrilus hoffmeisteri*) runsasta esiintymistä ei havaittu tässä tutkimuksessa (vrt. Jyväsjärvi 2005).

5.2. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu syvänteillä

Vertailujärvien ekologisten laatusuhteiden vaihtelu oli melko suurta, mikä ilmentää voimakasta pohjaeläinyhteisöjen vaihtelua luonnontilaistenkin pienten humusjärvien joukossa. Suuresta luontaisesta vaihtelusta huolimatta kaikki pohjaeläinmuuttajat erottelivat kuormitetut järvet vertailujärvistä suhteellisen hyvin. Tulosta voidaan kuitenkin pitää vain alustavana, koska kuormitettuja järviä oli kovin vähän (3 kpl).

Tutkituista muuttujista pienin EQR-arvojen vaihtelu vertailujärvissä havaittiin PMA:lla. Tämän tutkimuksen lisäksi myös muissa tutkimuksissa on osoitettu PMA:n kyky erotella ihmistoiminnan kuormittamat järvet luonnontilaisista (Tolonen ym. 2005, Salmelin 2007). Myös virtavesien pohjaeläimillä on havaittu PMA:n tunnistavan maatalouden kuormituksen vaikutukset muita mittareita paremmin (Barton 1996). Tässä tutkimuksessa muuttujan odotusarvo ($E=35,4$) oli pienempi kuin Salmelinilla (2007) vastaavassa järviyypissä ($E=50,07$). Pohjanlaatuindeksi BQI:n EQR vaihteli melko paljon vertailujärvien joukossa, vaikka suurin osa järvistä sai indeksin arvon 3. Indeksillä erotteli

kuormitetut järvet vertailutilaisista verrattain hyvin, sillä kuormitetuilta järviltä indeksilajit puuttuivat lähes kokonaan. Myös Salmelin (2007) havaitsi BQI:n erottelevan vertailujärvet kuormitetuista. BQI on kehitetty ilmentämään järven rehevyyden astetta, ja sen kyky ilmentää muita vesistöissä tapahtuvia muutoksia saattaa olla huono (Wiederholm 1980, Johnson 1998). Tolosen ym. (2005) mukaan pohjanlaatuindeksin EQR saa suuria arvoja juuri tyyppin 6 kuormitetuissa järvissä BQI:n alhaisen odotusarvon vuoksi, sillä alusveden alhaista happipitoisuutta sietävät *Chironomus* -surviaissääsket ($k_i = 1 - 2$) ovat tämän tyyppin tyyppilajeja. Ilmiö on havaittavissa myös tässä tutkimuksessa ja osa vertailujärvistä saikin pienimmän mahdollisen laskennallisen indeksin arvon (1). Käytännössä tämä merkitsee sitä, ettei ihmistoiminnan vaikutusta voi BQI:n avulla erotella tämän järvityypin sisäisestä luonnollisesta vaihtelusta. Lisäksi indeksin indikaattorilajimäärä on melko vähäinen ja esimerkiksi pienen otoksen vuoksi BQI voi saada myös kuormittamattomissa järvissä 0-arvoja, koska syvännenäytteiden yksilömäärät ovat usein pieniä (Paasivirta 1989, Veijola ym. 1996). Näin kävi esimerkiksi tämän tutkimuksen vertailujärviin kuuluvalla Ahvenisella, josta vuonna 2003 otetuista näytteistä indikaattorilajit puuttuivat (Pohjois-Savon ympäristökeskus, julkaisematon). Sen sijaan tämän tutkimuksen vuonna 2004 kerätyissä näytteissä Ahveniselta tavattiin 2 indikaattorilajia (Liite 1).

Tyypille ominaisten taksonien ekologisen laatusuhteen arvojen vaihtelu oli suurta, mutta kuormitetut järvet erosivat luonnontilaisista hyvin. TL25-muuttujan on havaittu erottelevan parhaiten kuormitetut järvet luonnontilaisista verrattuna muihin ekologisen tilan arvioinnissa käytettyihin muuttujiin. Kuitenkin tyyppilajien pieni lukumäärä ja odotusarvo vaikeuttavat arviointia, sillä yksittäisen lajin satunnaisella puuttumisella on voimakas vaikutus EQR-arvoihin (Tolonen ym. 2005). Tässä tutkimuksessa tyyppilajien odotusarvoksi saatiin 4, jolloin jo yhden lajin puuttuminen sattuman ja luonnollisen vaihtelun vuoksi saattaa merkittävästi vaikuttaa pohjaeläimistön tila-arvioon. Myös vertailujärvien lukumäärä vaikuttaa tyyppille ominaisten taksonien lukumäärään. Mitä pienempi tyyppin vertailujärvien lukumäärä on, sitä suurempi osa taksonista osoittautuu tyyppillisiksi, sillä 0,25:n esiintymistodennäköisyys saavutetaan helpommin. Tämän tutkimuksen tyyppilajien odotusarvo ($E=4$) oli pienempi kuin esim. Salmelinin (2007) tutkimuksessa ($E=5,33$), jossa tutkimusjärviä oli yksi enemmän.

Taksonilukumäärä (ja sen EQR) vaihteli vertailujärvijoukossa paljon, ja muuttujan kyky erottaa kuormitetut järvet luonnontilaisista oli heikko. Laatusuhde sai samoja arvoja niin vertailujärvissä, kuin kuormitetuissakin. Odotusarvo ($E = 6$) oli pienempi, kuin Salmelinin (2007) tutkimuksessa saatu arvo ($E = 7,67$) samalle järvityypille. Tuloksiin vaikutti voimakkaasti se, että kuormitetusta Suurjärvestä tavattiin ainoastaan yksi laji. Myös Tolonen ym. (2005) havaitsivat kuormitettujen kohteiden erottuvan heikosti vertailujärvistä taksonilukumäärän perusteella, vaikka kuormitettujen järvien taksonilukumäärä oli keskimäärin pienempi kuin vertailujärvien, toisin kuin tässä tutkimuksessa.

Vertailujärvien eläintiheyden ekologisen laatusuhteen arvojen vaihtelu oli erittäin suurta, mutta kuormitetut kohteet erottuivat selkeästi luonnontilaisista. Kokonaisuksilötiheyttä pidetään melko karkeana pohjaeläinyhteisön ja sen muutosten kuvaajana, sillä tiheys vaihtelee usein paljon sekä ajallisesti, että paikallisesti (Koskeniemi & Ruoppa 2004). Suuri tiheyden vaihtelu sublitoraalisissa huomattiin myös Aroviidan ja Hämäläisen tutkimuksessa (2004). Taksonien esiintymisessä järvisyvänteessä ja erityisesti suhteellisissa runsauksissa on myös suurta vuosien välistä vaihtelua (esim. Hämäläinen ym. 2003). Tässä tutkimuksessa tuloksiin voi lisäksi vaikuttaa näytteenoton erilaisuus eri vuosina. Syvänteiden eläintiheydet ovat usein pieniä ja pienen otoksen perusteella arviot järven tilasta voivat olla virheellisiä (Veijola ym. 1996). Yksilöiden

runsauteen perustuvaa muuttujaa ei siksi suositella käytettäväksi ekologisen tilan arvioinnissa sellaisenaan (Vuori ym. 2006).

Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi vaihteli suuresti sekä vertailu- että kuormitetuissa järvissä. Myös Tolonen ym. (2005) havaitsivat mittarin erottelukyvyn vertailu- ja kuormitettujen järvien välillä olevan heikko. Vuori ym. (2006) kuitenkin pitää Shannonin diversiteetti-indeksin käyttöä rannikkovesien ekologisen tilan arviointiin soveltuvana.

5.3. Syvännepohjaeläimistön yhteys ympäristömuuttujiin

Yhteisörakenteen vaihtelu vertailujärvien syvänteissä liittyi lähinnä järvien morfometrisiin muuttujiin, erityisesti syvyyteen (havaintopaikan syvyys, suhteellinen syvyys), ja syvänteen muihin ominaisuuksiin (etäisyys rannasta, avoimuus). Koko aineistossa lajikoostumuksen vaihtelu oli yhteydessä syvyyteen, keskisyvyyteen, suhteellisen syvyyteen, pinta-alaan sekä värilukuun.

Järvien morfometriset tekijät olivat myös pääasiallisia pohjaeläimistöstä laskettujen muuttujien vaihteluun vaikuttavia luonnollisia ympäristömuuttujia. Shannonin diversiteetti-indeksin, PMA:n ja taksonilukumäärän ekologisen laatusuhteen vaihtelu ei ollut kuitenkaan yhteydessä yhteenkään luonnolliseen ympäristömuuttajaan.

Tyypille ominaisten taksonien ekologisen laatusuhteen arvoihin vaikuttivat negatiivisesti havaintopaikan syvyys ja järvien keskisyvyys sekä suhteellinen syvyys, mutta BQI:n arvot olivat positiivisessa yhteydessä samoihin ympäristömuuttujiin. Syvyyden on todettu vaikuttavan pohjaeläinten yhteisövaihteluun useissa tutkimuksissa (Johnson & Wiederholm 1989, Hynynen ym. 1999, Meriläinen ym. 2000, Tolonen ym. 2005, Kairimo 2005, Larocque ym. 2006, Salmelin 2007), mutta syvyyden ei ole havaittu ennustavan syvännepohjaeläinten biomassaa (Dinsmore ym. 1999).

Järven koko vaikuttaa positiivisesti mm. kalaston lajimäärään (esim. Tammi ym. 2006). Tässä tutkimuksessa havaittiin vain heikko yhteys järven koon, ja syvänte- sekä litoraalipohjaeläinten yhteisörakenteen välillä. Pohjaeläinmuuttujat (TL25, BQI) olivat vain välillisessä yhteydessä pinta-alaan järvien suhteellisen syvyyden kautta. Myöskään Salmelin (2007) ei havainnut taksonilukumäärän korreloivan järvien suhteellisen syvyyden, eikä pinta-alan kanssa. Pinta-alan ei ole havaittu myöskään ennustavan pohjaeläinten biomassaa (Dinsmore ym. 1999). Tuloksiin saattaa vaikuttaa muutaman suuremman järven (Ahveninen, Härkäjärvi) tarkastelu kokonaispinta-alan mukaan, vaikka järvet jakaantuivatkin kahteen erilaiseen osa-altaaseen.

Pohjanlaatuindeksin EQR-arvot olivat positiivisessa yhteydessä myös järven tilavuuden kanssa. Tilavuudeltaan pienimmät järvet saivat hieman pienempiä ekologisen laatusuhteen arvoja, mutta järvet, jotka saivat indeksin arvoksi 3, vaihtelivat tilavuudeltaan paljon.

Tyypilajien ekologisen laatusuhteen arvojen vaihtelu oli positiivisessa ja pohjanlaatuindeksi (ja sen EQR) negatiivisessa yhteydessä alusveden lämpötilaan. Tyypilajien lukumäärä kasvoi veden lämpötilan kasvaessa, mutta suurin osa vaihtelusta keskittyi lämpötilaltaan alle 10 °C järviin. Tyypilajeja oli siis eniten matalammissa ja lämpimämmissä järvissä. Matalammissa järvissä vallitsevina lajeina oli tyypilajeista *Chaoborus flavicans*- toukat, sekä surviaissääsket *Chironomus plumosus* ja *Chironomus anthracinus* sekä matalia ja polyhuimoosisia järviä suosiva *Zalutschia zalutschicola*, jotka puuttuivat kokonaan syvemmilta järviltä, eivätkä näin pienentäneet pohjanlaatuindeksin arvoja. Kyseisten lajien on havaittu indikoivan dystrofiaa ja olevan negatiivisessa yhteydessä veden lämpötilaan (Johnson & Wiederholm 1989). Lämpötilan on myös

havaittu ennustavan pohjaeläinten biomassaa (Dinsmore ym. 1999), mutta tässä tutkimuksessa syvänpohjaeläinten biomassaa jäi eri näytteenottovuosien erilaisten biomassan mittausten menetelmien vuoksi tarkastelun ulkopuolelle.

Järvet, joissa BQI sai arvon 3, olivat tutkimusjärvijoukon syvimpiä ja näin ollen myös alusveden lämpötilaltaan kylmimpiä (keskimäärin 6 °C). Wiederholmin pohjanlaatuindeksin on sanottu soveltuvan huonosti mataliin, kerrostumattomiin ja hyvin humuspitoisiin järviin (Paasivirta 1984), johtuen todennäköisesti syvyyden voimakkaasta vaikutuksesta yhteisöihin ja indeksin arvoihin. Tässä tutkimuksessa kaikki syvänteeltään yli 20 metriä ja keskisyvyydeltään yli 5 metriä syvät järvet saivat indeksin arvon 3. Wiederholm (1980) esittikin syvyysmallinnusta pohjaeläimistöä lasketuille muuttujille, mutta riittävän aineiston puuttumisen vuoksi päättyi pohjaeläinlajistosta laskettujen muuttujien yksinkertaiseen suhteuttamiseen syvyyteen. Lineaarinen syvyyskorjaus ei välttämättä ole oikea ratkaisu ainakaan pienissä humusjärvisissä, sillä pohjanlaatuindeksin suhde syvyyteen oli tässä tutkimuksessa epälineaarinen.

Järvien tyyppien määrittämisessä otetaan huomioon pinta-alan ja humoosisuuden lisäksi syvyys, sekä tarvittaessa viipymä (Suomen ympäristökeskus, 2007). Matalat järvet erotetaan vastaavista syvemmistä, sillä niiden ominaisuudet ovat monissa suhteissa erilaisia. Järvet sijoitetaan matalaan tyyppiin keskisyvyyden (alle 3 m) perusteella. Tämänkin tutkimuksen järvistä osa sijoittuu tyyppiin *Mkh* (matalat humusjärvet). Tulosten perusteella tällainen jako ei ehkä kuitenkaan ole paras mahdollinen, sillä esimerkiksi pohjanlaatuindeksin perusteella keskisyvyydeltään alle 5 metriä matalammat järvet luokitteivat heikompaan tilaan, kuin syvemmät järvet. Toisaalta tyyppille ominaisia lajeja löytyi syvänteistä keskimäärin enemmän keskisyvyydeltään alle 3 metrin järvistä, kuin sitä syvemmistä.

Eläintiheyden ekologisen laatusuhteen arvot olivat negatiivisessa yhteydessä värilukuun. Crisman ym. (1998) havaitsivat veden värin korreloivan negatiivisesti pienten, matalien ja kerrostumattomien järvien syvänteiden happipitoisuuden kanssa Floridassa. Syvänteen happiolot taas korreloivat positiivisesti järven koon kanssa. Myös Tolosen ym. (2005) tutkimuksessa oli nähtävissä luonnontilaisten järvien pinta-alan ja syvänteen happipitoisuuden välinen suhteellisen voimakas positiivinen yhteys.

Happiolojen tiedetään vaikuttavan voimakkaasti syvänteiden pohjaeläinten koostumukseen (Saether 1979) ja vähäisen liuenneen hapen määrän, sekä suuren orgaanisen hiilen määrän sedimentissä on todettu rajoittavan lajimäärää sekä eläintiheyttä (Verneaux ym. 2004). Mahdollisesti epäedustavien happitietojen vuoksi tässä tutkimuksessa syvänteiden happipitoisuus ei kuitenkaan korreloinut pohjaeläinmuuttujien kanssa, mutta eläintiheyden ja väriluvun negatiivinen yhteys voisi liittyä heikkoihin happioloihin, sillä humoosisuuden on todettu vaikuttavan pohjaeläinten yhteisörakenteeseen alusveden happiolojen kautta (Thienemann 1925).

Runsashumuksisten matalien järvien syvänteet ovatkin usein luonnostaan hapettomia (Fulthorpe & Paloheimo 1985, Crisman ym. 1998). Pienten järvien usein pienialaisiin syvänteisiin kertyy maalta saapuvaa ja järven omasta tuotannosta peräisin olevaa orgaanista ainetta, joka tilavuudeltaan pienessä alusvedessä kuluttaa happea. Tämän tutkimuksen vertailujärvisissä alusveden happipitoisuus korreloi syvänteen avoimuuden kanssa ($r_s = 0,72$, $p = 0,08$). Syvänteiden pinta-alaa ja alusveden tilavuutta tarkasteltiin myös, mutta sillä ei ollut yhteyttä mihinkään pohjaeläinmuuttujista. Myös rannan läheisyyden on arveltu vaikuttavan happioloihin, sekä lajikoostumukseen. Tässä tutkimuksessa syvänteen etäisyys rannasta oli yhteydessä yhteisörakenteen vaihteluun. Kairimo (2005) havaitsi biomassan kasvavan, kun syvänteen etäisyys rannasta kasvoi.

Vertailujärvijoukossa pohjaeläinmuuttujista yksikään ei ollut yhteydessä ihmistoiminnan vaikuttamien ympäristömuuttujien kanssa, joten kuormitetut järvet aikaansaiivat korrelaation ravinnetason ja veden johtokyvyn kanssa. Koko järvijoukossa eläintiheyden ja BQI:n EQR-arvot olivat negatiivisessa yhteydessä kokonaisfosforipitoisuuteen. Eläintiheyden on kuitenkin todettu ilmentävän heikosti ravinnetason nousua, sillä hyvin alhaisia tiheyksiä on havaittu sekä voimakkaasti kuormitetuilla, että puhtailla, karuilla alueilla (esim. Paasivirta ja Särkkä 1978). Pohjanlaatuindeksin negatiivinen yhteys kokonaisfosforiin oli nähtävissä myös Tolosen ym. (2005) tutkimuksessa. Salmelin (2007) ei kuitenkaan havainnut BQI:n yhteyttä vedenlaatumuuttujiin, vaikka indeksi on alun perin kehitetty kuvaamaan järven rehevyystasoa (Wiederholm 1980). Vastoin odotuksia, kokonaisfosforipitoisuus ei myöskään ennustanut biomassaa ruotsalaisissa dystrofisissa järvissä, joissa suuri osa fosforista on sitoutunut humusyhdisteisiin (Johnson & Wiederholm 1989). Myös oligotrofiaa suosivien harvasukasmatojen suhteellisen runsauden on havaittu korreloivan negatiivisesti kokonaisfosforin kanssa (Lang 1990). Karuissa humusvesissä luonnollisen kokonaisfosforipitoisuuden taso on kirkkaita vesiä suurempi ja tässäkin aineistossa fosfori ja väriluku korreloivat voimakkaasti positiivisesti keskenään ($r_s = 0,83$, $p = 0,001$).

Tyypille ominaisten lajien ekologisen laatusuhteen arvoihin vaikutti negatiivisesti kokonaistyyppipitoisuus. Kokonaistyyppipitoisuus ei kuormitetuissa järvissäkään ylittänyt luonnontilaisille humusvesille tyypillisenä pidettyä rajaa ($400\text{--}800 \mu\text{gN}^{-1}$) (Kokemäenjoen vesistön vesistönsuojeluyhdistys 1999), lukuun ottamatta Suurijärveä. Tyyppipitoisuuden ja tyyppilajien EQR-arvojen negatiivinen korrelaatio ainoastaan vertailujärvistä laskettuna oli heikko, joten tuloksia ei voida pitää kovin tulkittavina.

Eläintiheyden, tyyppille ominaisten taksonien, taksonilukumäärän sekä Shannonin diversiteetti-indeksin ekologisten laatusuhteiden arvot olivat negatiivisessa yhteydessä veden johtokyvyn kanssa. Lajimäärän on usein havaittu vähenevän ympäristöolojen huonontuessa (Wiederholm 1980, Nyman ym. 1986) ja veden johtokyvyn voisi olettaa liittyvän ravinnetason nousuun. Veden johtokyvyn on havaittu korreloivan positiivisesti kalojen ns. rehevien olojen ilmentäjälajien esiintymisen ja runsauden kanssa (Raitaniemi & Rask 2001), mutta kokonaisfosforipitoisuus ei ollut yhteydessä kyseisiin muuttujiin. Koskenniemen ja Ruopan (2004) mukaan syvänpohjaeläimistön diversiteetillä ja taksonien lukumäärällä ei ole selvää yhteyttä järven rehevyystasoon.

PMA:n ekologisen laatusuhteen arvot eivät olleet yhteydessä luonnollisiin, eikä ihmistoiminnan vaikuttamiin ympäristömuuttujiin. Myöskään Salmelinin (2007) tutkimuksessa PMA:n ekologisen laatusuhteen arvoilla ei ollut yhteyttä vedenlaatumuuttujiin. PMA:n on kuitenkin todettu ilmentävän hyvin ympäristössä tapahtuvia muutoksia (Barton 1996) ja sen käyttöä järvien ekologisen tilan arvioinnissa suositellaan (esim. Tolonen ym. 2005).

5.4. Rantavyöhykkeen pohjaeläinlajisto

Tutkimusjärvien litoraalipohjaeläinyhteisö oli varsin monimuotoinen, mutta vain muutamat taksonit olivat yleisiä: surviaissääsken (Chironomidae) toukkia, harvasukasmatoja (Oligochaeta), polttiaisen (Ceratopogonidae) toukkia, vesisiroja (*Asellus aquaticus*) ja päivänkorenoista (Ephemeroptera) lajeja *Caenis horaria*, *Heptagenia fuscogrisea*, *Leptophlebia marginata* esiintyi kaikissa näytteissä. Vesiperhosista yleisiä lajeja olivat *Athripsodes cinerea*, *Cyrnus trimaculatus*, *Ecnomus tenellus*, Limnephilidae spp., *Lepidostomum hirtum* ja *Tinodes waeneri*, joita esiintyi melkein kaikissa järvissä. Havaituista sudenkorentolajeista (Odonata) yleisin oli *Aeshna grandis* (Liite 2). Lajisto oli tyypillistä kivikkorantojen lajistoa, jollaista on havaittu myös muissa tutkimuksissa (esim. Brodersen ym. 1998, Tolonen ym. 2001, 2003, Aroviita &

Hämäläinen 2004, Aroviita & Hämäläinen 2005). Lajistossa oli erityisesti oligotrofiaa suosivia lajeja (esim. *Cyrrnus trimaculatus*, *Oulimnius tuberculatus*, *Spirosperma ferox*) ja virtaavamman veden suosijat puuttuivat (vrt. Tolonen ym. 2001). Litoraali-pohjaeläimistöä on kuitenkin tutkittu varsin vähän, joten vertailtavaa aineistoa ei juuri ole.

5.5. Pohjaeläinmuuttujien vaihtelu litoraalissa

Pohjaeläinmuuttujien ekologisten laatusuhteiden vaihtelu oli suhteellisen suurta vertailujärvisä, lukuun ottamatta EPT/Muut- muuttujaa. Useimmat muuttujat saivat odotusten vastaisesti vertailujärviä keskimäärin suurempia EQR- arvoja kuormitetuissa järvisä.

Tutkituista pohjaeläinmuuttujista vain TL50-muuttuja erotteli vertailujärvet ja kuormitetut järvet selkeästi erilleen. Kuormitetuissa järvisä esiintyi vain vähän tyyppille ominaisia päivänkorento- ja vesiperhoslajeja. Nemoura sp.- koskikorentoja kuormitetuissa järvisä ei ollut lainkaan. *Oulimnius tuberculatus*- kovakuoriaista löytyi kuormitetuista järvisä vain Suurijärveltä (Liite 2).

Prosenttisen mallinkaltaisuuden ja tyyppille ominaisten taksonien kuormitetujen järvien keskimääräiset EQR-arvot olivat vertailujärviä pienemmät. Yksilömäärän, taksonilukumäärän, Shannonin diversiteetti-indeksin, sekä biomassan EQR-arvot kuormitetuissa järvisä olivat suurempia, mikä kertonee kuormitetujen järvien litoraalin suuremmista resursseista. Rantavyöhykkeen pohjaeläinten on havaittu reagoivan rehevöitymiseen (Brodersen 1998, Tolonen ym. 2001, 2003). Esimerkiksi Tolosen ym. (2003) tutkimuksessa lajirunsaus oli useimmiten kuormitetuissa järvisä vertailujärviä suurempi. Sen sijaan lajikoostumus erotteli kuormitetut ja vertailujärvet, sekä eri järviyyypit melko hyvin toisistaan. Diversiteettiin perustuvien mittarien on huomattu reagoivan varsin epäjohdonmukaisesti ihmisperäisiin paineisiin, mutta lajikoostumuksen on todettu erottelevan häiriön kohteena olevat ja vertailukohteet toisistaan (Hill ym. 2001, Tolonen ym. 2003).

Säännöstellyissä järvisä litoraali-pohjaeläinten taksonilukumäärän, prosenttisen mallinkaltaisuuden ja tyyppille ominaisten taksonien ekologisten laatusuhteiden arvojen on havaittu olevan pienempiä, kuin luonnontilaisissa (Hämäläinen & Aroviita 2003, Aroviita & Hämäläinen 2005) mukaillen tämän tutkimuksen havaintoja. Kyseiset muuttujat näyttävät siis reagoivan erityyppisiin paineisiin.

EPT/Muut- muuttujan ekologisen laatusuhteen arvot vaihtelivat vain vähän vertailu- sekä kuormitetuissa järvisä, eivätkä kuormitetut järvet erottuneet vertailujärvisä. Muuttujan on huomattu soveltuvan huonosti kuvaamaan säännöstelyn aiheuttamaa muutosta rantavyöhykkeen pohjaeläimistöissä (Aroviita ja Hämäläinen 2004), eikä tämänkään tutkimuksen tulokset kannusta käyttämään kyseistä indeksiä järvien ekologisen tilan arvioinnissa. EPT/Muut-suhteen ongelmana on, että useiden taksonien vasteet eri ympäristökijöihin ovat huonosti tunnettuja ja EPT-lajeihin kuuluu monia epäherkkiä lajeja ja muissa, kuin EPT-lajeissa, on myös herkkiä lajeja. Jokien pohjaeläinten tilan arvioinnissa indeksi on kuitenkin todettu käyttökelpoiseksi (Eaton & Lenat 1991, Vuori ym. 2006).

Biomassat olivat kuormitetuilla järvisä vertailujärviä suurempia. Biomassan arvellaankin olevan esimerkiksi eläintiheyttä parempi runsauden mittari, koska se huomioi yksilöiden koon ja on näin suuremmin yhteydessä ekosysteemin toimintaan. Yksilömäärältään runsaan, mutta pienikokoisen lajin toiminnallinen merkitys saattaa olla vähäinen verrattuna suurikokoiseen ja vähälukaiseen, mutta biomassaltaan suurempaan lajiin (Tolonen ym. 2003). Myös Hämäläisen ja Aroviidan (2003) tutkimus arvioi biomassatarkastelun sopivan käytettäväksi tutkittaessa säännöstelyn vaikutusta

litoraaliopohjaeläimistöön. Biomassan käyttö järvien ekologisen tilan arvioinnissa vaatii kuitenkin lisäselvityksiä.

5.6. Litoraaliopohjaeläinten yhteys ympäristömuuttujiin

Kuormitetut järvet ja vertailujärvet eivät eronneet litoraaliopohjaeläimistöön perustuvassa NMS-ordinaatioissa selkeästi toisistaan ja samasta järvestä otetuilla näytteillä oli myös kohtalaisia koostumuseroja. Vertailujärvijoukossa yhteisörakennetta selittivät järvien morfometriset tekijät (pinta-ala, keskisyvyys, suhteellinen syvyys), havaintopaikan ominaisuudet (rannan jyrkkyys, pohjan raekoko) sekä vedenlaatumuuttajat (kokonaistyyppipitoisuus, kokonaisfosforipitoisuus, pH). Koko järvijoukossa yhteisörakennetta selittävät ympäristömuuttajat olivat samoja kuin vertailujärvissä (keskisyvyys, suhteellinen syvyys, pinta-ala, rannan jyrkkyys, pohjan raekoko, väriluku ja pH).

Litoraaliopohjaeläimistön rakenteen yhteyttä vedenlaatumuuttujiin on tarkasteltu useissa tutkimuksissa. Etenkin lyhytaikaisten happamuusvaihteluiden tiedetään kohdistuvan mataliin rantavesiin vaikuttaen rantavyöhykkeessä eläviin happamuudelle herkkiin (päivänkorennot, kotilot) pohjaeläimiin (Meriläinen & Hynynen 1990, Brodin & Gransberg 1993, Johnson 1995). Näkösyvyys selitti diversiteetin vaihtelua tanskalaisissa järvissä (Brodersen ym. 1998). Valuma-alueella tapahtuvilla muutoksilla on vaikutuksensa litoraaliopohjaeläinyhteisöihin. Tolonen ym. (2001) havaitsivat kivikkorantojen pohjaeläinyhteisöjen heijastavan parhaiten lähivaluma-alueelta tulevaa fosforikuormitusta Saimaan eri järvi-altaille. Muiden habitaattityyppien (hiekk- ja kasvillisuusrannat) yhteisöt eivät ilmentäneet ravinnekuormitusta yhtä hyvin. Litoraaliopohjaeläimistön koostumuksella on todettu olevan myös yhteys allohtonisen hiilen määrään, johon metsätalous ja siinä tapahtuvat muutokset vaikuttavat (France 1995). Scrimgeour ym. (2000) tutkivat metsän harvennuksen sekä metsäpalojen vaikutusta kanadalaisissa järvissä. Litoraaliopohjaeläinten kokonaisbiomassa ja surviaissääskitoukkien biomassa oli kaksinkertainen järvissä, joiden ympäriltä metsä oli palanut, verrattuna luonnontilaisiin vertailujärviin ja järviin, joiden valuma-alueelta metsää oli harvennettu.

Brodersenin ym. (1998) tutkimuksessa litoraaliopohjaeläinten kokonaisyksilömäärä korreloi kokonaisfosforin- ja typen kanssa, mutta kyseenalaista on, voiko pelagiaalisia vedenlaadun arvoja käyttää litoraalin tilaa arvioitaessa. Sama kysymys on huomioitava myös tässä tutkimuksessa. Kyseisessä Brodersenin ym. (1998) tutkimuksessa klorofylli-a korreloi negatiivisesti lajimäärän ja Shannonin diversiteetti-indeksin kanssa. Herkempien lajien tiedetään häviävän ravintetason kasvun myötä. Tämän tutkimuksen pohjaeläinmuuttujien ekologisten laatusuhteiden arvoilla ei ollut kuitenkaan yhteyksiä ihmistoiminnan vaikuttamiin ympäristömuuttujiin. Yksilömäärän, taksonilukumäärän, prosenttisen mallinkaltaisuuden sekä EPT/muut ekologisten laatusuhteiden vaihteluilla ei ollut yhteyttä myöskään luonnollisiin ympäristötekijöihin. Tuloksia tulkittaessa on otettava huomioon näytteiden yhdistäminen pohjaeläinmuuttujien laskemista varten.

Tyypille ominaisten taksonien ja Shannonin diversiteetti-indeksin ekologisen laatusuhteiden arvojen vaihtelu oli positiivisessa yhteydessä keskisyvyyteen. Syvyydeltään yli 3 m syvemmissä järvissä TL50 ja diversiteetti-indeksi (ja niiden EQR) sai suurempia arvoja. Keskisyvyys oli positiivisessa yhteydessä taksonilukumäärään myös Brodersenin ym. (1998) tutkimuksessa. Rannan jyrkkyyden yhteys lajikoostumukseen oli nähtävissä NMS-ordinaatioissa, mutta merkittävää yhteyttä pohjaeläinmuuttujiin ei ilmennyt. Rannan jyrkkyyden ja sijainnin vaikutus pohjaeläinbiomassaan on huomattu Rasmussenin (1988) tutkimuksessa. Rantavyöhykkeen muodon havaittiin vaikuttavan biomassaan myös Palomäen ja Hellstenin (1996) tutkimuksessa. Havaintopaikan avoimuuden vaikutusta ei todettu, kuten ei tässäkin tutkimuksessa. Rannan jyrkkyyden ja kiviin kiinnittyneiden

rihmalevien on havaittu kontrolloivan lajikoostumusta tanskalaisessa Esrom-järvessä (Brodersen 1995), mutta tätä ei havaittu Saimaan eri järvi-alttailla (Tolonen ym. 2001). Tolonen ym. (2001) totesivat myös aallokon vaikuttavan lajikoostumukseen.

Heino (2000) havaitsi pohjaeläinyhteisöjen määräytyvän pienissä oligotrofisissa järvissä sekä lammissa habitaatin rakenteen perusteella, eikä niinkään veden laadun. Tärkeimmät yhteisökoostumukseen vaikuttavat tekijät olivat vesialueen koko, sammalpeittävyys, kokonaistyyppi sekä veden kovuus. Järven koon havaittiin vaikuttavan myös tässä tutkimuksessa (ordinaatio) ja lisäksi tyyppille ominaisten taksonien EQR-arvojen vaihtelu oli positiivisessa yhteydessä järven maksimisyvyyteen, tilavuuteen ja keskisyvyyteen. Myös habitaatin rakenteella ts. pohjan raekoolla oli yhteys Shannonin diversiteetti-indeksin ekologisen laatusuhteen arvojen vaihteluun.

5.7. Syvänteiden ja litoraalin pohjaeläinmuuttujien suhde

Järvien pohjaeläinmuuttujien EQR-arvojen keskiarvoista laskettujen ns. kokonaisekologisen tilan arvioilla ei ollut yhteyttä syvänteiden ja litoraalin välillä. Tämä ei ollut yllättävää, sillä syvänteiden ja litoraalivyöhykkeen pohjaeläimiin kohdistuvat paineet ovat osin erilaisia ja pohjaeläinyhteisöt ilmentävät muutosta eri tavoin. Myös muutamat keskenään erilaiset, vaikkakin samaa laatutekijää kuvaavat pohjaeläinmuuttujat litoraalissa ja syvänteillä saattavat vaikuttaa tuloksiin.

Pohjaeläinmuuttujista Shannonin diversiteetti-indeksin sekä taksonilukumäärän ekologisten laatusuhteiden arvoilla oli heikot yhteydet toisiinsa syvänteissä ja litoraalissa. Vertailujärvissä yhteyttä ei ollut, joten kuormitetut järvet saivat aikaan korrelaation. Kuormitettujen järvien syvänteissä oli hyvin vähän eläimiä, kun taas kuormitettujen järvien litoraalissa taksonilukumäärä sekä diversiteetti olivat vertailujärviä suurempi ilmeisten lisääntyneiden resurssien vuoksi. Syvänteissä taksonilukumäärä ja diversiteetti oli negatiivisessa yhteydessä veden johtokyvyn kanssa, joten ravinnetason nousun myötä lajimäärä kuormitettujen järvien syvänteillä on vähentynyt. Koko järvi-joukossa diversiteetti-indeksi (ja sen EQR) sai keskimäärin suurempia arvoja litoraalissa, kuin syvänteillä, mutta ainoastaan vertailujärvillä diversiteetti oli suurempi syvänteillä. Taksonilukumäärän (ja sen EQR:n) trendi oli samanlainen.

5.8. Järvien pohjaeläimistön tila

Vertailujärvistä kaikki arvioitiin syvänteen pohjaeläimistön tilaltaan erinomaisiksi tai hyväksi. Kaikkia järviä voidaan siis pitää luonnontilaisina ts. muuttumattomaksi syväntepohjaeläimistön perusteella, mutta toisaalta tällainen tulos on laskennallisesti väistämätön, kun luokitusperiaatteita noudatetaan. Kuormitetuista järvistä Suurijärvi ja Leväjärvi arvioitiin vertailutilasta poikkeaviksi. Suurijärvi on havaittu myös vesikasvillisuuden perusteella tilaltaan heikentyneeksi (Vallinkoski ym. 2004). Litoraalipohjaeläimistön tila Suurijärvessä oli kuitenkin erinomainen, kuten muissakin kuormitetuissa järvissä. Vertailujärvien EQR-arvot olivat syväntepohjaeläimistä laskettuna keskimäärin hieman suurempia verrattuna litoraaliin. Kuormitetuissa järvissä tilanne oli toisinpäin: litoraalin perusteella järvet luokitteivat erinomaiseen tilaan, mutta syvänteissä hyvään, huonoon ja välttävään.

Muuttujien valinta tila-arvioinnissa on subjektiivista ja vaikuttaa suuresti ekologisen tilan määräytymiseen. Kaikkien tässä työssä käytettyjen pohjaeläinmuuttujien käyttöä ekologisen tilan arvioinnissa ei voi suositella niiden heikon erottelukyvyn vuoksi. Tällaisia muuttujia olivat esimerkiksi litoraalissa EPT/Muut ja syvänteissä eläintiheys.

5.9. Yhteenveto

Rantavyöhykkeen pohjaeläinten tarkastelun sisällyttäminen vesipolitiikan puitedirektiivin mukaiseen seurantaan olisi aiheellista, sillä monien ympäristömuutosten on todettu ilmenevän parhaiten litoraaliyhteisöissä. Tässä tutkimuksessa mahdollisia virheitä saattoi aiheuttaa moni tekijä ja tulokset eivät näin ollen ole ehkä täysin luotettavia. Pohjaeläimistön vaihtelu voi liittyä näytteiden käsittelyyn, kuten poimintaan ja määrittäisiin (Clarke 2000), sekä luonnolliseen ajalliseen vaihteluun (Hämäläinen ym. 2003). Myös ympäristömuuttujien mittaukseen voi liittyä virhettä. Suurempi litoraalin näytemäärä saattaisi tarkentaa näitä tuloksia. Rantavyöhykkeen eläimistön hyödyntämistä ekologisen tilan arvioinnissa tulisikin edelleen selvittää.

Näytteenoton epäedustavuuteen liittyvää virhettä oli myös syvänpohjaeläimillä. Nykyisin yleisesti näytteenotossa käytetty 3–5 rinnakkaista Ekman-näytettä saattaa olla riittämätön, kun halutaan edustava, vähintään sadan yksilön otos (Veijola ym. 1996). Tolonen ym. (2005) havaitsi tyyppilajien ja taksonilukumäärän EQR-arvojen kasvavan 100 yksilön otokseen asti. Vuori ym. (2006) suosittelivat 10 rinnakkaisen Ekman-näytteen käyttöönottoa järvisyvänneseurannoissa.

Tässä tutkimuksessa syvänpohjaeläimet ilmensivät ihmistoiminnan aiheuttamaa muutosta litoraalipohjaeläimiä herkemmin. Tutkituista syvänpohjaeläinmuuttujista prosenttinen mallinkaltaisuus sekä tyyppilajit erottelivat parhaiten kuormitetut luonnontilaisista. Myös BQI oli kohtalaisen hyvä muutoksen ilmentäjä. Litoraalissa tyyppilajeja oli vähemmän kuormitetuissa kohteissa. Myös prosenttinen mallinkaltaisuus erosi vertailutilaisista kuormitetuissa kohteissa. Kyseisten muuttujien käyttö olisikin suositeltavaa järvien litoraalipohjaeläinten ekologisen tilan arvioinnissa.

Kaikki tutkimusjärvet eivät luokittuneet samaan tilaan syvänteiden ja litoraalipohjaeläinten perusteella. Tulosten mukaan litoraalipohjaeläimistön tila kuormitetuissa järvissä olisi syvänpohjaeläimistöä parempi. Litoraalin biomassa, yksilömäärä, taksonilukumäärä ja diversiteetti olivat kuormitetuissa järvissä luonnontilaisia suurempia. Tämän voisi olettaa johtuvan kasvaneen ravinnetason tarjoamista lisääntyneistä resursseista. Vedenlaatumuuttujilla ei kuitenkaan ollut yhteyttä litoraalin pohjaeläinmuuttujiin. Lajikoostumuksen ja pohjaeläinmuuttujien vaihteluun litoraalissa ja syvänteillä vaikuttivat järven morfometriset tekijät, lähinnä syvyyteen liittyvät tekijät. Vertailuarvojen määrittelyssä BQI onkin suunniteltu mallinnettavaksi tyypeittäin näytteenottosyvyyden perusteella. Aiottua järvityyppien jakamista 3 metrin keskisyvyyden mukaan tulisi tarkastella vielä lisää.

Myös veden värin tarkempi huomioiminen, ja sen vaikutusten arvioiminen järven ekosysteemiin, esimerkiksi veden lämpötilaan ja happioloihin saattaisi olla aiheellista etenkin tyypin 6 järvien kuormitusta arvioitaessa.

KIITOKSET

Kiitokset ohjaajilleni Heikki Hämäläiselle ja Kimmo Toloselle ajankäytöstä ja saamistani ohjeista. Kiitos myös Pohjois-Savon ympäristökeskuksen tutkimusyksikön henkilökunnalle työn mahdollistamisesta. Erityiskiitokset Veli-Matti Vallinkoskelle karttakuvan tekemisestä sekä Antti Haapalalle osa-aineiston määrittämisestä.

KIRJALLISUUS

- Aroviita J. & Hämäläinen H. 2004. Iso-Pyhäntäjärven ekologinen tila rantavyöhykkeen pohjaeläimistön perusteella. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Raportti 14 s.
- Aroviita J. & Hämäläinen H. 2005. Koitereen ekologinen tila rantavyöhykkeen pohjaeläimistön perusteella. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Raportti 11 s.
- Barton D.R. 1996. The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 36: 397-410.
- Brinkhurst R.O. 1971. *A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta*. Titus Wilson & Son Ltd, Kendal, 55 s.
- Brodersen K.P. 1995. The effect of wind exposure and filamentous algae on the distribution of surf zone macroinvertebrates in Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia* 597:131–148.
- 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.
- Brodin Y-W. & Gransberg M. 1993. Responses of insects, especially Chironomidae (Diptera) and mites to 130 years of acidification in a Scottish lakes. *Hydrobiologia* 250:201-212.
- Brundin L. 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgseen. Report of the institute of Freshwater Research Drottningholm. Teoksessa: Johnson R.K. 1995. The indicator concept in freshwater biomonitoring. Teoksessa: Cranston P.S. (toim.) *Chironomids – from genes to ecosystems*. CSIRO Publications, Melbourne, Australia, 11-27.
- Clarke R.T. 2000. Uncertainty in estimates of biological quality based on RIVPACS.- Teoksessa: Wright J.F., Sutcliffe D.W. & Furse M.T. (toim.) *Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, 39-54.
- Dinsmore W.P, Scrimgeour G.J. & Prepas E.E. 1999. Empirical relationships between profundal macroinvertebrate biomass and environmental variables in boreal lakes of Alberta, Canada. *Freshwater Biology* 41: 91-100.
- Eaton L.E. & Lenat D.R. 1991. Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's qualitative macroinvertebrate collection method. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 335-338.
- Edington J.M. & Hildrew A.G. 1995. *Caseless caddis larvae of the British Isles*. Freshwater Biological Association Scientific Publication 53. 119 s.
- Euroopan yhteisö 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Euroopan yhteisön virallinen lehti* L 327: 1-72.
- France R.L. 1995. Macroinvertebrate standing crop in littoral regions of allochthonous detritus accumulation: implications for forest management. *Biological Conservation* 71: 35-39.
- Fulthorpe R.R. & Paloheimo J.E. 1985. Hypolimnetic oxygen consumption in small lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 42: 1493-1500.
- Heino J. 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*. 418 (1): 229-242.
- Hill B.H., Stevenson R.J., Pan Y., Herlihy A.T., Kaufmann P.R. & Johnson C.B. 2001. Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 299-310.
- Hynynen J., Palomäki A., Veijola H., Meriläinen J.J., Bagge P., Manninen P., Ustinov A. & Bibiceanu S. 1999. Planktonic and zoobenthic communities in an oligotrophic, boreal lake

- inhabitated by an endemic and endangered seal population. *Boreal Environment Research* 4: 145-161.
- Håkanson L. 1981. *A manual of lake morphometry*. Springer Verlag, Berlin, 78 s.
- Hämäläinen H. & Aroviita J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö. Teoksessa: Keto A. & Marttunen M.(toim.) Vesipolitiikan puitedirektiivi rakennetuissa ja säännöstellyissä vesistöissä. Yhteenveto vuosien 2000–2002 tutkimuksista. *Suomen ympäristö* 667: 56–64.
- Hämäläinen H., Luotonen H., Koskenniemi E. & Liljaniemi P. 2003. Inter-annual variation in macroinvertebrate communities in a shallow forest lake in eastern Finland during 1990-2001. *Hydrobiologia* 506: 389–397.
- Hämäläinen H., Aroviita J., Koskenniemi E., Bonde A. & Kotanen J. 2007. Suomen jokien tyypittely kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. *Länsi-Suomen ympäristökeskus* 04/2007. Raportti 68 s.
- Jensen J.R., Narumalani S., Weatherbee O., Morris K. & Mackey H. 1992. Predictive modelling of cattail and waterlily distribution in a South Carolina Reservoir using GIS. *PE & RS-Photogrammetric engineering and Remote Sensing* 58: 1561–1568.
- Johnson R.K. & Wiederholm T. 1989. Classification and ordination of profundal macroinvertebrate communities in nutrient poor, oligo-mesotrophic lakes in relation to environmental data. *Freshwater Biology* 21: 375-386.
- Johnson R.K. 1995. The indicator concept in freshwater biomonitoring.- Teoksessa: Cranston, P.S. (toim.) *Chironomids – from genes to ecosystems*. CSIRO Publications, Melbourne, Australia, 11-27.
- Johnson R.K. 1998. Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: detection of impact. *Ecological Appliances* 8: 61-70.
- Johnson R.K. & Goedkoop W. 2002. Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. *Freshwater Biology* 47: 1840-1854.
- Jumppanen K. 1976. Effects of wastewater on lake ecosystem. *Annales Zoologici Fennici* 13: 85-138.
- Jyväsjärvi J. 2005. Alvajärven, Tuomiojärven ja Jyväsjärven ekologisen tilan arviointi kala- ja syvänpohjaeläinyhteisöjen avulla. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Pro gradu-tutkielma. 44 s.
- Kairimo A. 2005. Syvänpohjaeläimistön järven ja järviyypin sisäinen vaihtelu. -Merkitys vesipuitedirektiivin mukaisessa vertailuolosten muodostuksessa ja ekologisen tilan luokittelussa. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Pro gradu-tutkielma. 46 s.
- Karr J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assesment: a conceptual framework. *Environmental management* 11: 249–516.
- Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 1999. Opasvihkonen vesistötulosten julkistamiseksi. [http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu_kvvy.pl?sivu=opasvihkonen.html] 15.8.2007
- Koskenniemi E. & Ruoppa M. 2004. Pohjaeläintutkimukset. Julkaisussa: Ruoppa M. & Heinonen P. (toim.) Suomessa käytetyt biologiset vesitutkimusmenetelmät. *Suomen ympäristö* 682: 45-49.
- Lang, C. 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology* 42: 327-334.
- Larocque I., Pienitz R. & Rolland N. 2006. Factors influencing the distribution of chironomids in lakes distributed along a latitudinal gradient in northwestern Quebec, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1286-1297.

- McCune B. & Mefford M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.20*. MjM Software design. Glenden Beach, Oregon, USA.
- Meriläinen J.J. & Hynynen J. 1990. Benthic invertebrates in relation to acidity in Finnish forest lakes. - Teoksessa: Kauppi P., Anttila P. & Kenttämies K. (toim.), *Acidification in Finland*, Springer-Verlag, Berlin, 1029-1049.
- Meriläinen J.J., Veijola H. & Hynynen J. 2000. Zoobenthic communities in relation to the depth zones in a large boreal lakes in Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 985-988.
- Nilsson A.N. (toim.) *Aquatic insects of North Europe, A taxonomic handbook, volume 1-2*. Apollo Books, Denmark 1996, 1997.
- Novak M.A. & Bode R.W. 1992. Percent Model Affinity- A new measure of macroinvertebrates community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 80-85.
- Nyman C., Anttila M-E., Lax H.G. & Sarvala J. 1986. Koskien pohjaeläimistö jokien laatuoluokituksen perustana. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 3. 96 s.
- Paasivirta L. & Särkkä J. 1978. Effects of pulp mill and municipal effluents and humus load on the macro-and meiozoobenthos of some Finnish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 1779-1788.
- Paasivirta L. 1989. Pohjaeläimistö tutkimuksen liittäminen järvisyvänealueiden seurantaan. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 164. 69 s.
- Paasivirta L. 2000. *Prosilocerus* species in Finland, with a chironomid index for lake sediments. - Teoksessa: Hoffrichter, O. (toim.) *Late 20th century research on Chironomidae: an anthology from the 13th International Symposium on Chironomidae*. Shaker Verlag, Aachen, 599-603.
- Palomäki R. & Koskenniemi E. 1993. Effects of bottom freezing on macrobenthos in the regulated Lake Pyhäjärvi. *Archiv für Hydrobiologie* 128: 73-90.
- Palomäki R. & Hellsten S. 1996. Littoral macrozoobenthos in a continuous habitat series. *Hydrobiologia* 339: 85-92.
- Pilke A., Heinonen P., Karttunen K., Koskenniemi E., Lepistö L., Pietiläinen O-P., Rissanen J. & Vuoristo H. 2002. Finnish draft for typology of lakes and rivers.- Teoksessa: Ruoppa M. & Karttunen K.(toim.) *Typology and ecological classifications of lakes and rivers*. TemaNord 566: 42-43
- Raitaniemi J. & Rask M. (toim.) 2001. Kalayhteisörakenne vesistön ekologisen tilan kuvaajana. *Kala- ja riistaraportteja* 222. 23 s.
- Rasmussen J.B. 1988. Littoral zoobenthic biomass in lakes, and its relationship to physical, chemical and trophic factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1436-1447.
- 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 & Hall, New York., 1-10.
- Saether O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic ecology* 2: 65-74.
- Salmelin J. 2007. Syvänpohjaeläimistön vertailuolujen muodostus järvien ekologisen tilan luokittelua varten. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Pro gradu-tutkielma. 47 s.
- Scrimgeour G.J., Tonn W.T., Paszkowski C.A. & Aku P.M.K. 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Forest ecology and management* 126: 77-86.

- SFS 5076.1989. Pohjaeläinnäytteenotto Ekman-noutimelta pehmeiltä pohjilta. Suomen standardoimisliitto SFS.
- Shannon C.E. & Wiener W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana, 177 s.
- Suomen ympäristökeskus 2007. Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi 15.1. 2007. 49 s.
- Tammi J., Rask M. & Olin M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. *Kala- ja riistaraportteja* 383, 51 s.
- Thienemann A. 1925. Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine Limnologische Einführung. *Binnengewässer* 1: 1-255.
- Timm T. 1999. *Eesti rõngusside (Annelida) määraja. A guide to Estonian Annelida*. Estonian Academy Publishers, Tallinn, 208 s.
- 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. Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannustehokkuuden arviointi Life Vuoksi – projektissa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 328: 1-60.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H. & Vuoristo, H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 395: 1-40.
- Wallin M., Wiederholm T. & Johnson R.K. 2002. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by CIS Working Group 2.3. REFCOND. 5th and final draft. Version 2002-12-20, 98 s.
- Wiederholm T.(toim.) 1983. *Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses, part I larvae*. Entomologica scandinavica, 457 s.
- Wright J.F., Furse M.T. & Moss D. 1998. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquat. Conser. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 8: 617-631.
- Vallinkoski V.-M., Kanninen A., Leka J. & Ilvonen R. 2004. Vesikasvillisuus pienten järvien tilan ilmentäjänä. Ilmakuvatulkintaan ja maastoseurantoihin perustuvat ekologisen tilan mittarit. *Suomen ympäristö* 725, 90 s.
- Veijola H., Meriläinen J.J. & Marttila V. 1996. Sample size in the monitoring of benthic macrofauna in the profundal of lakes: evaluation of the precision of estimates. *Hydrobiologia* 322: 301-315.
- Verneaux V., Verneaux J., Schmitt A. & Lambert J-C. 2004. Relationships of macrobenthos with dissolved oxygen and organic matter at the sediment-water interface in ten French lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 160: 247-259.
- 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, 154 s.
- Vuoristo H. & Antikainen S. (toim.) 1997. Järvien ja jokien vedenlaatu: käyttökelpoisuusluokitus 1990-1993. Suomen ympäristökeskus 1997. Raportti 5 s.
- Ympäristöhallinto. Ympäristöhallinnan Hertta-tietokanta.

Liite 1. Syvännepohjaeläinten yksilömäärät. Tähdellä merkityt lajit tyypille ominaisia taksoneja.

taksoni	Ahveninen	Haukijärvi	Härkäjärvi	Mataroinen	Pieni-Myhi	Valkeinen	Vihntanen	Viipeeronjärvi	Mehtiö	Myhijärvi	Korppinen	Iso-Tervanen	Kuormitetut	Liesjärvi	Suurijärvi	Leväjärvi
Diptera																
Chironomidae																
<i>Chironomus anthracinus</i> *	1	15				6	4					38				
<i>Chironomus plumosus</i> *		3				22	10	22				12			1	
<i>Chironomus salinarius</i>	1						2									
<i>Cladopelma viridula</i>		1										1				
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>				1												
Microchironomus spp.							1									
<i>Tanytarsus lugens</i>		18									1					
<i>Stichtochironomus rosenschoeldi</i>				1												
<i>Sergentia coracina</i> *	4	2	41	45	13				1	4						
<i>Procladius</i> sp.*		5	6	5		3	7	5	3		2	6		9		2
<i>Zalutschia zalutschicola</i> *		3				10	1	1		1		7		2		
<i>Propilocerus jacuticus</i>						6								6		
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>										1						
Oligochaeta																
Tubificidae																
(hiussukasellinen) *				2	2		2		3	11	11					1
<i>Tubifex tubifex</i>							1									
<i>Spirosperma ferox</i>										6						
Lamellibranchiata																
<i>Pisidium</i> spp. *	4	12	3	9	1		1					10				
<i>Bathymphalus contortus</i>			1													
Chaoboridae																
<i>Chaoborus flavicans</i> *			1			318	62	251						9		
Ostracoda																
				3	1											
Nematoda																
				3						23						
Hydrachnellae																
Hydracarina spp.		1														
Mysidae																
<i>Mysis relicta</i>	1			2												
Ceratopogonidae																
	2			2						1				6		
Yksilöitä yhteensä	13	60	52	73	17	365	91	279	7	47	14	74		32	1	3
Taksoneita yhteensä	6	9	5	10	4	6	10	4	3	7	3	6		5	1	2

Liite 2. Lajien esiintyminen tutkimusjärvien litoraalityöhykkeessä. Tyypille ominaiset taksonit merkitty tähdellä.

	Ahveninen	Haukijärvi	Härkäjärvi	Mataroinen	Pieni-Myhi	Vihtanen	Viipperonjärvi	Mehtö	Myhinjärvi	Iso-Tervanen	Korppinen	Kuormitetut	Liesjärvi	Suurijärvi	Leväjärvi
Turbellaria *	x		x		x		x	x		x				x	x
Nematoda *	x				x		x	x		x	x		x	x	x
Nematomorpha									x						x
Oligochaeta															
<i>Stylaria lacustris*</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Spirosperma ferox</i>	x	x	x	x	x			x	x	x	x		x	x	x
Enchytraeidae spp.		x													
Oligochaeta spp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Ripistes parasita</i>			x			x									
Hirudinea															
<i>Erpobdella octoculata</i>	x		x	x	x						x		x	x	x
<i>Glossiphonia complanata</i>						x							x		x
<i>Helobdella stagnalis</i>	x		x	x	x	x	x	x		x				x	
<i>Piscigola geometra</i>	x		x	x										x	
Gastropoda															
<i>Anisus vortex</i>							x								
<i>Bathyomphalus contortus</i>	x		x										x		x
<i>Bythinella scholtzi</i>														x	
<i>Gyraulus albus</i>					x			x		x					x
<i>Gyraulus laevis</i>	x	x	x		x	x	x						x	x	
<i>Lymnaea stagnalis</i>															
<i>Planorbis cristata</i>			x												
<i>Planorbis planorbis</i>				x											
<i>Radix peregra</i>	x	x		x	x				x	x				x	x
<i>Segmentina complanata</i>										x					
<i>Valvata piscinalis</i>														x	
Lamellibranchiata															
<i>Anodonta anatina</i>														x	
<i>Pisidium spp.*</i>	x	x			x	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Sphaerium corneum</i>	x			x	x		x		x				x		
Acari															
<i>Lebertia spp.</i>					x										
<i>Limnochara aquatica</i>	x	x			x					x			x	x	
Hydracarina spp.*	x	x	x		x		x	x		x	x		x	x	x
Unionicola spp.					x			x							
Crustacea															
<i>Argulus sp.</i>															x
<i>Asellus aquaticus*</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Pallasea quadrispinosa</i>								x			x				
Collembola															
<i>Podura aquatica</i>			x								x				x
Plecoptera															
<i>Nemoura spp.*</i>	x		x	x	x	x	x		x		x				

	Ahveninen	Haukijärvi	Härkäjärvi	Mataroinen	Pieni-Myhi	Vihtanen	Viipperonjärvi	Mehtiö	Myhijärvi	Iso-Tervanen	Korppinen	Kuormitetut	Liesjärvi	Suurijärvi	Leväjärvi
Ephemeroptera															
<i>Caenis horaria</i> *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Caenis luctuosa</i> *				x	x			x	x	x	x		x	x	
<i>Centroptilum luteum</i>									x						
<i>Cloeon dipterum</i>	x				x		x		x	x			x	x	x
<i>Ephemera vulgata</i> *					x	x	x	x	x	x					x
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Heptagenia sulphurea</i>									x		x				
<i>Lephtophlebia marginata</i> *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Trichoptera															
<i>Agraylea</i> spp.		x		x	x	x								x	
<i>Agrypnia picta</i>			x		x		x	x	x					x	
<i>Athripsodes aterrimus</i>	x									x					
<i>Athripsodes cinerea</i> *	x	x	x				x	x	x	x	x				
<i>Ceraclea annulicornis</i>				x	x		x	x					x	x	
<i>Cyrnus flavidus</i>					x				x		x				x
<i>Cyrnus insolutus</i>		x			x				x		x		x		x
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	x	x		x		x	x	x	x	x	x		x	x	
<i>Ecnomus tenellus</i> *	x	x	x		x	x		x	x	x	x		x	x	
<i>Erotesis baltica</i>									x						
<i>Goera pilosa</i>			x								x				
<i>Holocentropus dubius</i>		x	x		x	x									
<i>Holocentropus picicornis</i>						x			x						
<i>Hydroptila</i> sp.*						x			x						
<i>Lepidostomum hirtum</i> *	x		x	x	x	x		x	x		x				
Limnephilidae spp.	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Lype phaeopa</i>					x										
<i>Lype reducta</i>															x
<i>Molanna albicans</i>	x				x										
<i>Molanna angustata</i>					x		x				x		x	x	
<i>Molannoides tinctus</i>	x				x				x	x					
<i>Mystacides azurea</i> *	x	x	x	x	x			x	x	x	x		x	x	
<i>Mystacides longicornis</i>											x			x	
<i>Mystacides nigra</i>										x					
<i>Oecetis ochracea</i>										x					
<i>Oecetis testacea</i>						x	x		x				x		
<i>Oxyethira</i> sp.				x											
<i>Phryganea bipunctata</i>	x										x				
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> *	x			x		x	x		x		x				
<i>Polycentropus irroratus</i>					x	x									
<i>Tinodes waeneri</i> *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	
<i>Triaenodes bicolor</i>															x
Odonata															
<i>Aeshna grandis</i>	x		x		x		x		x	x			x	x	x
<i>Brachytron pratense</i>										x					
Coenagrionidae spp.	x	x	x		x				x					x	x
Corduliidae spp.			x				x						x	x	
<i>Cordulia aenea</i>									x	x					
<i>Enallagma cyathigerum</i>					x			x	x		x				

	Ahveninen	Haukijärvi	Härkäjärvi	Mataroinen	Pieni-Myhi	Vihtanen	Viipperonjärvi	Mehtiö	Myhinjärvi	Iso-Tervanen	Korppinen	Kuormitetut	Liesjärvi	Suurijärvi	Leväjärvi
<i>Erythromma najas</i>			x	x		x				x		x	x	x	
<i>Ischnura elegans</i>	x				x									x	
<i>Libellula depressa</i>									x						
<i>Libellula quadrimaculata</i>					x		x								
<i>Somatochlora metallica</i>	x		x		x		x			x				x	x
<i>Platycnemis pennipes</i>										x					
Megaloptera															
<i>Sialis lutaria</i>					x		x			x					x
Neuroptera															
<i>Sisyra sp.</i>	x				x										x
Diptera															
Chironomidae spp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Ceratopogonidae spp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Chelifera sp.	x														
Chrysops sp.					x					x					
<i>Pedicia rivosa</i>								x							
Nymphulinae															
<i>Elophila nymphæta</i>	x														
Heteroptera															
<i>Micronecta sp.</i>	x	x							x		x				
<i>Ranatra linearis</i>					x										
Coleoptera															
<i>Normandia nitens</i>		x		x				x	x						
<i>Oulimnius tuberculatus*</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	
<i>Platambus maculatus</i>									x						
<i>Rhantus grapii</i>					x										
<i>Haliphus sp.</i>														x	
Porifera															
<i>Spongilla lacustris</i>															x
Yhteensä taksonia	44	28	35	28	55	26	34	33	45	38	38		31	42	35
Yht.yksilöitä	850	552	924	441	678	311	888	477	1581	1106	1693		548	853	1639

Liite 3. Tutkimusjärvien ympäristömuuttujia.

	Järvinumero	Näytteenotto- vuosi	Näkösyyvyys (m)	pH	Alusveden lämpötila (°C)	Avoimuus syväne	Etäisyys syvänteeltä rantaan (m)	Avoimuus litoraali	Rannan jyrkkyys litoraali (°)	Pohjan raekoko	Näytteenotto- syyvyys litoraali (m)	Rakennukset lähivaluma- alueella (%)	Peltojen osuus lähivaluma- alueella (%)	Turvemaiden osuus lähi- valuma- alueella (%)
Ahveninen	14.718.1.048	2004	2,3	6,4	7,5	397,8	100	250	17,4	7,7	0,5	0,72	0,69	7,08
Haukijärvi	14.773.1.014	2004	3,47	7,2	13	570,7	60	460	10,3	14,2	0,5	0,60	0,68	21,44
Härkäjärvi	14.961.1.005	2004	2,1	6,4	6,5	358,5	124	400	19,6	21,7	0,5	1,40	4,05	10,82
Mataroinen	14.718.1.086	2004	3,1	6,5	6,5	476,5	233	310	13,2	15,6	0,5	0,21	1,50	25,79
Pieni-Myhi	14.718.1.022	2004	2,2	6,1	5	392,1	143	258	20,2	24,9	0,5	0,80	2,37	4,75
Valkeinen	04.287.1.020	2004	2,1	5,9	9,4	512,3	353	-	-	-	-	0,19	0,00	14,2
Vihtanen	14.718.1.017	2004	2,4	6,6	-	870,1	548	470	18,4	39,3	0,5	0,85	5,00	5,59
Viipperonjärvi	14.798.1.010	2004	3,05	6,2	9	467,7	142	350	14,0	10,6	0,5	2,01	0,00	13,69
Mehtiö	14.718.1.047	2003	2,3	6,5	4,9	600,1	230	437	18,4	4,8	0,49	0,44	0,11	4,14
Myhinjärvi	14.718.1.001	2003	3,55	6,7	6	691,8	255	438	4,3	6,4	0,35	1,39	1,86	0,93
Korppinen	14.718.1.013	2003	3,05	6,8	5,5	519,7	330	366	6,6	4,6	0,24	1,37	4,37	1,61
Iso-Tervanen	14.718.1.063	2003	2,2	6,3	8,8	409,8	80	277	4,0	8,3	0,51	0,09	0,00	14,8
Liesjärvi	14.773.1.001	2004	1,85	6,8	14,4	410,1	177	330	14,7	6,8	0,5	1,23	4,04	13,61
Suurijärvi	04.271.1.057	2004	2,8	6,5	4,6	388,4	113	450	14,0	12,2	0,5	0,68	12,62	6,2
Leväjärvi	14.791.1.001	2003	1,72	6,4	5,1	270,3	135	209	10,4	10,3	0,16	0,81	11,25	6,49

Liite 4. Pohjaeläinmuuttujien EQR-arvot.

Järvi	Litoraali						Syväne					
	EQR _H	EQR _{EPT}	EQR _{YKS.LKM}	EQR _{TAKS.LKM}	EQR _{TL50}	EQR _{PMA}	EQR _H	EQR _{TAKS.LKM}	EQR _{TIHEYS}	EQR _{PMA}	EQR _{BOI}	EQR _{TL25}
Ahveninen	0,95	0,47	0,58	0,87	0,82	0,95	1,10	1,02	0,30	1,12	1,16	0,73
Haukijärvi	0,91	0,29	0,66	0,77	0,76	1,09	1,31	1,5	1,35	1,01	1	1,47
Härkäjärvi	1,07	0,48	1,11	1,12	1,14	1,08	0,88	0,83	1,15	1,07	1,23	0,98
Mataroinen	0,89	0,52	0,53	0,67	0,76	0,96	1,29	1,5	1,65	1,29	1,23	0,98
Pieni-Myhi	0,95	1,06	0,82	0,97	1,20	1,00	0,76	0,66	0,38	0,83	1,23	0,73
Valkeinen							1,05	1,0	1,06	0,70	0,5	1,22
Vihtanen	0,83	1,20	0,37	0,62	0,93	0,80	1,32	1,66	0,65	1,08	0,53	1,71
Viipperonjärvi	1,05	1,13	1,07	1,01	0,65	0,95	0,73	0,66	0,63	1,08	0,41	0,98
Mehtiö	0,98	0,69	0,57	0,93	1,14	0,76	0,66	0,5	0,23	1,14	1,23	0,73
Myhinjärvi	1,10	0,98	1,91	1,36	1,36	1,23	1,19	1,16	1,59	1,01	1,23	0,73
Korppinen	1,08	3,89	2,05	1,22	1,31	1,13	0,60	0,5	0,47	0,81	1,23	0,49
Iso-Tervanen	1,05	0,42	1,33	1,14	0,93	1,01	1,07	1	2,50	0,83	0,72	1,22
Liesjärvi	0,95	1,19	0,66	0,83	0,71	0,94	0,99	0,83	0,51	0,84	0	0,73
Suurijärvi	1,07	0,59	1,03	1,34	0,87	1,11	0	0,16	0,02	0,09	0,41	0,24
Leväjärvi	1,03	0,21	1,98	1,14	0,60	0,90	0,42	0,33	0,10	0,74	0	0,49