

Pro gradu -tutkielma

**Happamuuden vaikutus pohjaeläimistön tilaan
Länsi-Suomen joissa**

Miia Honka



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

30.10.2020

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

Miia Honka: Happamuuden vaikutus pohjaeläimistön tilaan Länsi-Suomen joissa
Pro gradu -tutkielma: 52 s.
Työn ohjaajat: FT Heikki Hämäläinen, FM Anssi Teppo
Tarkastajat: FT Heikki Hämäläinen, Dos. Timo J. Marjomäki
Lokakuu 2020

Hakusanat: ekologinen tila, happamat sulfaattimaat, pH

Euroopan unionin vesipuitedirektiivi velvoittaa jäsenmaita tarkkailemaan pintavesiensä ekologista tilaa. Pohjaeläimet ovat yksi jokien ekologisessa tila-arvioinnissa käytettävistä biologisista laatutekijöistä. Monet pohjaeläimet ovat herkkiä veden happamuudelle. Länsirannikon jokien ongelmana on ollut jo pitkään happamilta sulfaattimailta peräisin oleva hapan kuormitus. Tässä työssä tutkittiin happamuuden ajallisia ja paikallisia vaikutuksia valittujen Länsi-Suomen jokien (N = 28) pohjaeläimistöön, erityisesti pohjaeläimistön tilaan. Tutkimuksessa oli mukana 125 näytteenoton tulokset vuosilta 2007–2018. Tutkimuskoskien (N = 34) pohjaeläimistön tilaa vertailtiin kohteen pH- ja minimi-pH-arvoihin ja happamien sulfaattimaiden osuuteen valuma-alueella. Tutkimuksessa tarkasteltiin myös pH:n vaikutusta joidenkin näytteissä yleisten pohjaeläintaksonien esiintymiseen. Happamuuden havaittiin heikentävän pohjaeläimistön tilaa. Pohjaeläimistön tila heikkeni sekä keskimääräisen pH:n että minimi-pH:n laskiessa ja happamien sulfaattimaiden alueosuuden noustessa. Happamuus laski myös pohjaeläinten taksoni- ja yksilömääriä. Raja-arvona voidaan pitää pH-arvoa 5,5: tätä happamampi elinympäristö vähensi selvästi pohjaeläinten esiintymistä. Koska happamuus vaikuttaa selkeästi pohjaeläimistön tilaan, hapanta kuormitusta vähentävä vesiensuojelu ja maankäytön ohjaus ovat erittäin tärkeitä toimenpiteitä vesienhoidon tavoitteiden saavuttamiseksi.

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

Miia Honka: The effect of acidity on the status of benthic
macroinvertebrates in the rivers of Western Finland
MSc thesis: 52 p.
Supervisors: PhD Heikki Hämäläinen, MSc Anssi Teppo
Inspectors: PhD Heikki Hämäläinen, Doc. Timo J. Marjomäki
October 2020

The Water Framework Directive obligates the member states of European Union to monitor the ecological status of all surface waters. Benthic macroinvertebrates are one of the biological quality elements to be used in the ecological status assessment of rivers. Many macroinvertebrates are sensitive to water acidity. A major problem of rivers on the west coast of Finland has long been the acid drainage from sulphate soils. In this work, the temporal and local effects of acidity on macroinvertebrates, especially on their status defined by the legislation, were studied in 28 rivers in Western Finland. The study included the results of 125 samples from years 2007–2018. The ecological status of invertebrates in the studied rapids ($N = 34$) was correlated with the pH and minimum pH values, and the effect of the presence of acid sulphate soils on the status of macroinvertebrates was examined. In addition, the effect of pH on the abundance of some common taxa was studied. In this study, it was found that acidity clearly affects the ecological status of benthic invertebrates. The status of macroinvertebrates declined with decreasing both average pH and minimum pH. Acidity also affected the invertebrate abundance and taxon richness. The annual average pH value of 5.5 can be considered critical: more acidic water distinctly reduced the number of invertebrates in the habitat. As acidity clearly affects the status of benthic invertebrates, acid-reducing water protection and land use control are very important measures to achieve water management objectives.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	1
2 TUTKIMUKSEN TAUSTA	3
2.1 Happamat sulfaattimaat ja Pohjanmaan jokien happamuus	3
2.2 Happamuuden vaikutukset pohjaeläimiin	5
2.3 Pohjaeläimistön tilan luokittelun periaatteet.....	6
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	9
3.1 Tutkimuskohteet ja pohjaeläinaineistot.....	9
3.2 Ympäristömuuttujat	13
3.3 Pohjaeläimistöön perustuva ekologisen tilan arviointi ja tilastolliset menetelmät.....	14
4 TULOKSET	15
4.1 Pohjaeläimistön tila	15
4.2 pH:n vaihtelu ja vaikutus pohjaeläimistön tilaan	17
4.2.1 Happamuusvaikutukset jokityypeittäin ja koskikohteittain.....	21
4.2.2 Happamien sulfaattimaiden esiintymisen vaikutus pohjaeläimistön tilaan	25
4.2.3 Happamuuden vaikutukset eri taksoneihin	26
4.3 Pohjaeläimistön tilan yhteys muihin vedenlaatutekijöihin	30
5 TULOSTEN TARKASTELU	33
5.1 Pohjaeläimistön tila	33
5.2 Happamuuden vaikutus pohjaeläimistön tilaan.....	35
5.3 Tulosten arviointi ja päätelmät	38
KIITOKSET	39

KIRJALLISUUS	40
--------------------	----

1 JOHDANTO

Huoli vesien tilasta on kasvanut viimeisten vuosikymmenten aikana. Muuttuva ilmasto ja ihmistoiminnan aiheuttamat moninaiset ongelmat ovat johtaneet pintavesien tilan huononemiseen (Hering ym. 2015). Virtavedet ovat maailmanlaajuisesti yksi uhatuimmista ekosysteemeistä (Allan ja Flecker 1993, Dynesius ja Nilsson 1994, Ricciardi ja Rasmussen 1999). Suomessa valuma-alueen maankäyttö on heikentänyt virtavesien tilaa, ja nykyään luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset virtavedet ovat harvinaisia (Kontula ja Raunio 2018).

Maankäyttö aiheuttaa ongelmia erityisesti happamien sulfaattimaiden alueella (Alasaarela 1983, Vuori 1998, Sutela ym. 2012). Niitä alkoi syntyä Itämeren alueelle viime jääkauden jälkeen Litorinakaudella (Palko 1994). Happamat sulfaattimaat kehittyvät, kun aiemmin meren pohjassa olleet maakerrokset hapettuvat maankohoamisen sekä ihmistoiminnan myötä. Rikkipitoisen sulfidikerroksen hapettuessa syntyy vesistöjä happamoittavaa rikkihappoa. Hapan vesi myös liuottaa maaperästä eliöille haitallisia raskasmetalleja sekä alumiinia (esim. Dent ja Pons 1995, Åström ja Björklund 1997, Åström ja Corin 2000, Boman ym. 2010, Nystrand ja Österholm 2013). Ilmastonmuutoksen on arvioitu lisäävän happamoitumisriskejä (Saarinen ym. 2010). Suomessa on Euroopan laajimmat happamien sulfaattimaiden esiintymät (Roos ja Åström 2005, Andriesse ja van Mensvoort 2006, Österholm ym. 2010), ja niitä esiintyy meillä erityisesti länsirannikon alueella (Sutela ym. 2012, Yli-Halla ym. 2017, Anonyymi 2020a).

Vesivarojen kestävästä käytöstä ja vesistöjen tarjoamien ekosysteemipalveluiden säilymistä vuoksi vesistöt vaativat suojelua sekä vesien tilan parantamista ja saavutetun hyvän tilan ylläpitoa (Hallett ym. 2016). Euroopan unionin tasolla vesistöjen suojeluun on tartuttu vuonna 2000 voimaan tulleen vesipolitiikan

puitedirektiivin (VPD) avulla (Euroopan yhteisö 2000). Vesien tilan luokittelu on osa VPD:n täytäntöönpanoa sekä Suomen vesienhoitolain (1299/2004) soveltamista. Lainsäädännön avulla pyritään parantamaan vesien tilaa ja estämään tilan huononeminen, tavoitteena vähintään hyvä ekologinen sekä kemiallinen tila. Vesipuitedirektiivi velvoittaa kaikkia jäsenmaita tarkkailemaan pintavesiensä ekologista tilaa ensisijaisesti biologisten laatutekijöiden avulla. Jokien osalta tarkkailu on keskittynyt piilevien, pohjaeläinten ja kalojen seurantaan (esim. Irvine ym. 2002, Heiskanen ym. 2004, Aroviita ym. 2019).

Pohjaeläimillä on tärkeä rooli jokiekosysteemin toiminnassa. Ne muokkaavat ja hapettavat joen pohjakerrosta orgaanista ainesta hajottamalla ja ovat tärkeä osa virtavesien ravintoverkkoa (Reice & Wohlenberg 1993, Allan 1995, Wallace ja Webster 1996, Covich ym. 1999). Elinympäristössä tapahtuneet muutokset vaikuttavat usein pohjaeläimistöön, ja pohjaeläimistöissä tapahtuneet muutokset puolestaan heijastuvat usein koko ekosysteemiin (Covich ym. 1999). Nykyinen lainsäädäntö edellyttää pohjaeläinten käyttöä yhtenä biologisena laatutekijänä (esim. Aroviita ym. 2019), ja pohjaeläimiä onkin käytetty laajasti virtavesien ekologisessa tila-arvioinnissa (Beisel ym. 2000, Hodgkinson ja Jackson 2005, Birk ja Hering ym. 2006).

Jokiveden happamuus vaikuttaa vesieliöiden lajirunsauteen ja yhteisörakenteeseen (Gerhardt 1993, Hudd 2000). Monet pohjaeläimet ovat herkkiä happamuudelle (Simpson ym. 1985, Økland ja Økland 1986, Hall ja Ide 1987, Wheatherley ja Ormerod 1987, Feldman ja Connor 1992, Rosemond ym. 1992). Happamuus vaihtelee sekä tilassa (jokien välillä) että ajassa (jokien sisällä) (Fältmarsch ym. 2008). Jokien väliset erot veden happamuudessa selittyvät esimerkiksi valuma-alueen ominaisuuksilla sekä valuma-alueen maankäytöllä. Ajallista vaihtelua puolestaan aiheuttavat esimerkiksi vaihtelevat sääolot sekä muutokset virtaamissa (Alasaarela 1983, Vuori 1998, Sutela ym. 2012).

Tämän työn tarkoituksena on tutkia happamuuden vaikutuksia Länsi-Suomen jokien pohjaeläimistöön, erityisesti pohjaeläimistön ekologiseen tilaan. Tutkimushypoteesina esitetään pohjaeläimistön tilan heikkenevän jokiveden pH:n laskiessa. Tarkoituksena on myös tutkia happamuuden vaikutuksia pohjaeläimistön tilaan jokityypeittäin ja koskikohteittain sekä tarkastella, miten happamien sulfaattimaiden esiintyminen vaikuttaa pohjaeläimistön ekologiseen tilaan. Tutkimuksessa tarkastellaan myös pH:n vaikutusta joidenkin näytteissä yleisinä esiintyneiden pohjaeläintaksonien esiintymiseen. Tämän työn tavoitteena on antaa lisätietoa Pohjanmaan rannikon jokia vaivaavan happamuuden vaikutuksista pohjaeläimistön tilaan useilla eri jokikohteilla. Tutkimus on toteutettu yhteistyössä Etelä-Pohjanmaan ELY-keskuksen kanssa.

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1 Happamat sulfaattimaat ja Pohjanmaan jokien happamuus

Suomessa on arvioitu olevan 1600–3400 km² happamia sulfaattimaita eli alunamaita, joista suurin osa sijaitsee Pohjanmaan maankohoamisrannikolla (Palko 1994, Andriessse ja van Mensvoort 2006, Sutela ym. 2012). Suurin osa happamista sulfaattimaista (HS-maista) muodostui 4000–8000 vuotta sitten, kun rannikkovesien matalikoilla mikrobit pelkistivät meriveden sulfaattia sulfiitiksi, ja sulfidi ja samalla myös useat raskasmetallit saostuivat pohjasedimentteihin (Österholm ja Åström 2002). Hapettomissa olosuhteissa HS-maat ovat vakaita ja niiden pH-arvo on lähellä neutraalia (pH 6–7), jolloin ne eivät aiheuta ympäristöhaittoja.

Ongelmia syntyy maankohoamisen ja ihmistoiminnan myötä, kun hapan sulfaattimaa hapettuu. Rikin ja raudan hapettuessa maaperän pH-arvo laskee 7:stä noin 3,5–4:ään. Rikki muodostaa veden kanssa rikkihappoa, joka samalla liuottaa

maaperästä useita eliöille haitallisia metalleja, esimerkiksi alumiinia. Kun samat alueet ovat sekä happamia sulfaattimaita, maankohoamisaluetta että intensiivisen maanviljelyn ja kuivatustoiminnan kohteena, syntyy vesistöön huomattavaa happamuus- ja metallikuormitusta (Sutela ym. 2012).

Hapan valunta ja suuri liuenneiden metallien määrä vedessä ovat heikentäneet Pohjanmaan rannikon jokien ekologista ja kemiallista tilaa jo pitkään. Alunamaiden laajamittainen kuivatus maatalouden tarkoituksiin tapahtui pääosin 1960- ja 1970-luvuilla (Åström ym. 2005, Saarinen ym. 2010). Ojitus ja maankuivatus maa- ja metsätaloutta varten lisäävät sulfidikerrosten hapettumista erittäin merkittävästi (Lähetkangas ja Lakso 1995). Erityisen haitallista on salaojitus, jonka myötä kuivatussyvyys on kasvanut huomattavasti, ja jonka on tutkittu aiheuttavan suuria happamuushuhtoutumia vesistöihin (Palko ja Yli-Halla 1993, Eden ym. 1999). Suomessa noin puolet peltopinta-alasta on salaojitettu (Sutela ym. 2012). Salaojituksen tavoiteohjelman mukaan salaojitusta lisätään entisestään (Anonyymi 2002), mikä on ristiriidassa vesienhoidon tavoitteiden kanssa. On myös arvioitu, että ilmastonmuutos tulee lisäämään sateita ja tulvia ja sitä kautta myös kuormitusta happamilta sulfaattimalta (Vuori ja Saarinen 2010, Saarinen ym. 2010).

Happamia sulfaattimaita esiintyy erityisesti mereen laskevien jokien suistoissa, ja myös haittavaikutukset kasautuvat tyypillisesti jokien alaosille (Vuori 1998). HS-maiden pinta-alat vaihtelevat vesistöalueittain ja ovat enimmillään yli 10 % valuma-alueista (Sutela ym. 2012). Esimerkiksi Kyrönjoella HS-maita on arvioitu olevan yhteensä noin 10 % valuma-alueen pinta-alasta (Rantala 1991). Arvion mukaan vesistölle aiheutuu vakavia happamuushaittoja, jos HS-maiden osuus valuma-alueesta on yli 1 % (Sutela ym. 2012).

2.2 Happamuuden vaikutukset pohjaeläimiin

Hapan sulfaattimaa vaikuttaa läheisiin vesistöihin valuman kautta. Monet vesieliöt eivät siedä voimakasta, lyhyessä ajassa tapahtuvaa veden pH:n laskua. Jokien pohjaeläintiheyden ja -monimuotoisuuden on havaittu korreloivan pH:n kanssa (Simpson ym. 1985, Økland ja Økland 1986, Hall ja Ide 1987, Wheatherley ja Ormerod 1987, Feldman ja Connor 1992, Rosemond ym. 1992). HS-maiden valumavedet voivat aiheuttaa monenlaista haittaa paitsi yksittäisille eliölajeille myös koko ekosysteemille. Yksilö- ja populaatiotasolla ongelmina ovat heikentynyt kasvu ja lisääntyminen sekä kasvanut kuolleisuus, yhteisötasolla puolestaan muutokset ikärakenteessa ja lajiston köyhtyminen herkkien lajien hävitessä (Sutela ym. 2012).

Monissa tutkimuksissa on havaittu, että veteen liuennut alumiini yhdessä happamuuden kanssa on merkittävin pohjaeläinten esiintymistä ja levinneisyyttä rajoittava tekijä (Hall ym. 1980, Herrmann ja Baron 1980, Harriman ja Morrison 1982, Havas ja Hutchinson 1982, Burton ja Allan 1986, Hall ja Ide 1987, Raddum ja Fjellheim 1995, Larsen ym. 1996). Happamuus ja suuret metallipitoisuudet vaikuttavat pohjaeläimiin sekä suoraan että epäsuorasti. Suorat vaikutukset kohdistuvat pohjaeläinten fysiologiaan aiheuttaen häiriöitä yksilön solurakenteissa ja aineenvaihdunnassa (Sutela ym. 2012). Happamuus ja korkea alumiinipitoisuus aiheuttivat Vuoren ja Kukkosen (1996) tutkimuksessa vesiperhosen toukille epämuodostumia sekä kidusvaurioita ja kadmium Vuoren (1994) altistuskokeessa lisääntymisongelmia. Epäsuoria vaikutustapoja ovat puolestaan muutokset lajien käyttäytymisessä, ravinnossa ja elinympäristössä (Hall ym. 1980, Vuori 1995). Happamuus voi esimerkiksi vaikuttaa pohjaeläinten ravintokohteisiin heikentämällä niiden laatua tai määrää (Sutcliffe ja Carrie 1973, Ziemann 1975, Townsend ym. 1983). HS-maiden kuormittamisissa joissa on havaittu käyttäytymishäiriöitä esimerkiksi vesiperhosilla (Hydropsychidae), jotka käyttävät pyyntiverkkoa ravinnonhankintaan. Virheitä havaittiin verkkojen kudonnassa ja

rakenteessa (Vuori 2002, Kanckos 2003). Esimerkiksi Lestijoella joen yläosilla verkon kudontavirheitä havaittiin vähemmän kuin happamien sulfaattimaiden kuormittamilla alueilla (Vuori 2002).

Lajien herkkyys happamuudelle vaihtelee (Bell 1971, Hall ym. 1980, Hall ja Ide 1987, Allard ja Moreau 1987, Hopkins ym. 1989, Hämäläinen ja Huttunen 1990, 1996, Vuori 1996). Tutkimukset ovat osoittaneet, että lyhytaikainenkin altistus happamuudelle voi olla useille lajeille tappava (Ormerod ym. 1987, Hopkins ym. 1989, McCahon ja Pascoe 1989, Merrett ym. 1991, Chmielewski ja Hall 1992). Johnsonin ym. (1993) mukaan useat päivänkorennot, koskikorennot ja vesiperhoset (EPT-lajit) eivät siedä alle 5 pH-arvoja. Bellin (1971) kuukauden kestäneessä tutkimuksessa pH-arvo, jossa 50 % testattujen lajien (päivänkorennot, koskikorennot, vesiperhoset, sudenkorennot) yksilöistä kuoli, vaihteli lajikohtaisesti välillä 2,45–5,38.

2.3 Pohjaeläimistön tilan luokittelun periaatteet

Jotta jokien luonnollinen ympäristön ja eliöstön vaihtelu voidaan ottaa tilaluokittelussa huomioon, tyypitellään joet valuma-alueen koon ja maaperän sekä maantieteellisen sijainnin perusteella jokityyppeihin (Pilke 2012, Aroviita ym. 2019). Tyypittelyn avulla kullekin vesimuodostumalle voidaan asettaa sen luontaisia ominaisuuksia vastaavat vertailuolot ja tilatavoitteet.

VPD:n mukaisessa ekologisessa tila-arvioinnissa sovelletaan vertailuoloihin perustuvaa lähestymistapaa, jossa ihmispaineen alla olevan vesistön ominaisuuksia verrataan mahdollisimman samankaltaisten luonnontilaisten vertailupaikkojen ominaisuuksiin (Hughes 1995, Reynoldson ym. 1997, European Commission 2003, Bailey ym. 2004, Stoddard 2006). Vesimuodostumien tila perustuu ekologiseen ja kemialliseen tilaan, ja pintavesien tila-arvioissa pääpaino on biologisissa laatutekijöissä. Jokien ekologisessa tila-arvioinnissa biologisia laatutekijöitä ovat

pohjaeläinten lisäksi päällysevät ja kalat. Tila arvioidaan ja luokitellaan ihmistoiminnan aiheuttaman muutoksen voimakkuuden perusteella. Ekologista tilaa mitataan siis poikkeamana vertailuarvosta ja kuvataan viisiportaisen (erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono) asteikon avulla. Erinomaisessa tilaluokassa saa olla korkeintaan hyvin vähän ja minimimitavoitteena olevassa hyvässä tilassa vähäisiä ihmistoiminnasta aiheutuneita muutoksia häiriintymättömiin vertailuoloihin verrattuna (esim. Aroviita ym. 2019).

Jokien pohjaeläimistön tilan luokittelu Suomessa perustuu kolmeen pohjaeläimistön tilaa kuvaavaan muuttujaan, jotka perustuvat direktiivin antamiin määritelmiin: tyyppille ominaisten pohjaeläintaksonien lukumäärään (TT), tyyppille ominaisten EPT-heimojen (päivänkorennot, koskikorennot ja vesiperhoset; Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; EPTh) lukumäärään sekä lajiston prosenttiseen mallinkaltaisuuteen (PMA) (Aroviita ym. 2019). Luokittelussa verrataan havaittua pohjaeläinmuuttujaa tyyppikohtaiseen odotusarvoon.

Tyyppiominaiset taksonit (TT) tarkoittavat jokityypille ominaisten taksonien havaittua lukumäärää, ja muuttujalla kuvataan lajiston monimuotoisuutta ja taksonikoostumusta (Hämäläinen ym. 2002 ja 2007). Tyyppilajeiksi on katsottu lajit tai ylemmät taksonit (suvut tai heimot), jotka esiintyvät vähintään 40 prosentissa tyyppin vertailujoista (Aroviita ym. 2008). Muuttuja mittaa ihmistoiminnan aiheuttamaa lajien paikallista häviämistä, mutta ei huomioi lajien runsauksia eikä lajeja, joita ei ole vertailuaineistossa tavattu.

Tyyppiominaisten EPT-heimojen määrällä tarkoitetaan kullekin jokityypille ominaisten päivänkorentojen, koskikorentojen ja vesiperhosten heimojen havaittua lukumäärää. Muuttujan avulla tarkastellaan esimerkiksi tärkeiden taksonomisten ryhmien mahdollista puuttumista (Hämäläinen ym. 2007, Aroviita ym. 2019). Päivänkorentoja, koskikorentoja ja vesiperhosia pidetään yleisesti herkkinä erilaisille ympäristömuutoksille (esim. Rosenberg ja Resh 1993, Wallace ja Webster

1996, Barbour ym. 1999), ja niitä kuvaavat muuttujat ovatkin keskeisiä erilaisissa indekseissä (Karr ja Chu 1999).

Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA; Percent Model Affinity) kuvaa tutkimuskohteen pohjaeläinyhteisökoostumusta (pohjaeläintaksonien runsaussuhteita) suhteessa vertailupaikoilta muodostettuun vertailuyhteisöön (Novak ja Bode 1992, Hämäläinen ym. 2007). PMA mittaa siis arvioitavan näytteen pohjaeläinyhteisön samankaltaisuutta tyyppikohtaisesti määriteltyyn vertailuyhteisöön. Muuttuja ottaa huomioon muutokset lajien yksilömääräsuhteissa jo ennen kuin lajeja mahdollisesti katoaa ja kuvaa myös muutoksia, joissa yhteisön lajimäärä kasvaa vertailuolaja suuremmaksi ympäristön tilanmuutoksen seurauksena. Indeksi huomioi myös epätyypilliset eli paikkaan häiriintymättömässä tilassa kuulumattomat lajit, joita ei ole havaittu vertailuaineistossa.

Kaikkien muuttujien (TT, EPTh, PMA) vertailuarvona käytetään vertailupaikkojen tyyppikohtaista keskiarvoa. Lopullinen pohjaeläinten tilaluokka määräytyy muuttujien skaalattujen ELS-arvojen (ekologiset laatusuhteet) keskiarvona.

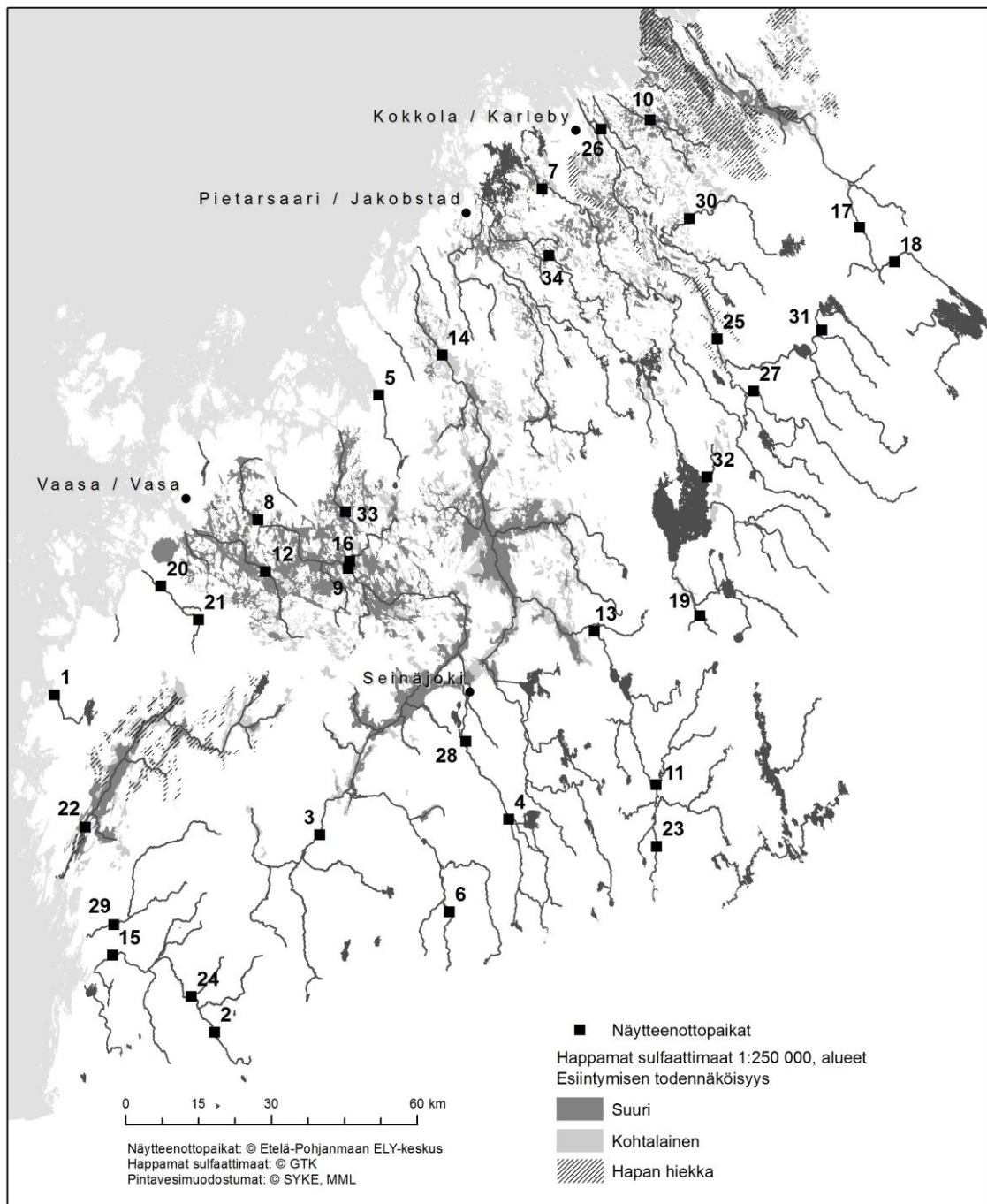
Pohjaeläinnäytteenotossa käytetään standardoitua potkuhaavimenetelmää (SFS 5077, 1989), ja näytteet otetaan virtavesien koskipaikoilta. Potkuhaavinäytteet otetaan syksyllä näytteiden vertailukelpoisuuden säilyttämiseksi. Näytteiden pohjaeläimet määritetään seurannoissa käytetyn taksonomian mukaan. Luokittelumuuttujien laskenta suoritetaan kokoomanäytteistä, joihin on laskettu yhteen rinnakkaisnäytteissä havaittujen pohjaeläintaksonien yksilömäärät.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Tutkimuskohteet ja pohjaeläinaineistot

Tähän tutkimukseen valittiin yhteensä 34 koskipaikkaa, jotka sijaitsevat 28 joessa Etelä-Pohjanmaan, Pohjanmaan ja Keski-Pohjanmaan maakunnissa (Kuva 1). Tarkastelujaksoksi valittiin vuodet 2007–2018. Tutkimukseen valittiin mukaan ne kosket, joilta oli otettu pohjaeläinnäytteitä useana vuotena tarkastelujakson aikana ja joista oli saatavilla yhtenäistä ja tilaluokittelussa käytettäviin vertailuaineistoihin rinnastettavaa pohjaeläin- ja vedenlaatuaineistoa. Myös tarkastelujakso valikoitui tällä perusteella. Yhteensä tutkimuksessa oli mukana tulokset 125 näytteenotosta (Taulukko 1). Mukaan valittiin luokitteluohjeistuksen mukaisesti vain syksyllä kerätyt potkuhaavinäytteet.

Tutkimuksessa olleet virtavedet edustivat viittä eri jokityyppiä: pienet turvemaiden joet (Pt), keskisuuret turvemaiden joet (Kt), keskisuuret kangasmaiden joet (Kk), suuret turvemaiden joet (St) ja suuret kangasmaiden joet (Sk).



Kuva 1. Pohjaeläinnäytteenottoaikat 1–34 (paikkojen nimet taulukossa 1) ja happamien sulfaattimaiden todennäköiset esiintymisalueet.

Taulukko 1. Pohjaelännäytteenottopaikat, jokityyppi (Kt = keskisuuret turvemaiden joet, Pt = pienet turvemaiden joet, St = suuret turvemaiden joet, Sk = suuret kangasmaiden joet, Kk = keskisuuret kangasmaiden joet) sekä havaintovuodet.

Paikan nimi	Jokityyppi	Havaintovuodet
1 Harrström	Kt	2010, 2011, 2016
2 Isojoki, Junttila	Kt	2007, 2013
3 Kauhajoki, Harjankoski	Kt	2011, 2014, 2017
4 Kihniänjoki	Kt	2012, 2015
5 Kimojoki	Kt	2010, 2011, 2014
6 Koskutjoki, Rintamäenkoski	Pt	2011, 2017
7 Kruunupyynjoki	Kt	2007, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2018
8 Kyrönjoki, Kolkinkoski	St	2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2017
9 Kyrönjoki, Reinilänkoski	St	2009, 2011, 2013, 2017
10 Kälviänjoki, Kälviän keskusta	Kt	2010, 2011, 2013
11 Kätjänjoki, Koskelankoski	Kt	2010, 2013
12 Laihianjoki Yrjälänkoski	Kt	2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017
13 Lapuanjoki, Paasikkaankoski	Sk	2011, 2016
14 Lapuanjoki, Silvastforsen	St	2009, 2015
15 Lapväärtinjoki, Sågen	St	2007, 2013
16 Lehmäjoki, Kirkonkylä	Kt	2009, 2010, 2011, 2013, 2017
17 Lestijoki, Kallisenkoski	St	2009, 2010, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017
18 Lestijoki, Tornikoski	Kt	2009, 2010, 2012, 2013, 2016, 2017
19 Lohijoki	Pt	2007, 2013
20 Maalahdenjoki, Kyrkbacken	Kt	2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017
21 Maalahdenjoki, Sågkvarnfors	Kt	2009, 2011
22 Närpiönjoki, Backforsen	Kt	2011, 2014, 2017
23 Pahajoki, Martinkoski	Kt	2009, 2017
24 Pajuluoma	Pt	2007, 2010, 2013
25 Perhonjoki, Karjalankoski	St	2009, 2010, 2011, 2012, 2016, 2017
26 Perhonjoki, Rautatiesillankoski	St	2009, 2011, 2012, 2016, 2017
27 Perhonjoki, Myllykoski	Kt	2014, 2017
28 Seinäjoki, Rengonkoski	Kt	2012, 2015
29 Tiukanjoki, Puskamarkki	Kk	2010, 2011, 2014
30 Ullavanjoki, Pläkkisenkoski	Kt	2010, 2013, 2014
31 Venetjoki, Kuivakoski	Kt	2012, 2015, 2017
32 Vieresjoki, Repuli	Pt	2007, 2010, 2013, 2015
33 Vöyrinjoki, Peth	Kt	2010, 2011, 2015
34 Ähtävänjoki, Pölsforsen	St	2010, 2011, 2015

Näytteet otettiin ympäristöhallinnon ohjeistuksen (Järvinen ym. 2019) mukaan standardoidulla potkuhaavimenetelmällä (SFS 5077, 1989) kahdelta erilaiselta pohjanlaatutyypiltä (kova pohja, isot kivet, raekoko > 6 cm ja kova pohja, pienet kivet) nopealta virtausalueelta. Haavinta-aika oli 30 s, jonka aikana kuljettiin noin 1 m ylävirtaan samalla potkien pohjaa melko voimakkaasti. Näytteet säilöttiin maastossa 70 % etanoliin. Yhdeltä näytteenotto paikalta otettiin yhteensä neljä rinnakkaisnäytettä, jolloin haavinta-ajaksi saatiin 2 min. Näytteet seulottiin 0,5 mm silmäkoon seulalla, ja niiden sisältämät pohjaeläimet poimittiin laboratoriossa valkoiselta alustalta suurentavaa teollisuusluoppia apuna käyttäen. Eläimet määritettiin preparointimikroskoopin avulla vähintään ympäristöhallinnon biologisen seurannan vaatimalle tavoitetaksonomiatasolle. Pohjaeläintutkimusten havaintopaikka- ja näytteenottotiedot sekä määritystulokset tallennettiin ympäristöhallinnon Hertta-tietojärjestelmän Pohje-pohjaeläinrekisteriin.

Pohjaeläinaineistojen lähteenä käytettiin ympäristöhallinnon Pohje-rekisteriä. Tätä tutkimusta varten aineistot yhdenmukaistettiin näytemääriltään ja haavinta-ajoiltaan vastaamaan tämän hetken vaatimuksia. Yhdenmukaistaminen tehtiin Suomen ympäristökeskuksen ohjeen (Aroviita 2013) mukaan. Yhdenmukaistamisen tarkoituksena oli tehdä aineistoista vertailukelpoisia vertailuolojen kanssa. Jokaisessa näytteenotossa kokonaishaavinta-aika pyrittiin saamaan kahteen minuuttiin (4 x 30 s), mitä käytetään nykyään virtavesien tilan arviointiin liittyvien pohjaeläinindeksien laskennassa. Jos näytteessä oli useampia rinnakkaisnäytteitä, näistä valittiin satunnaisesti luokitteluun neljä poistamalla vanhemmista 6 x 30 sekunnin potkuhaaviaineistoista kaksi rinnakkaista näytettä. Luokittelumuuttujien laskenta tehtiin kokoomanäytteistä, jotka muodostettiin laskemalla yhteen rinnakkaisnäytteissä esiintyneiden pohjaeläintaksonien yksilömäärät. Näytteiden yhdenmukaistamista ja jatkokäsittelyä varten tiedot siirrettiin Pohje-pohjaeläinrekisteristä Excel-taulukko-ohjelmaan. Tutkimukseen otettiin mukaan vain nopean virtausalueen näytteitä. Lopuksi aineistojen

taksonomia yhdenmukaistettiin tilaluokituksessa käytettävän taksonomisen erottelun mukaiseksi. Tässä osa taksonista redusoitiin ylemmille tasoille (esim. lajista sukuun), ja tiettyjen taksonomisten ryhmien (esim. Oligochaeta, Chironomidae) kaikki yksilöt poistettiin aineistosta. Taksonomia yhdenmukaistettiin, jotta se olisi vertailukelpoinen vertailupaikkojen aineiston kanssa.

3.2 Ympäristömuuttujat

Kaikista tutkittavista joista kerättiin vedenlaatu- ja tyypittelytietoja ympäristöhallinnon Hertta-järjestelmästä. Vedenlaatumuuttujista tarkasteluun valittiin pH (keskiarvo), minimi-pH, alumiinipitoisuus (Al), kemiallinen hapenkulutus (COD), kokonaisfosforipitoisuus (P), kokonaistyyppipitoisuus (N), sähkönjohtavuus ja väriluku. Rekisteristä poimittiin pohjaeläinnäytteenottoa edeltävät saman vuoden vedenlaatumuuttujat sekä koko edellisen vuoden havainnot, mikäli ne olivat saatavilla, ja näistä laskettiin keskiarvot jokaiselle muuttujalle. Lisäksi kerättiin pH:n minimiarvot tältä jaksolta. Tarkasteluun otettiin mahdollisimman lähellä pohjaeläinnäytteenottoa sijaitsevien vesinäytepisteiden tiedot.

Tutkimuspaikkojen valuma-alueen koko selvitettiin ympäristöhallinnon Corine Land Cover 2006 -maankäyttöaineiston avulla. Happamien sulfaattimaiden osuudet selvitettiin Geologian tutkimuskeskuksen Happamat sulfaattimaat -kartta-aineiston avulla. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja esiintymisen todennäköisyys jaettiin viiteen kategoriaan: hapan hiekka, suuri, kohtalainen, pieni ja hyvin pieni, ja sulfaattimaiden vaikutusten tarkasteluun otettiin mukaan kategoriat hapan hiekka ja esiintymisen suuri ja kohtalainen todennäköisyys.

3.3 Pohjaeläimistöön perustuva ekologisen tilan arviointi ja tilastolliset menetelmät

Tila-arviointia, happamuuden vaikutusten selvittämistä ja aineiston vertailua varten laskettiin jokaiselle koskipaikalle kolme luokittelussa käytettyä pohjaeläimistön tilaa kuvaavaa muuttujaa: jokityypille ominaiset taksonit (TT) eli tyyppilajisto, tyyppiominainen EPT-heimojen (päivänkorennot, koskikorennot ja vesiperhoset) lukumäärä sekä yhteisöjen samankaltaisuutta kuvaava prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA). Laskentaa varten selvitettiin arvioitavan koskipaikan jokityyppi. Jokityypille ominaisten taksonien ja EPT-heimojen lukumäärä oli näytteessä havaittu lukumäärä. PMA-indeksi laskettiin kaavalla

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

jossa:

a_i = taksonin i suhteellinen osuus (%) vertailuyhteisössä

b_i = taksonin i osuus arvioitavan kohteen näytteessä.

Muuttujat laskettiin Suomen ympäristökeskuksen kehittämän Excel-laskentapohjan avulla erikseen jokaiselle näytteelle (Suomen ympäristökeskus 2019).

Tutkimuskoskien ekologista tilaa arvioitiin ympäristöhallinnon ohjeiden mukaisesti laskemalla kullekin näytteelle pohjaeläinperusteinen ekologinen laatusuhde (ELS) kolmen tilamuuttujan yhteismitallistettujen ELS-arvojen keskiarvona. Skaalauksessa luokittelumuuttujien alkuperäiset arvot muutettiin yhteismitallisiksi vertaamalla muuttujan arvoa sen luokkarajoihin (Aroviita ym. 2019). Skaalauksessa ELS sai arvon 0–1, joka kertoi koskipaikan pohjaeläimistön arvioidun tilan näytteenottohetkellä (0–0,2 huono, 0,2–0,4 välttävä, 0,4–0,6 tyydyttävä, 0,6–0,8 hyvä ja 0,8–1 erinomainen).

Tutkitun paikan ja vuoden pH-arvon sekä muiden vedenlaatumuuttujien vaikutusta pohjaeläimistön tilaan ja lajistokoostumukseen tutkittiin korrelaatioanalyysillä sirontakuvioiden sekä korrelaatiokertoimien avulla. Korrelaatiokertoimien laskemiseen käytettiin Pearsonin korrelaatiota (r). Tilastollisen merkitsevyyden (p-arvo) raja-arvo oli 0,05.

4 TULOKSET

4.1 Pohjaeläimistön tila

Tutkimukseen valituista näytteistä löytyi yhteensä 124 pohjaeläintaksonia (yhdenmukaistettu taksonomia, osa taksonomisista ryhmistä poistettu). Havaintokerran taksonimäärä vaihteli tutkimuskohteissa välillä 3–49 ja tyyppiominaisten taksonien (TT) lukumäärä 3–32. EPT-lajien lukumäärä oli suurimmillaan 17 ja pienimmillään 2. PMA-indeksin vaihteluväli oli 0,048–0,592.

Skaalattujen ELS-keskiarvojen perusteella arvioitu pohjaeläimistön tila vaihteli huonosta erinomaiseen (Taulukko 2). 72 % tutkituista näytteistä osoitti pohjaeläimistön erinomaista tai hyvää tilaa. Kahdessa näytteessä (Kälviänjoki 2010, Laihianjoki 2016), joissa pohjaeläimistön tila oli hyvä, ELS-keskiarvo oli hyvin lähellä hyvän alarajaa. Suurimman arvon 1 (erinomainen tila, vertailuarvo) saaneita oli 14 kohdetta.

Taulukko 2. Tutkittujen koskien (havaintokohtaisten) pohjaeläimistön tilaluokkien jakauma (E=erinomainen, Hy=hyvä, T=tyydyttävä, V=välttävä, Hu=huono; N=havaintomäärä).

Tila	N	%
E	56	44,8
Hy	34	27,2
T	22	17,6
V	12	9,6
Hu	1	0,8

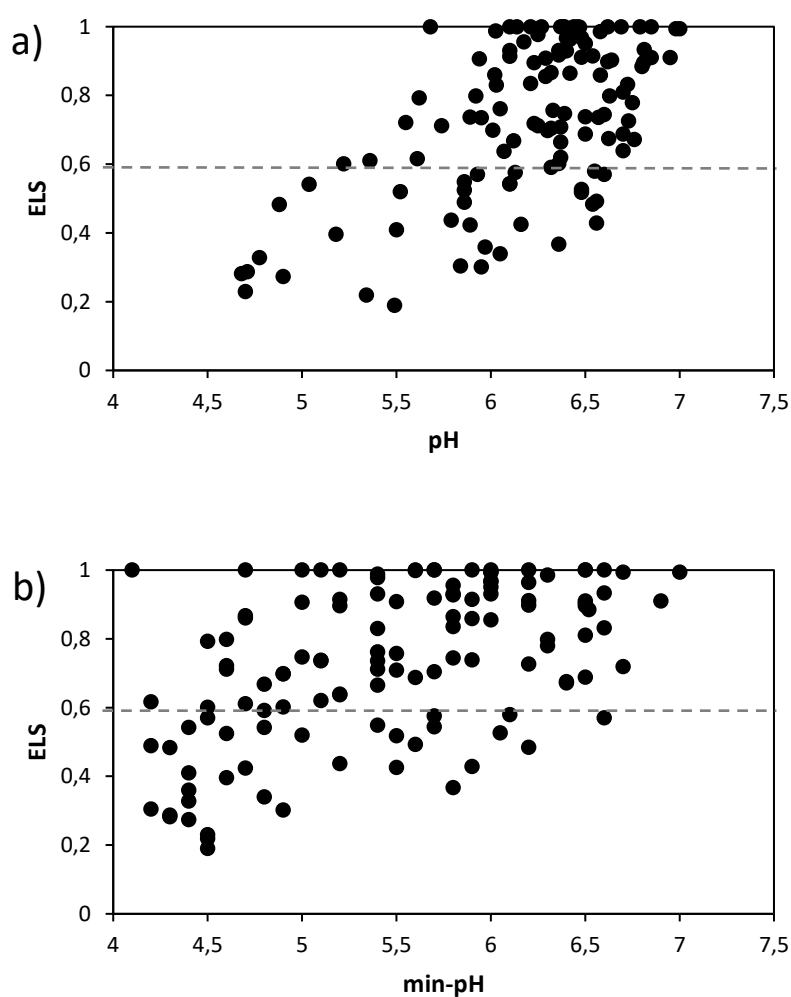
Jokityyppikohtaisesti tarkasteltuna pohjaeläimistön tila oli erinomainen pienissä turvemaiden joissa (Pt) yhtä näytettä lukuun ottamatta. Keskisuurissa turvemaiden joista 65 % oli hyvässä tai erinomaisessa tilassa. Suurissa turvemaiden joissa lähes puolet näytteistä osoitti pohjaeläimistön erinomaista tilaa ja alle hyvän tila oli 23 %:ssa näytteistä. Keskisuurissa kangasmaiden joissa (Kk) ja suurissa kangasmaiden joissa (Sk) pohjaeläimistön tila oli hyvä tai erinomainen. Taksonimäärän keskiarvo oli suurin keskisuurissa kangasmaiden joissa (Taulukko 3).

Taulukko 3. Jokityyppikohtaiset (Kt = keskisuuret turvemaiden joet, Pt = pienet turvemaiden joet, St = suuret turvemaiden joet, Sk = suuret kangasmaiden joet, Kk = keskisuuret kangasmaiden joet) havaintokertojen taksonimäärät ja skaalattujen ELS-arvojen keskiarvot sekä niiden keskihajonnat (SD). Suluissa vaihteluvälit.

Jokityyppi	N	Taksonimäärä	SD	ELS	SD
Kt	74	25 (3–46)	10,7	0,691 (0,190–1)	0,25
Pt	11	29 (18–36)	5,6	0,908 (0,712–1)	0,09
St	35	29 (8–49)	10,1	0,757 (0,340–1)	0,19
Sk	2	27 (21–32)	7,8	0,740 (0,570–0,910)	0,24
Kk	3	32 (28–38)	5,3	0,819 (0,744–0,915)	0,09

4.2 pH:n vaihtelu ja vaikutus pohjaeläimistön tilaan

Pohjaeläimistön tila (ELS) korreloi positiivisesti sekä pH:n (Pearsonin korrelaatiokerroin $r = 0,60$, $p < 0,001$) että minimi-pH:n ($r = 0,54$, $p < 0,001$) kanssa (Kuva 2). Myös yksittäiset tilamuuttujat, TT (pH: $r = 0,57$, $p < 0,001$; min-pH: $r = 0,51$, $p < 0,001$), EPTh (pH: $r = 0,54$, $p < 0,001$; min-pH: $r = 0,49$, $p < 0,001$) sekä PMA (pH: $r = 0,57$, $p < 0,001$; min-pH: $r = 0,51$, $p < 0,001$), korreloivat positiivisesti sekä pH:n että minimi-pH:n kanssa.



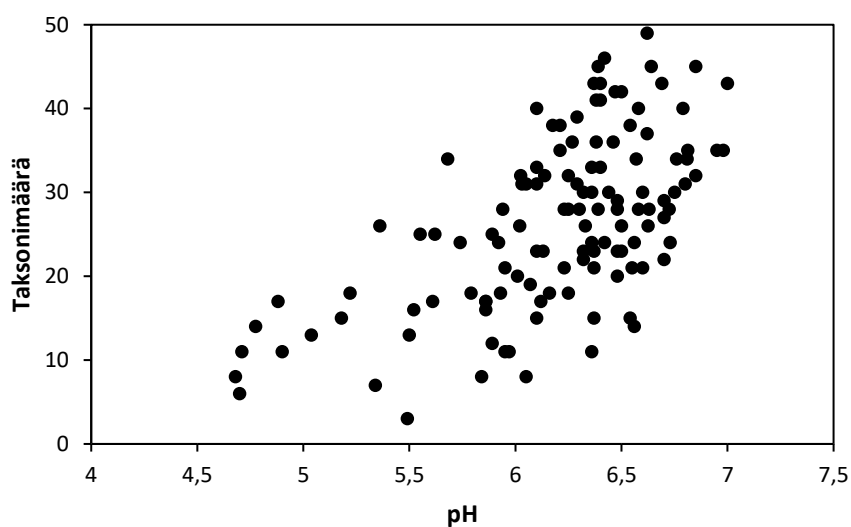
Kuva 2. Pohjaeläimistön tila (ELS) suhteessa veden pH- (a) ja minimi-pH-arvoihin (b). Katkoviiva kuvaa hyvän ja tyydyttävän tilan rajaa (ELS = 0,6).

Veden keskimääräisen pH:n ollessa 5,2 tai tätä alempi pohjaeläimistön tila oli aina hyvää huonompi: kahdessa näytteessä pohjaeläimistö osoitti tyydyttävää ja kuudessa välttävää tilaa. Kun keskimääräinen pH oli yli 5,5, pohjaeläimistön tila oli hyvä tai erinomainen ($ELS \geq 0,6$) 79 %:ssa kohteita, ja kun pH oli yli 6 tila oli erinomainen tai hyvä jo 87 %:ssa kohteita. Keskimääräisen pH:n ollessa yli 6,5 vain 4 %:ssa näytteitä pohjaeläimistön tila oli hyvää huonompi.

Minimi-pH:n ollessa yli 5,5 tutkituista näytteistä 7 % osoitti pohjaeläimistön tilan olevan alle hyvän alarajan. Kun minimi-pH oli yli 6, pohjaeläimistön tila oli vähintään hyvä lähes 97 %:ssa kohteista. Pohjaeläimistön tila oli 5 %:ssa kohteista erinomainen tai lähellä erinomaista, vaikka minimi-pH-arvo oli 4,7 tai tätä alempi.

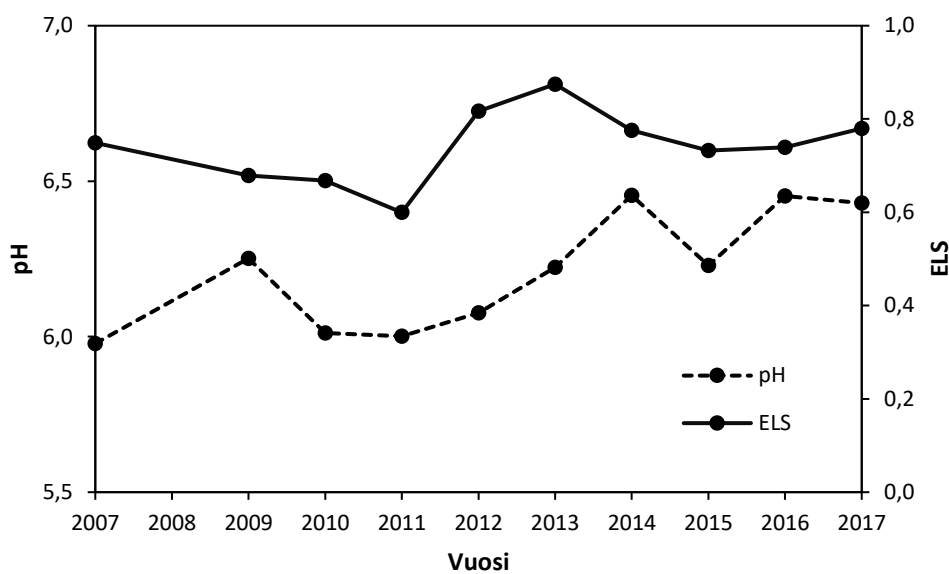
Tarkasteltaessa näytteitä, joissa pohjaeläimistön tila oli hyvää huonompi ($ELS < 0,6$), keskimääräinen pH oli 5,79 ja minimi-pH 4,99. Puolestaan hyvässä tai erinomaisessa tilassa olevien kohteiden keskimääräinen pH oli 6,35 ja minimi-pH 5,67.

Yksilö- (Pearson $r = 0,40$, $p < 0,001$) ja taksonimäärät korreloivat veden happamuuden kanssa ($r = 0,61$, $p < 0,001$). Veden pH:n ollessa alle 5,5 taksonimäärä oli alle 20 muissa paitsi yhdessä näytteessä, ja pH:n ollessa yli 6,5 taksonimäärä oli kahta näytettä lukuun ottamatta kaikissa yli 20 (Kuva 3).



Kuva 3. Taksonimäärä suhteessa veden pH-arvoon.

Tutkimuksessa mukana olleiden koskien happamuustilanne parani hieman keskimääräisesti tarkasteltuna vuodesta 2007 vuoteen 2017. Vuonna 2007 keskimääräinen pH oli alle 6 ja vuonna 2017 6,43 (Kuva 4, Taulukko 4). Myös pohjaeläimistön tila (ELS) parani hieman tarkastelujakson aikana, vaikka muutos vuoden 2007 ja 2017 välillä onkin pieni.



Kuva 4. Keskimääräisen pH:n ja pohjaeläimistön tilan (ELS) vaihtelu tutkimusjaksolla.

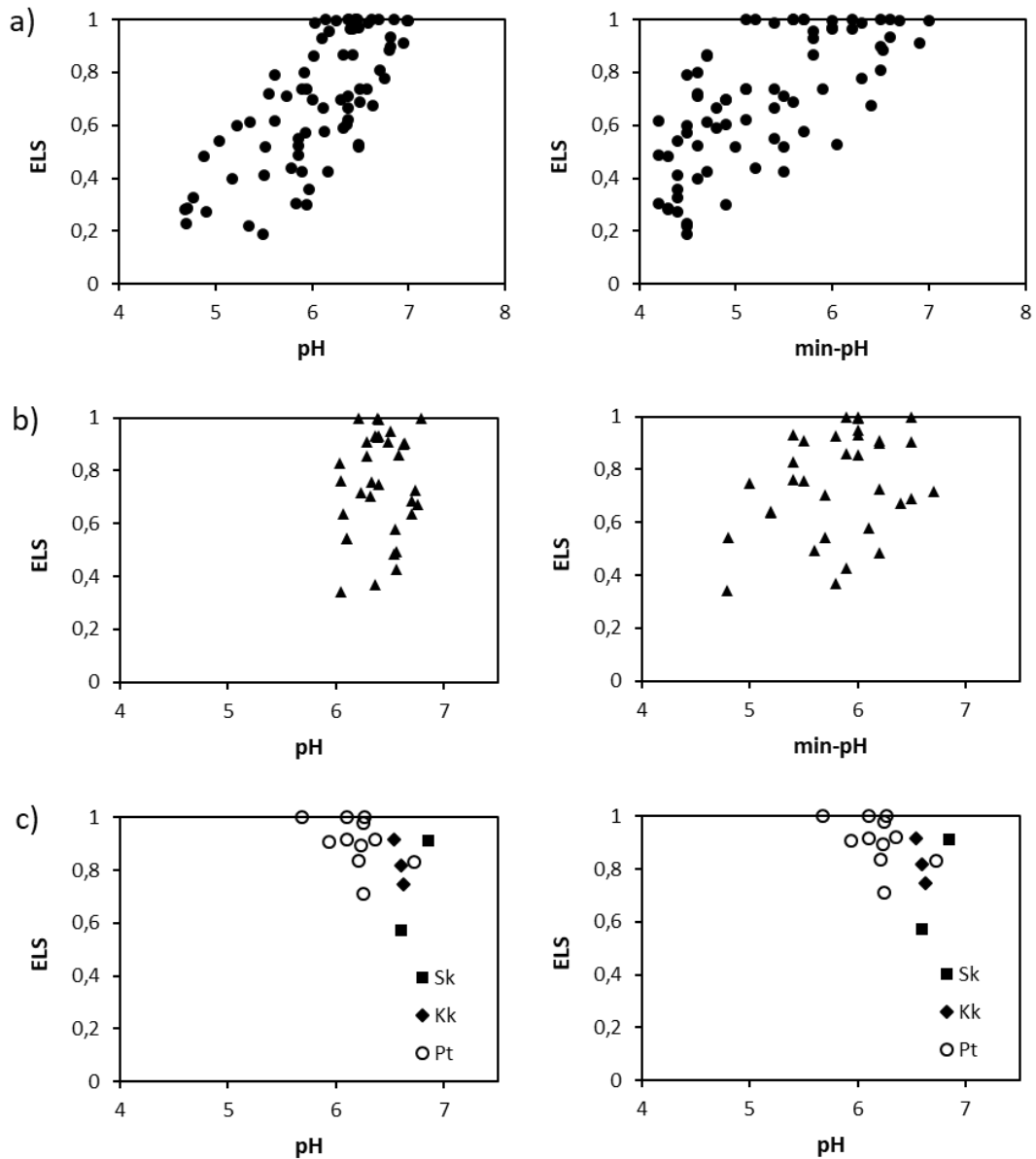
Taulukko 4. Pohjaeläimistön tila (ELS) ja happamuus näytteenottovuosittain (N = pohjaeläinnäytemäärä).

Vuosi	N	ELS	pH	min-pH
2007	8	0,749	5,98	5,00
2009	11	0,679	6,25	5,66
2010	17	0,668	6,01	5,24
2011	19	0,600	6,00	5,39
2012	10	0,817	6,08	5,35
2013	16	0,875	6,22	5,43
2014	7	0,775	6,45	5,79
2015	11	0,732	6,23	5,48
2016	8	0,739	6,45	5,75
2017	15	0,780	6,43	5,75

4.2.1 Happamuusvaikutukset jokityypeittäin ja koskikohteittain

Jokityypeittäin tarkasteltuna pH:n ja minimi-pH:n vaikutus pohjaeläimistön tilaan oli selkeimmin nähtävissä keskisuurten turvemaiden (Kt) joissa, joista oli eniten havaintoja ja joissa happamuusvaihtelu oli suurta (Kuva 5). Tässä jokityypissä pohjaeläimistön tila korreloi voimakkaasti pH:n ja minimi-pH:n kanssa (pH $r = 0,73$, $p < 0,001$; min-pH $r = 0,70$, $p < 0,001$). Myös yksittäiset tilamuuttajat TT (pH: $r = 0,73$, $p < 0,001$; min-pH: $r = 0,70$, $p < 0,001$), EPT_h (pH: $r = 0,66$, $p < 0,001$; min-pH: $r = 0,63$, $p < 0,001$) sekä PMA (pH: $r = 0,67$, $p < 0,001$; min-pH: $r = 0,64$, $p < 0,001$) korreloivat sekä pH:n että minimi-pH:n kanssa.

Suurissa turvemaiden joissa (St) ei havaittu merkitsevää korrelaatiota pH:n tai minimi-pH:n ja pohjaeläimistön tilan välillä (pH: $r = 0,13$, $p = 0,47$; min-pH: $r = 0,32$, $p = 0,065$), eikä sitä laskettu pienen otoskoon vuoksi keskisuurten ja suurten kangasmaiden jokien (Sk ja Kk) tai pienten turvemaiden jokien (Pt) osalta. Kaikissa keskisuurten turvemaiden joissa pohjaeläimistön tila oli keskimäärin hyvä tai erinomainen pH:n ollessa yli 6,5. Suurten turvemaiden jokien (St) pH oli keskimäärin yli 6 ja suurten ja keskisuurten kangasmaiden jokien (Sk ja Kk) yli 6,5. Suurten ja keskisuurten kangasmaiden jokien pohjaeläimistön tila oli erinomainen tai hyvä neljässä näytteessä.



Kuva 5. Pohjaeläimistön tila (ELS) suhteessa pH- ja minimi-pH-arvoihin a) keskiuurissa turvemaiden joissa (Kt), b) suurissa turvemaiden joissa (St) sekä c) suurissa ja keskiuurissa kangasmaiden joissa ja pienissä turvemaiden joissa (Sk, Kk ja Pk; samassa kuvaajassa vähäisen havaintomäärän vuoksi).

Jokikohtaisesti tarkasteltuna Laihianjoen Yrjälänkosken keskimääräinen pH oli vuonna 2007 4,9 ja vuonna 2017 6,5 ja minimi-pH vuonna 2007 4,3 ja vuonna 2017 5,6 (Kuva 6 a). Molemmassa arvoissa nousu oli huomattava. Pohjaeläimistön tila

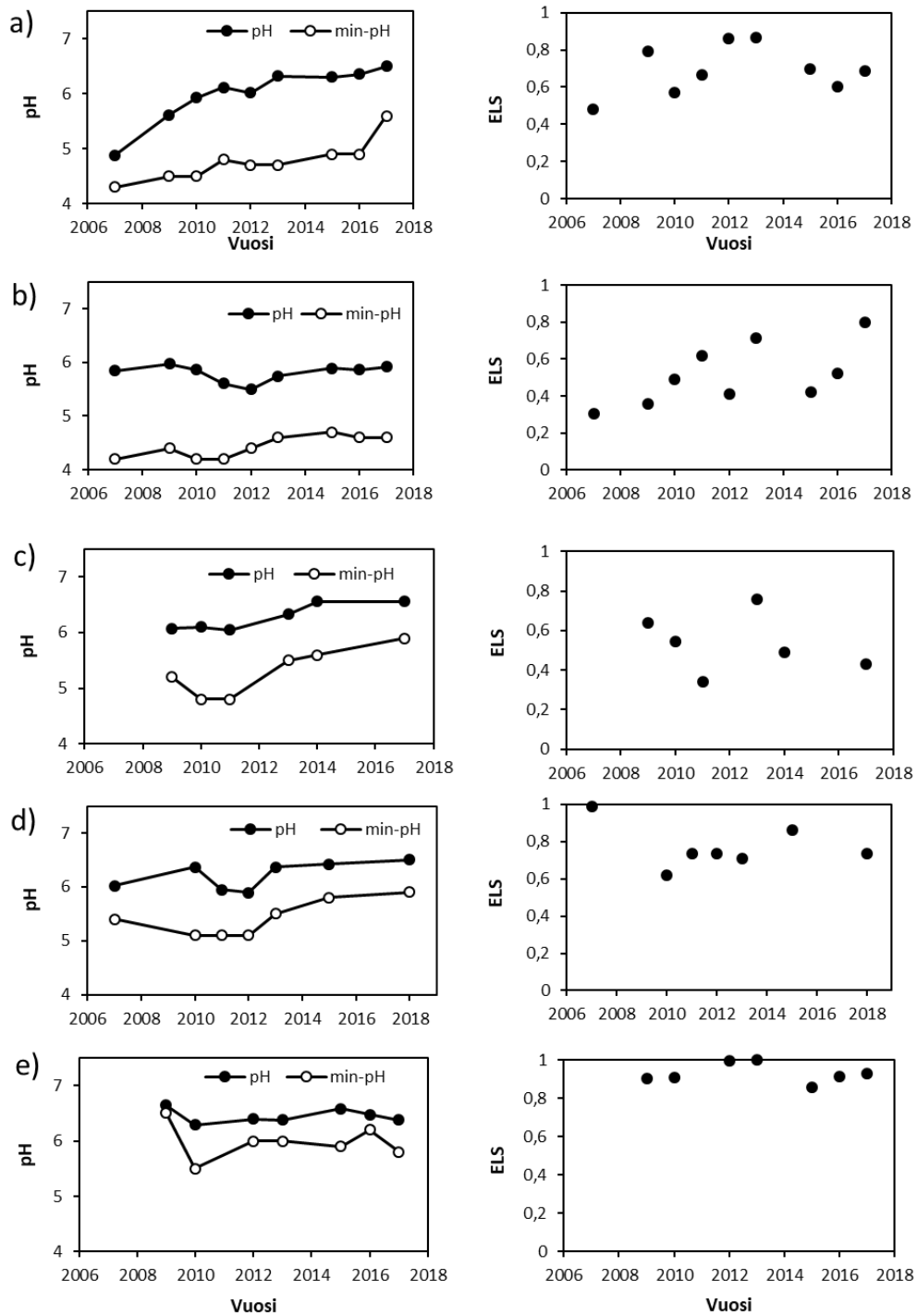
parantui tarkastelujakson aikana tyydyttävästä hyvään tilaan, ollen muutamana näytteenottovuotena jopa erinomainen. Pohjaeläimistön tila ei kuitenkaan kohentunut kovin selkeästi, vaikka happamuustilanne parantui.

Maalahden Kyrkbackenin happamuustilanne ei tarkastelujakson aikana kohentunut, vaan pH oli suurin piirtein sama vuonna 2007 ja 2017 (Kuva 6 b). Pohjaeläimistön tila kuitenkin parantui huomattavasti välttävästä hyvään lähelle erinomaisen tilan arvoa (ELS = 0,798). Pohjaeläimistön tila kuitenkin vaihteli paljon vuosien välillä.

Kyrönjoen Kolkinkosken keskimääräinen pH nousi tarkastelujakson aikana arvosta 6,1 arvoon 6,6 ja minimi-pH arvosta 5,2 arvoon 5,9 (Kuva 6 c). Pohjaeläimistön tilassa ei näy selvää trendiä, mutta tila pikemminkin heikkeni kuin parani ja oli viimeisissä näytteenotoissa hyvää huonompi lähellä tyydyttävän ja välttävän rajaa.

Kruunupyynjoen Myllykosken pH- ja minimi-pH-arvot nousivat tarkastelujakson aikana noin 0,5 yksikköä (Kuva 6 d). Pohjaeläimistön tila oli hyvä kaikkina näytteenottovuosina. ELS-arvoissa ei näy selkeää trendiä, vaikka tilaluokka on laskenut erinomaisesta hyvään.

Lestijoen Kallisenkosken keskimääräisissä pH-arvoissa ei tapahtunut merkittävää muutosta tarkastelujakson aikana (Kuva 6 e). Minimi-pH sen sijaan laski 6,5:stä 5,8:aan. Kallisenkosken pohjaeläimistön tila oli kaikissa näytteissä erinomainen.

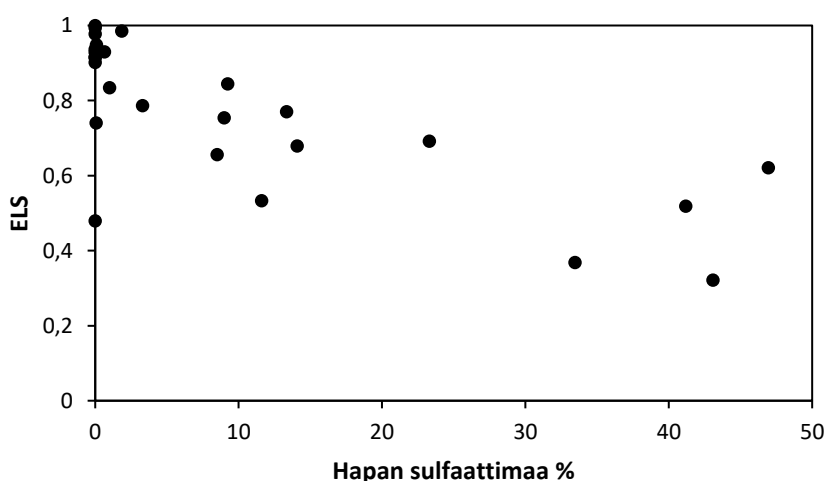


Kuva 6. a) Laihianjoen Yrjääläkosken, b) Maalahden Kyrkbackenin, c) Kyrönjoen Kolkinkosken, d) Kruunupyynjoen Myllykosken ja e) Lestijoen Kallisenkosken keskimääräisen pH:n ja minimi-pH:n (vasemmalla) sekä pohjaeläimistön tilan (oikealla) vaihtelu näytteenottovuosittain.

4.2.2 Happamien sulfaattimaiden esiintymisen vaikutus pohjaeläimistön tilaan

Happamien sulfaattimaiden esiintyminen tutkitun kosken valuma-alueella laski pohjaeläimistön tilaa (Kuva 7). Kun alunamaita ei esiintynyt valuma-alueella, muiden paitsi kahden kosken (Venetjoen Kuivakoski, Lapuanjoen Paasikkaankoski) pohjaeläimistön tila oli erinomainen. Vieresjoen Repulinkosken pohjaeläimistön tila oli erinomainen, vaikka happamia sulfaattimaita oli valuma-alueesta lähes 10 %. Vieresjoen keskimääräinen pH oli kuitenkin yli 6 suuresta happamien sulfaattimaiden esiintymisestä huolimatta. Kälviänjoen näytepisteen valuma-alueella happamien sulfaattimaiden osuus oli tutkimuksen suurin 47 %, mutta silti joen pohjaeläimistön tila oli hyvä. Myös Kälviänjoen pH- ja minimi-pH-arvot ovat olivat hyvin alhaiset. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen korreloi voimakkaasti sekä pohjaeläimistön tilan ($r = -0,75$, $p < 0,001$) että tutkitun kosken pH:n ($r = -0,79$, $p < 0,001$) kanssa. ELS-arvon 0,9-1 kohteita ei ollut, kun HS-maita oli valuma-alueesta yli 2 %.

Harrströmin-, Maalahden-, Tiukan- ja Lapväärtinjoelta sekä Pajuluomasta ei saatu tietoja valuma-alueiden happamien sulfaattimaiden osuuksista.



Kuva 7. Pohjaeläimistön tila (paikkakohtainen keskiarvo) suhteessa valuma-alueen HS-maasuuteen (%).

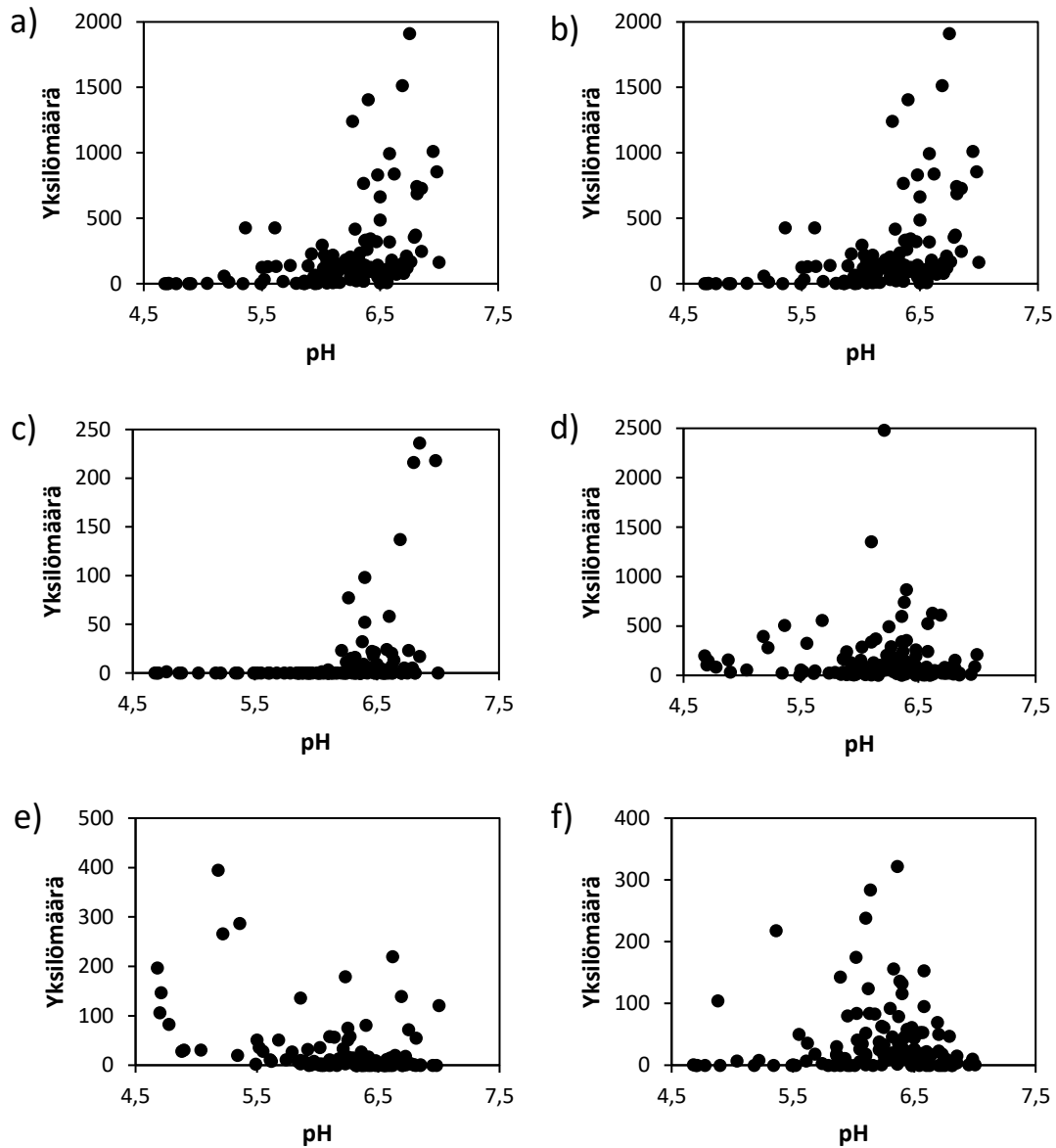
4.2.3 Happamuuden vaikutukset eri taksoneihin

Päivänkorentojen (Ephemeroptera) yksilömäärä korreloi veden keskimääräisen pH- ja minimi-pH-arvojen kanssa (pH $r = 0,38$, $p < 0,001$; min-pH $r = 0,36$, $p < 0,001$). Päivänkorentojen määrä oli korkeimmillaan pH:n ollessa yli 6 (Kuva 8 a). Kun keskimääräinen pH oli alle 5,4, päivänkorentoja ei ollut tai niiden määrät näytteissä olivat vähäisiä.

Yleisinä ja runsaslukuisina esiintyneistä päivänkorentotaksoneista *Baetis*-suvun toukkien runsaus kasvoi pH:n noustessa (Kuva 8 b). Yksilömäärät olivat suurimmillaan pH:n ollessa 6,3–7. Myös *Ephemerella mucronata* -lajin yksilömäärät nousivat happamuuden vähentyessä, ja laji puuttui, jos keskimääräinen pH oli alle 6,1 (Kuva 8 c).

Koskikorentojen (Plecoptera) yksilömääriin veden pH- ja minimi-pH-arvot eivät vaikuttaneet yhtä merkittävästi. Yksilömäärä ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi kummankaan muuttujan kanssa (pH $r = -0,03$, $p = 0,75$; min-pH $r = 0,02$, $p = 0,82$). Koskikorentoja esiintyi myös happamissa oloissa keskimääräisen pH:n ollessa alle 5,5 (Kuva 8 d).

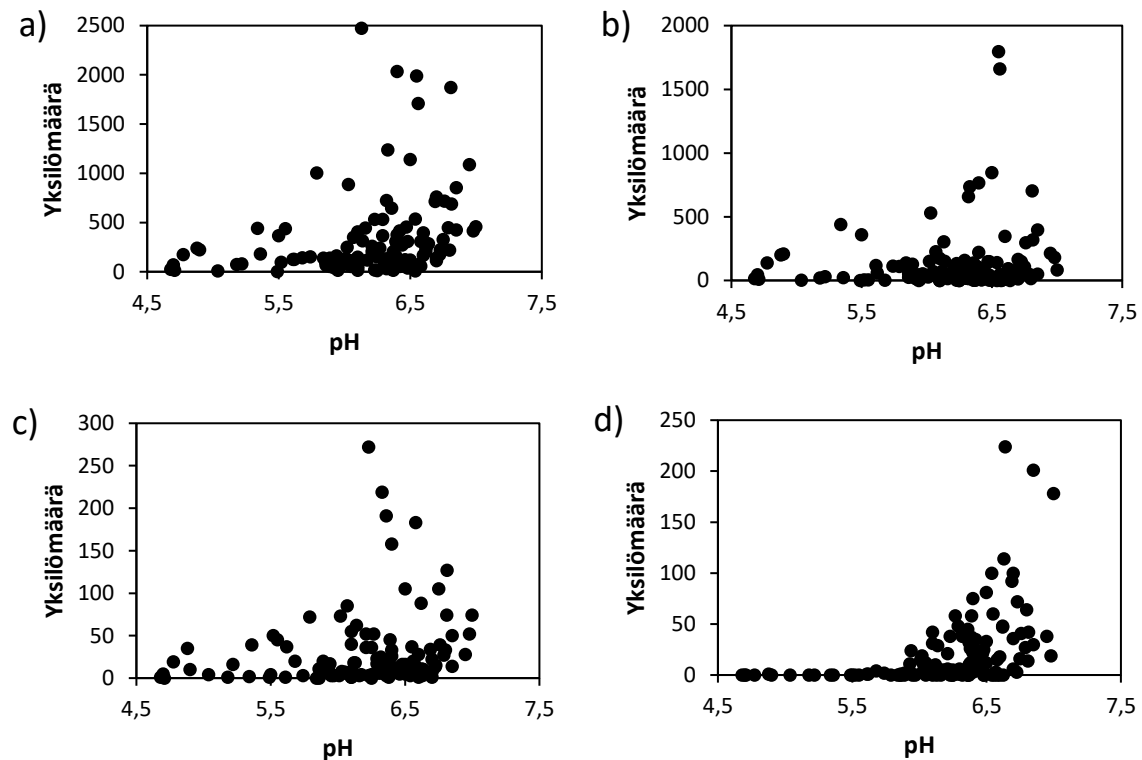
Nemoura-suvun koskikorennot ja *Taeniopteryx nebulosa* esiintyivät yleisinä tutkimuksen näytteissä. *Nemoura*-sukua esiintyi näytteissä runsaslukuisenakin, vaikka keskimääräinen pH oli alle 5,5 eikä veden happamuus rajoittanut niiden esiintymistä (Kuva 8 e). *T. nebulosa* esiintyi 80 %:ssa näytteitä. *T. nebulosa* -koskikorennon esiintyminen runsastui pH:n noustessa yli 5,6:n (Kuva 8 f).



Kuva 8. a) Päivänkorentojen (Ephemeroptera), b) *Baetis*-suvun surviaisten, c) *Ephemerella mucronata* -surviaisen, d) koskikorentojen (Plecoptera), e) *Nemoura*-suvun koskikorentojen ja f) *Taeniopteryx nebulosa* -koskikorenon yksilömäärät suhteessa happamuuteen. Huom. y-akselien vaihtelevat asteikot.

Vesiperhosten (Trichoptera) yksilömäärä korreloi tilastollisesti merkitsevästi keskimääräisen pH:n ja minimi-pH:n kanssa (pH $r = 0,26$, $p = 0,004$; min-pH $r = 0,34$, $p < 0,001$). Yksilömäärät nousivat pH:n ollessa yli 6 (Kuva 9 a).

Hydropsyche-suvun vesiperhoset sekä *Ryacophila nubila* ja *Lepidostoma hirtum* esiintyivät yleisinä tutkituissa näytteissä. Niiden yksilömäärät kasvoivat veden pH:n noustessa (Kuva 9 b, c, d). Yksilömäärät olivat suurimmillaan, kun pH oli 6–7. Näistä selkeimmin pH:n vaikutus näkyi *L. hirtum* -vesiperhosen yksilömäärissä: alle pH 5,5 sitä ei esiintynyt, mutta pH:n ollessa yli 6 se esiintyi yli 81 %:ssa näytteitä. *Hydropsyche*-vesiperhosten kuvaajassa näkyi kaksi huippua: *H. angustipennis* esiintyi myös alle pH 5,5:ssä, *H. pellucidula* pääasiassa tätä korkeimmissa pH-arvoissa.



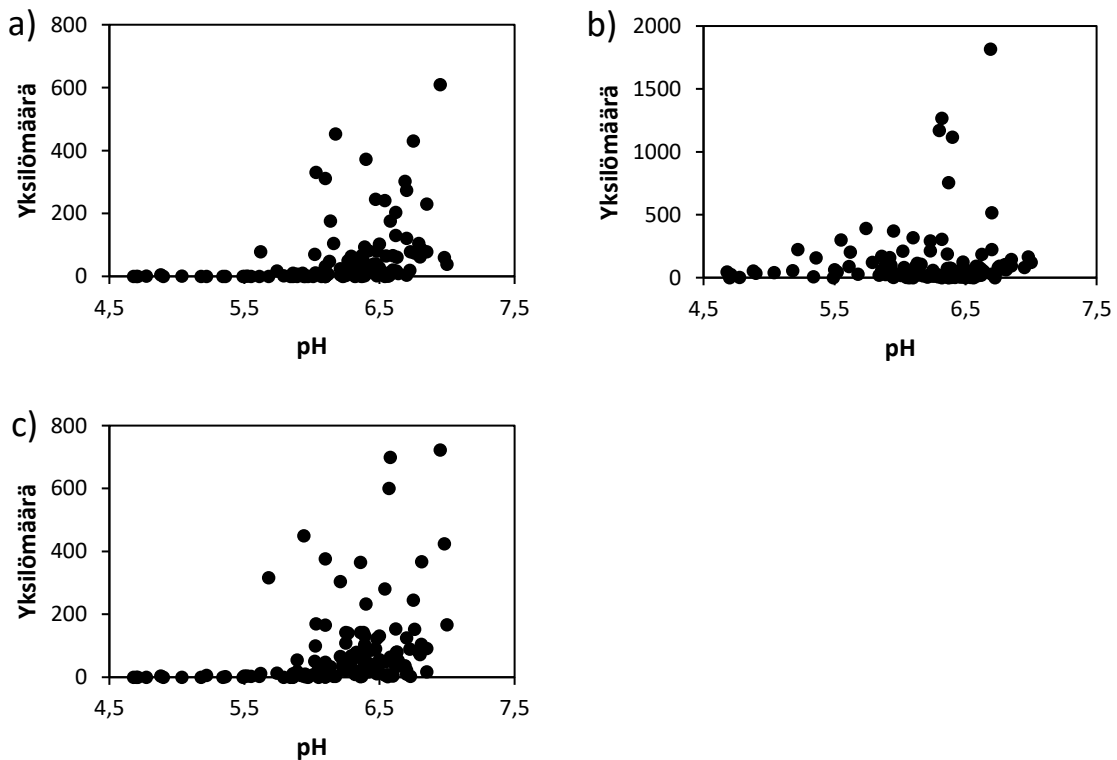
Kuva 9. a) Vesiperhosten (Trichoptera), b) *Hydropsyche*-suvun vesiperhosten, c) *Ryacophila nubila* -vesiperhosen ja d) *Lepidostoma hirtum* -sirvikkään yksilömäärät suhteessa veden happamuuteen.

Sphaeriidae-pikkusimpukoita esiintyi 80 %:ssa tutkituista näytteistä. Niitä ei käytännössä esiintynyt pH:n ollessa alle 5,6, ja niiden määrä lisääntyi pH:n ylittäessä arvon 6 (Kuva 10 a). Sphaeriidae-simpukoiden runsaus korreloi

tilastollisesti merkitsevästi sekä pH:n että minimi-pH:n kanssa (pH $r = 0,34$, $p < 0,001$; min-pH $r = 0,42$, $p < 0,001$).

Vesisiira *Asellus aquaticus* oli yleinen ja runsaslukuinen tutkituissa näytteissä. Se esiintyi 93 %:ssa näytteitä. Siroja oli näytteissä runsaastikin, vaikka pH oli alle 5,5, eikä runsaus korreloinut happamuuden kanssa (pH $r = 0,10$, $p = 0,28$; min-pH $r = 0,03$, $p = 0,71$) (Kuva 10 b).

Virtavesissä yleisinä esiintyviä kuoksasia (*Elmis aenea*, *Oulimnius tuberculatus*, *Limnius volckmari*) havaittiin 90 %:ssa tutkimuksessa mukana olleista näytteistä. Niitä esiintyi vain yksittäisiä yksilöitä pH:n ollessa alle 5,7 (Kuva 10 c), ja niiden runsaus korreloi veden happamuuden kanssa (pH $r = 0,33$, $p < 0,001$; min-pH $r = 0,32$, $p < 0,001$).



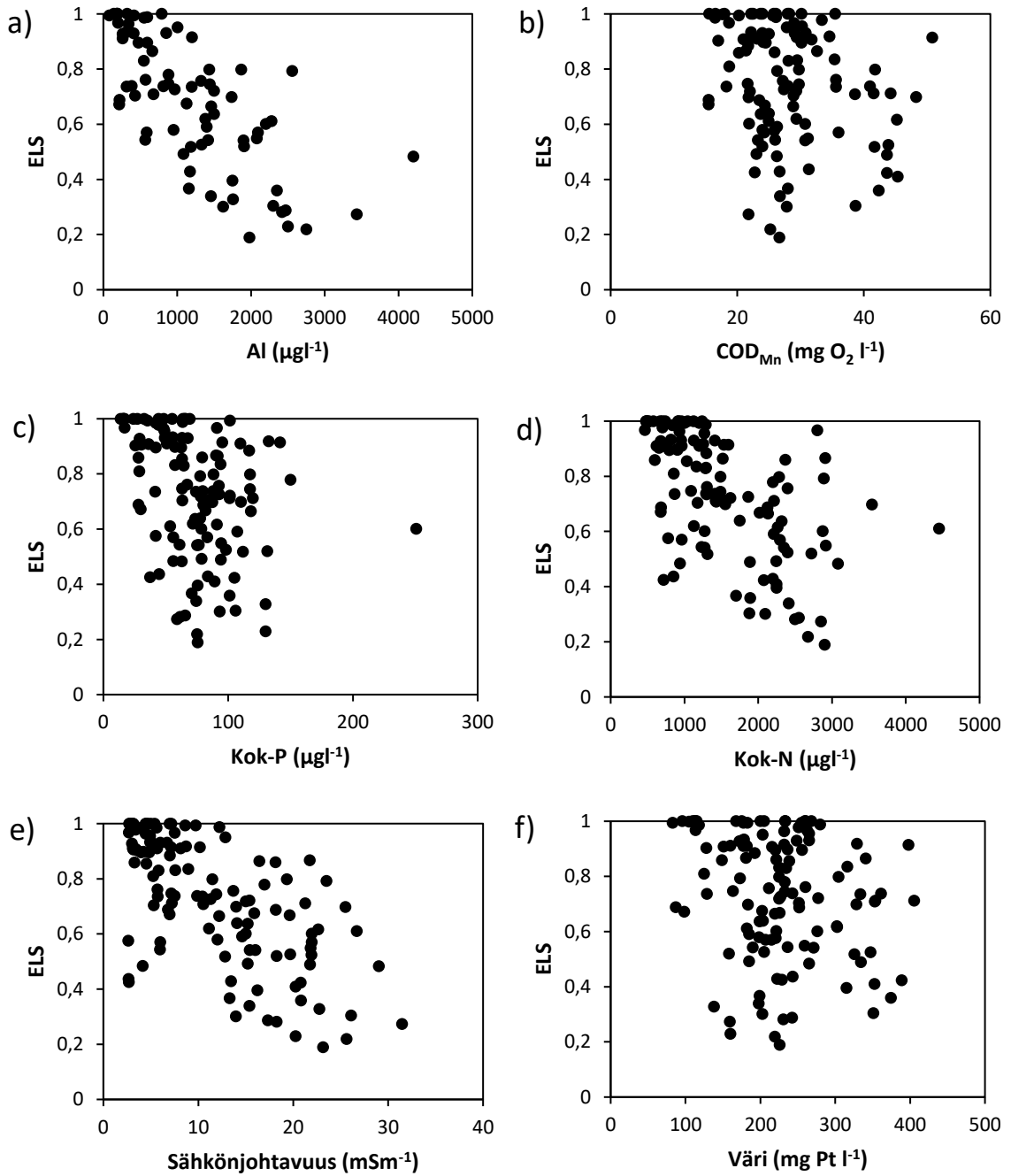
Kuva 10. a) Sphaeriidae-pikkusimpukoiden, b) *A. aquaticus* -vesisiiran ja c) *E. aenea*, *O. tuberculatus* ja *L. volckmari* -kuoksasten yksilömäärät suhteessa veden happamuuteen.

4.3 Pohjaeläimistön tilan yhteys muihin vedenlaatutekijöihin

Pohjaeläimistön tila korreloi useiden vedenlaatutekijöiden kanssa. Pohjaeläimistön tila heikkeni alumiini-, kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuden sekä kemiallisen hapenkulutuksen, sähkönjohtavuuden ja väriluvun kasvaessa (Taulukko 5, Kuva 11).

Taulukko 5. Pohjaeläimistön tilan (ELS) ja eri vedenlaatumuuttujien välinen korrelaatio (r) sekä sen merkitsevyys (p-arvo).

Muuttuja	Pearson r	p-arvo
Alumiini	-0,73	< 0,001
Kemiallinen hapenkulutus	-0,26	0,007
Kokonaisfosfori	-0,36	< 0,001
Kokonaistyyppi	-0,58	< 0,001
Sähkönjohtavuus	-0,67	< 0,001
Väri	-0,24	0,009



Kuva 11. Pohjaeläimistön tila ELS suhteessa veden a) alumiinipitoisuuteen (Al), b) kemialliseen hapenkulutukseen (COD_{Mn}), c) kokonaisfosfori- (kok-P) ja d) kokonaistyyppipitoisuuteen (kok-N) sekä e) sähkönjohtavuuteen ja f) värilukuun.

Pohjaeläimistön tila oli hyvä tai erinomainen, kun alumiinipitoisuus oli alle $500 \mu\text{g l}^{-1}$, ja tila heikkeni selvästi alumiinipitoisuuden noustessa. Pohjaeläimistö oli

hyvässä tai erinomaisessa tilassa, jos kemiallinen hapenkulutus oli alle $22 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$, mutta tila oli kuitenkin useassa kohteessa hyvä tai erinomainen myös kemiallisen hapenkulutuksen noustessa yli $30 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Fosforipitoisuuden ollessa alle $50 \mu\text{g l}^{-1}$ vain Venetjoen Kuivakosken kolmessa näytteessä ELS-arvo oli alle hyvän. Kokonaistyyppipitoisuuden ollessa alle $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ vain viiden näytteen pohjaeläimistön tila oli alle hyvän. Kuudessa näytteessä pohjaeläimistön tila oli vielä erinomainen tai hyvä tyyppipitoisuuden ylittäessä arvon $2800 \mu\text{g l}^{-1}$. Pohjaeläimistön tila heikkeni kokonaistyyppipitoisuuden ja sähkönjohtavuuden kasvaessa. Veden väriluvulla ei ollut yhtä selkeää vaikutusta ELS-arvoihin.

Veden pH korreloi kaikkien tarkasteltujen vedenlaatumuuttujien kanssa, samoin kuin minimi-pH (Taulukko 6). Veden pH- ja minimi-pH-arvot laskivat keskimääräisen alumiini-, kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuden sekä kemiallisen hapenkulutuksen, sähkönjohtavuuden ja väriluvun kasvaessa.

Taulukko 6. Vedenlaatumuuttujien väliset korrelaatiot, r (Al = alumiini, COD = kemiallinen hapenkulutus, Kok-P = kokonaisfosfori, Kok-N = kokonaistyyppi).

	pH	Min-pH	Al	COD	Kok-P	Kok-N	Sähkönj.	Väri
pH		0,81	-0,77	-0,42	-0,25	-0,52	-0,58	-0,28
Min-pH	0,81		-0,74	-0,44	-0,28	-0,55	-0,62	-0,34
Al	-0,77	-0,74		0,34	0,48	0,81	0,91	0,31
COD	-0,42	-0,71	0,34		0,49	0,22	0,29	0,90
Kok-P	-0,25	-0,28	0,48	0,49		0,47	0,52	0,51
Kok-N	-0,52	-0,55	0,81	0,22	0,47		0,89	0,26
Sähkönj.	-0,58	-0,62	0,91	0,29	0,52	0,89		0,27
Väri	-0,28	-0,34	0,31	0,90	0,51	0,26	0,27	

5 TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Pohjaeläimistön tila

Yhtenäistetyn taksonomisen luokittelun mukaan näytteistä löytyi 124 taksonia. Todellisuudessa taksonimäärä oli näytteissä tätä suurempi, sillä yhdenmukaistamisessa poistettiin tarkastelusta useita taksonomisia ryhmiä (esim. Chironomidae, Oligochaeta), ja osa taksonomisista ryhmistä yhdistettiin. Erityisesti tämä vaikutti yksilömääriin, sillä surviaissääsket (Chironomidae) olivat yksi tutkimuksen runsaslukuisimmista ryhmistä.

Laskettujen indeksien perusteella pohjaeläimistön tila vaihteli paljon eri näytteiden ja kohteiden välillä. Skaalattujen ELS-keskiarvojen perusteella suurin osa tutkituista näytteistä osoitti pohjaeläimistön erinomaista tilaa. Tätä voidaan pitää pienenä yllätyksenä, sillä uusimman luokituksen mukaan noin 70 % Pohjanmaan jokien pituudesta on ekologiselta statukseltaan hyvää huonommassa tilassa (Anonyymi 2020b).

Tutkimuksessa mukana olleiden Kyrönjoen vesistöalueen jokien ja koskien pohjaeläimistön tila vaihteli huonosta erinomaiseen ja ekologinen tila huonosta tyydyttävään. Esimerkiksi Kauhajoen ja Kihniönjoen pohjaeläimistön tila on ollut jokaisena näytteenottovuotena erinomainen, mutta jokien ekologinen tila on arvioitu tyydyttäväksi. Molempien jokien ekologista luokitusta laskevatkin muut tilamuuttajat, esimerkiksi vedenlaatu ja hydrologis-morfologiset tekijät. Vesistöjä kuormittavat maa- ja metsätalous, turvetuotanto sekä asutuksen jätevedet (Koivisto ym. 2016). Ravinnekuormituksesta huolimatta pohjaeläimistön tila on kuitenkin ollut erinomainen. Seinäjoen Rengonkosken pohjaeläimistön tila oli myös näytteenottovuosina erinomainen, vaikka joen ekologinen tila on arvioitu välttäväksi. Joki on voimakkaasti muutettu ja vedenlaatu on välttävä, mutta koski on monimuotoinen. Kyrönjoen vesistöalueen Lehmäjoen pohjaeläimistön tila on

kohentunut huonosta tyydyttävään, ja joen ekologinen tila on arvioitu huonoksi. Ekologista tilaluokkaa laskevat erityisesti maataloudesta ja happamilta sulfaattimailta tuleva kuormitus (Koivisto ym. 2016).

Lapuanjoen Paasikkaankosken ekologinen tila on arvioitu tyydyttäväksi (Westberg ym. 2016). Tämän tutkimuksen perusteella pohjaeläimistön tila on parantunut tyydyttävästä erinomaiseen. Vedenlaatu on kohteessa välttävä, mikä heikentää ekologista tilaa. Lapuanjoen keskiosan ekologista tilaa heikentää mm. maa- ja metsätalouden ja turvetuotannon aiheuttama kuormitus. Myös uoman patoaminen ja perkaukset vaikuttavat joen tilaan.

Perhonjoen Rautatiesillankosken (joen alaosa), Karjalankosken (keskiosa) ja Myllykosken (yläosa) pohjaeläimistö on ilmentänyt viimeisimpinä näytteenottovuosina pääosin erinomaista tai hyvää tilaa. Vesimuodostumat on kuitenkin arvioitu ekologiselta tilaltaan välttäväksi (ala- ja yläosa) tai tyydyttäväksi (keskiosa) (Airiola ym. 2016). Perhonjoen ekologista tilaluokkaa heikentävät vedenlaatu ja hydrologis-morfologiset tekijät sekä biologisista muuttujista kalasto, johon vaikuttaa erityisesti vesirakentaminen.

Muutamissa tutkituissa koskissa, joissa pohjaeläimistön tila oli useana näytteenottovuotena peräkkäin erinomainen, lajisto vastaa referenssiolosuhteita. Ekologista tilaa kuitenkin heikentää tutkimusalueella erityisesti vedenlaatu.

28 % tutkituista näytteistä osoitti pohjaeläimistön hyvää heikompa tilaa. Useimmissa näissä kohteissa pohjaeläimistön tila oli jokaisena tai lähes jokaisena näytteenottovuotena hyvää huonompi (Kimojoki, Kyrönjoen Kolkinkoski, Lehmäjoki, Maalahdenjoki, Närpiönjoki, Venetjoki ja Vöyrinjoki). Näissä kohteissa ekologinen tila on siis toistuvasti ollut hyvää huonompi eikä parannusta pohjaeläimistön tilassa ole tapahtunut. Kohteiden tilaluokkaa heikentää erityisesti happamuus (pl. Venetjoki), ja näissä joissa happamuushaitat ovatkin useimmin, pisimpään ja ankarimmin esiintyviä (A. Teppo, julkaisematon). Voidaan arvella, että happamuustilanne näillä alueilla ei ole parantunut riittävästi valuma-alueiden

suuren happamien sulfaattimaiden osuuden vuoksi. Happamuustilanne on kohteilla saattanut kohentua, mutta se ei näy vielä luokituksessa, sillä lähtötilanne on ollut hyvin heikko. Näihin jokiin kohdistuu myös suurta ravinnekuormitusta. Venetjoki on puolestaan ryhmitelty voimakkaasti muutetuksi vesistöksi, ja pohjaeläimistön tilaa heikentää lyhytaikaissäännöstelyn lisäksi turvetuotantoalueilta tuleva kuormitus (Airiola ym. 2016).

5.2 Happamuuden vaikutus pohjaeläimistön tilaan

Veden pH-arvo vaikutti selvästi pohjaeläimistön tilaan. Pohjaeläimistön tila huononi sekä keskimääräisen pH:n että minimi-pH:n laskiessa, mikä tukee työn alussa esitettyä hypoteesia sekä myös aiempia havaintoja. Selvä ero oli havaittavissa myös veden happamuudessa hyvän tilan saavuttaneiden ja sen alle jääneiden pohjaeläin kohteiden välillä: niissä kohteissa, joissa pohjaeläimistön tila oli hyvää huonompi, pH- ja minimi-pH-arvot olivat selvästi alempia kuin hyvässä tai erinomaisessa tilassa olevien kohteiden.

Kohteita, joilla pohjaeläimistön tila on jäänyt hyvää huonommaksi, vaikka happamuustilanne on ollut hyvä tai kohtalainen, ei ollut Venetjoen Kuivakosken lisäksi muita. Kyrönjoella happamuustilanne on selvästi parantunut tutkimuksen alkuvuosista, mutta ajoittainen happamuus vaivaa jokea edelleen. Joessa on myös runsaasti muita pohjaeläimistön tilaan vaikuttavia ongelmia, esimerkiksi runsasta ravinne- ja kiintoainekuormitusta. Myös alumiinipitoisuudet olivat Kyrönjoella korkeat tutkimusaikana. Näiden seikkojen voidaan olettaa heikentävän pohjaeläimistön tilaa, vaikka happamuustilanne olisikin kohtalainen.

Isojoen Pajuluomassa, Laihianjoen Yrjälänkoskella ja Kälviänjoella puolestaan pohjaeläimistön tila on ollut hyvä tai erinomainen, vaikka keskimääräiset pH- ja/ tai minimi-pH-arvot ovat olleet alhaiset. Pajuluomassa vedenlaatu on hyvä, ja myös esimerkiksi kalasto ilmentää erinomaista tilaa. Joen ekologinen tila on hyvä (Haldin ym. 2016). Joen alumiinipitoisuus on kohtalainen ja sähkönjohtavuus alhainen, kun

taas kemiallinen hapenkulutus ja väriluku ovat melko korkeita. Näin ollen voidaan arvelaa, että happamuus on pääosin humusperäistä, ei peräisin happamilta sulfaattimailta. Voidaan myös olettaa joen olosuhteiden olevan pohjaeläimistöille niin hyvät, etteivät ajoittaiset happamuuspiikit vaikuta pohjaeläimistön tilaan kovinkaan merkittävästi. Kun olosuhteet ovat muutoin kunnossa, pohjaeläimistö voi myös toipua suhteellisen nopeasti lyhyistä happamuusjaksoista.

Laihianjoen Yrjälänkoskella happamuus on selvästi vähentynyt tutkimuksen aikana: keskimääräinen pH on parantunut arvosta 4,9 arvoon 6,5. Minimi-pH on kuitenkin ollut alle viiden (pl. vuonna 2017, jolloin minimi-pH oli 5,6). Laihianjoen parantunut happamuustilanne vaikuttaa myös pohjaeläimistön tilaan eikä tila ole heikentynyt alhaisista minimi-pH-arvoista huolimatta. Laihianjoen ekologinen tila on välttävä (Westberg ja Lax, 2016). Joki on rehevä ja koski monimuotoinen, mikä saattaa puskuroida happamuuden vaikutuksia. Ekologista tilaluokkaa laskevat mm. huono vedenlaatu ja kalaston välttävä tila.

Kälviänjoen keskimääräinen pH on ollut tutkimusvuosina 5–5,6 ja minimi-pH noin 4,5. Tästä huolimatta pohjaeläimistön tila on ollut kahtena vuotena hyvä ja vain yhtenä tyydyttävä. Syitä pohjaeläimistön hyvään tilaan näinkin heikossa happamuustilanteessa on vaikea arvioida. Kälviänjoen vedenlaatu ja ekologinen tila on huono (Airiola ym. 2016). Myös alumiinipitoisuudet ovat korkeat, mikä yhdessä happamuuden kanssa on erittäin haitallista pohjaeläimille. Vuoren (1996) ja Petrinin ym. (2008) mukaan populaation alkuperä vaikuttaa merkittävästi pohjaeläinten happamuudensietokykyyn. Voidaan arvelaa, että Kälviänjoen pohjaeläimistö olisi jossain määrin sopeutunut happamiin olosuhteisiin.

Hall ym. (1980) tutkivat kokeellisesti, kuinka pH:n lasku vaikuttaa pienen virtaveden pohjaeläimistöön laskemalla veden pH:n rikkihapolla arvoon 4. Odotusten mukaisesti pohjaeläinten monimuotoisuus ja määrä vähenivät merkittävästi. Townsendin ym. (1983) mukaan lisääntynyt happamuus voi vaikuttaa pohjaeläimiin kolmella tapaa: vaikuttamalla suoraan eläinten

fysiologiaan, epäsuorasti lisäämällä myrkyllisten metallien määrää tai vaikuttamalla saatavilla olevaan ravintoon. Monissa tutkimuksissa on todettu liuenneen alumiinin yhdessä alhaisen pH:n kanssa olevan suurin yksittäinen tekijä, joka vaikuttaa pohjaeläinten runsauteen ja levinneisyyteen happamissa vesissä (esim. Hall ym. 1980, Herrmann ja Baron 1980, Harriman ja Morrison 1982, Havas ja Hutchinson 1982, Burton ja Allan 1986). Wallin ym. (2015) tutkivat happamien sulfaattimaiden vaikutuksia vedenlaatuun ja sedimenttiin usealla Pohjanmaan joella, joista kaikista oli mukana pohjaeläinnäyteitä myös tässä tutkimuksessa. He havaitsivat, että alumiinipitoisuudet olivat erittäin korkeita. Tässä tutkimuksessa alumiinipitoisuus korreloi vahvasti happamuuden kanssa, ja myös osassa tämän tutkimuksen joista alumiinipitoisuudet olivat kerättyjen vedenlaatutietojen perusteella hyvin korkeita. Voidaan siis pitää todennäköisenä, että pH:n lisäksi myös korkeat alumiinipitoisuudet heikentävät tutkimusalueen pohjaeläimistön tilaa joillakin kohteilla.

Happamuus vaikutti myös tutkittujen näytteiden taksoni- ja yksilömääriin. Raja-arvona voidaan pitää pH 5,5:ttä: tätä happamampi elinympäristö vähensi selvästi pohjaeläinten esiintymistä. Tulos tukee aiempia havaintoja, ja yleisesti ottaen joen happamuustilaa voidaankin pitää kriittisenä, jos keskimääräinen pH on alle 5,5 (Palko ja Myllymaa 1987, Palko ym. 1988). Taksonikohtaisesti tarkasteltuna päivänkorentojen ja vesiperhosten yksilömäärät korreloivat happamuuden kanssa, mutta koskikorentojen yksilömäärät eivät. Alhainen pH vaikutti selvimmin päivänkorentojen esiintymiseen. Tulokset ovat samansuuntaisia kuin useissa muissa tutkimuksissa: päivänkorennot ovat yleisesti ottaen hyönteisistä kaikkein herkimpiä happamuudelle, ja koskikorennot kestävät happamuutta verraten hyvin (esim. Økland ja Økland 1986, Johnson ym. 1993). Tieto siitä, mitkä lajit tai lajiryhmät ovat erityisen herkkiä happamuudelle saattaa auttaa havaitsemaan ongelmat vesistöjen happamuusoloissa ennen kuin vaikutukset ovat nähtävissä selkeästi muissa paremmin happamuutta sietävissä eliöryhmissä.

5.3 Tulosten arviointi ja päätelmät

Tutkimuksessa tarkasteltu ajanjakso oli melko lyhyt, ja osasta tutkimuskoskia ei ollut mukana kuin muutama näytteenottovuosi, mikä saattaa vääristää tutkimustuloksia. Pohjaeläimistön tilaan vaikuttavat myös luonnolliset tekijät, esimerkiksi virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelu sekä näytteenottoaikkojen luontaisista syistä johtuva erilaisuus, kuten pohjan laatu. Onkin tavallista, että pohjaeläinyhteisöissä tapahtuu luontaista vaihtelua, mikä saattaa aiheuttaa virheitä indeksien laskentaan ja tilaluokitteluun (Kelly ym. 2009, Huttunen ym. 2012). Tutkimukseen olisi voitu ottaa mukaan myös ennen vuotta 2007 kerättyjen näytteiden tiedot, mutta ongelmaksi olisi muodostunut haastavuus näytteiden yhdenmukaistamisessa ja vanhojen näytteiden heikko vertailtavuus. Kuitenkin tutkimuksessa oli mukana melko kattava joukko näytteitä, ja tutkimuksen perusteella pystyttiin toteamaan veden pH-arvolla olevan vaikutusta pohjaeläimistön tilaan. Tutkimustulosten luotettavuuteen saattavat vaikuttaa myös mahdolliset virheet ja ongelmat näytteenotossa tai pohjaeläinten poiminnassa ja määrityksessä.

Happamien sulfaattimaiden alueella virtaavien jokien keskeinen ongelma on jokiveden happamuus. Happamuustilanne on tarkastelujakson aikana parantunut huomattavasti. Tämän tutkimuksen perusteella jokiveden pH vaikutti selvästi pohjaeläimistön tilaan, mikä tukee aiemmin esitettyä hypoteesia. Kun pH- tai minimi-pH-arvot olivat alhaiset, pohjaeläimistön tila oli huonompi kuin happamuudeltaan paremmissa kohteissa tai parempien ajanjaksojen aikana. Toisaalta tutkimuksessa oli mukana myös kohteita, joilla pH on kasvanut, mutta pohjaeläimistön tila ei ole näyttänyt yhtä selviä kohenemisen merkkejä. Näillä joilla pohjaeläimistön tilaan vaikuttavat kuitenkin myös muut ongelmat kuin happamuus. Tutkimukseen valikoituneen ajanjakson aikana happamuus väheni, mutta voidaan olettaa, että kyse on vain suotuisammasta jaksosta, sillä alueen

perusongelma ei ole hävinnyt. Lisäksi ilmastonmuutos todennäköisesti pahentaa maaperän happamuudesta johtuvia haittoja tulevaisuudessa.

Jatkossa on tärkeää jatkaa tutkimuksessa mukana olevien happamien sulfaattimaiden jokien tilan seurantaan myös pohjaeläimistön osalta. Huomiota tulisi kiinnittää etenkin kohteisiin, joissa tilaluokka on hyvää huonompi tai joissa hyvä tila on vaarantunut. Kun happamuustilanteen koheneminen näkyy nopeasti ja selkeästi pohjaeläimistön tilan paranemisena, hapanta kuormitusta vähentävä vesiensuojelu ja maankäytön ohjaus ovat erittäin tärkeitä toimenpiteitä vesienhoidon tavoitteiden saavuttamiseksi.

KIITOKSET

Suuret kiitokset ohjaajilleni Heikki Hämäläiselle ja Anssi Tepolle kaikista ohjeista ja neuvoista sekä ajankäytöstä ja kärsivällisyydestä koko tutkielman työstämisen aikana. Erityiskiitos Etelä-Pohjanmaan ELY-keskuksen ryhmäpäällikkö Jyrki Latvalalle, joka kannusti, motivoi ja suuresti edesauttoi työn valmistumista. Kiitos Anna Bondelle karttakuvasta, maankäyttötiedoista ja HS-maiden määritysavusta. Kiitos Etelä-Pohjanmaan ELY-keskukselle tutkimuksen mahdollistamisesta. Haluan kiittää myös koko Etelä-Pohjanmaan ELY-keskuksen vesienhoitoryhmää saamastani tuesta. Kiitos puolisolleni Riku Palolle kaikesta avusta ja kärsivällisyydestä.

KIRJALLISUUS

- Airiola S., Koivisto A.-M., Mäenpää E., Mäensivu M., Pakkala J., Teppo A. & Westberg V. 2016. Perhonjoen ja Kälviänjoen vesistöalueen vesienhoidon toimenpideohjelma 2016–2021. *Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 47/2016.* 141 s.
- Alasaarela E. 1983. Acidity problems caused by flood control works of the river Kyrönjoki. *Publications of the water research institute* 49: 3–16.
- Allan J. D. 1995. *Stream ecology. The structure and function of running waters.* Chapman and Hall, London.
- Allan J. D. & Flecker A. S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43: 32–43.
- Allard M. & Moreau G. 1987. Effects of acidification on a lotic macroinvertebrate community. *Hydrobiologia* 144: 37–49.
- Andriessse W. & van Mensvoort M.E.F. 2006. Acid Sulfate Soils: Distribution and Extent. In: Rattan L. (ed.), *Encyclopedia of Soil Science*, CRC Press, Boca Raton, pp. 20–25.
- Anonyymi 2002. *Salaojituksen tavoiteohjelma 2020.* Helsinki. 40 s. Saatavissa: <https://www.salaojayhdistys.fi/fi/2015/06/salaojituksen-tavoiteohjelma-2020/>
- Anonyymi 2020a. *Happamat sulfaattimaat.* Saatavissa: <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>
- Anonyymi 2020b. *Vesikartta.* Saatavissa: http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikarttaviewers/Html5Viewer_2_11_2/Index.html?configBase=http://paikkatieto.ymparisto.fi/Geocortex/Essentials/REST/site

s/VesikarttaKansa/viewers/VesikarttaHTML525/virtualdirectory/Resources/Config/Default&locale=fi-FI

Aroviita J. 2013. *Ohje sisävesien pohjaeläimistön luokittelumuuttujien Excel-laskupohjiin*. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-fi/vesi/pintavesien_tila/pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet/Biologisten_muuttujien_laskentapohjat

Aroviita J., Koskenniemi E., Kotanen J. & Hämäläinen H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environ. Manage.* 42: 894–906.

Aroviita J., Mitikka S. & Vienonen S. (toim.). 2019. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. *Suomen ympäristokeskuksen raportteja 37/2019*. 177 s.

Bailey R., Norris R.H. & Reynoldson T.B. 2004. *Bioassessment of freshwater ecosystems: Using the reference condition approach*. Springer, New York, NY, USA.

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second ed. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Was.

Beisel J.-N., Useelglio-Polatera P. & Moreteau J.C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*. 422–423: 163–171.

Bell H. L. 1971. Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. *Wat. Res.* 5: 313–319.

- Birk S. & Hering D. 2006. Direct comparison of assessment methods using benthic macroinvertebrates: a contribution to the EU Water Framework Directive intercalibration exercise. *Hydrobiologia* 566: 401–415.
- Boman A., Fröjdö S., Backlund K. & Åström M.E. 2010. Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulfide. *Geochim. Cosmochim. Acta* 74: 1268–1281.
- Burton T.M. & Allan J.W. 1986. Influence of pH, aluminium, and organic matter on stream invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 1285–1289.
- Chmielewski C.M. & Hall R.J. 1992. Responses of immature blackflies (Diptera: Simuliidae) to experimental pulses of acidity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 833–840.
- Covich A., Palmer M. & Crowl T. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *Bioscience* 49(2): 119–127.
- Dent D.L. & Pons L.J. 1995. A world perspective on acid sulphate soils. *Geoderma* 67: 263–276.
- Dynesius M. & Nilsson C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266: 753–761.
- Eden P., Weppling, K. & Jokela S. 1999. Natural and land-use induced load of acidity, metals, humus and suspended matter in Lestijoki river, a river in western Finland. *Boreal Environ. Res.* 4: 31–43.
- Euroopan yhteisö 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23.10.2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti, L 327. 72 s.

- European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document No. 10 River and lakes - Typology, reference conditions and classification systems.
- Feldman R. S. & Connor E. F. 1992. The relationship between pH and community structure of invertebrates in streams of the Shenandoah National Park, Virginia, U.S.A. *Freshw. Biol.* 27: 261–276.
- Fältmarsch R. M., Åström M. E. & Vuori K. M. 2008. Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environment. Res.* 13: 444–456.
- Gerhardt A. 1993. Review of impact of heavy metals on stream invertebrates with special emphasis on acid conditions. *Water Air Soil Pollut.* 66: 289–314.
- Haldin L., Raitalampi E. & Teppo A. 2016. Isojoen ja Teuvanjoen vesistöalueiden vesienhoidon toimenpideohjelma 2016–2021. *Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 54/2016.* 137 s.
- Hall R.J., Likens G.E., Fiance S.B. & Hendry G.R. 1980. Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook Experimental Forest. New Hampshire. *Ecology* 61, 976–989.
- Hall R. J. & Ide F. P. 1987. Evidence of acidification effects on stream insect communities in central Ontario between 1937 and 1985. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1652–1657.
- Hallett C.S., Valesini F. & Elliott M. 2016. A review of Australian approaches for monitoring, assessing and reporting estuarine condition: III Evaluation against international best practice and recommendations for the future *Environ. Sci. Pol.* 66: 282–291.

- Harriman R. & Morrison B.R.S. 1982. Ecology of streams draining forested and non-forested catchments in an area of central Scotland subject to acid precipitation. *Hydrobiologia* 88: 251–263.
- Havas M. & Hutchinson T.C. 1982. Aquatic invertebrates from the Smoking Hills, NWT: Effect of pH and metals on mortality. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 30: 890–903
- Heiskanen A.-S., Bund W.J. van de, Cardoso A.C., Nõges P. 2004. Towards good ecological status of surface waters in Europe – Interpretation and harmonisation of the concept. *Water Sci. Technol.* 49 (7), 169–177.
- Hering D., Carvalho L., Argillier C., Beklioglu M., Borja A., Cardoso A.C., Duel H., Ferreira T., Globevnik L., Hanganu J., Hellsten S., Jeppesen E., Kodeš V., Lyche Solheim A., Nõges T., Ormerod S., Panagopoulos Y., Schmutz S. Venohr M. & Birk S. 2015. Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - an introduction to the MARS project. *Sci. Total Environ.* 503–504, 10–21.
- Hering D., Johnson R. K., Kramm S., Schmutz S., Szoszkiewicz K. & Verdonschot P. F. M. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshw. Biol.* 51: 1757–1785.
- Herrmann R. & Baron J. 1980. Aluminium mobilization in acid stream environments, Great Smokey Mountains National Park, USA. In: Drablos D. Tollan A. (eds) *Proceedings of the International Conference on Ecological Impact of Acid Precipitation*. SNSF-Project, Oslo, Norway, pp 218–219.
- Hodkinson I.D. & Jackson J.K. 2005. Terrestrial and Aquatic invertebrates as bioindicators for Environmental Monitoring, with Particular Reference to Mountain Ecosystems. *Environmental management*. Vol 35. 5: 649–666.

- Hopkins P. S., Kratz K. W. & Cooper S.D. 1989. Effects of an experimental acid pulse on invertebrates in a high altitude Sierra Nevada stream. *Hydrobiologia* 171: 45–58.
- Hudd R. 2000. *Springtime episodic acidification as a regulatory factor of estuary spawning fish recruitment*. Helsingin yliopisto, maatalous-metsätieteellinen tiedekunta, limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. 42 s.
- Hughes R.M. 1995. Defining Acceptable Biological Status by Comparing with Reference Conditions. In: *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision making*, 31–47, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Huttunen K.-L., Mykrä H. & Muotka T. 2012. Temporal variability in taxonomic completeness of stream macroinvertebrate assemblages. *Freshw. Sci.* 31: 423–441.
- Hämäläinen H., Aroviita J., Koskenniemi E., Bonde A. & Kotanen J. 2007. Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. *Länsi-Suomen ympäristökeskus 04/2007*. 64 s.
- Hämäläinen H. & Huttunen P. 1990. Estimation of stream acidity in streams by means of benthic invertebrates: Evaluation of two methods, in P. Kauppi, P. Anttila and K. Kenttämies (eds.), *Acidification in Finland*, Springer Verlag, Berlin, 1051–1070.
- Hämäläinen H. & Huttunen P. 1996. Inferring the minimum pH of streams from macroinvertebrates using weighted averaging regression and calibration. *Freshw. Biol.* 36: 697–709.
- Hämäläinen H., Koskenniemi E., Kotanen J., Heino J., Paavola R. & Muotka T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of WFD: sketches from Finnish rivers. *Tema Nord*, 566, 55–58.

- Irvine K., Boelens R., Fitzsimmons J., Kemp A. & Johnston P. 2002. *Review of monitoring and research to meet the needs of the EU Water Framework Directive*. Environmental Protection Agency, Ireland, 147 pp.
- Johnson R. K., Wiederholm T. & Rosenberg D. M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, Inc., New York: 40–158.
- Järvinen M., Aroviita J., Hellsten S., Karjalainen S.-M., Kuoppala M., Meissner K, Mykrä H. & Vuori, K-M. 2019. *Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen* (Versio 6.9.2019). Suomen ympäristökeskus. 42 s.
- Kanckos M. 2003. *Nattsländelarver (Trichoptera; Hydropsychidae, Arctopsychoidea) som bioindikatorer i vattendrag påverkade av sura sulfatjordar*. Pro gradu -avhandling. Åbo Akademi. Institutionen för Biologi.
- Karr J.R. & Chu E.W. 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington DC.
- Kelly M., Bennion H., Burgess A., Ellis J., Juggins S., Guthrie R., Jamieson J., Adriaenssen V. & Yallop M. 2009. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. *Hydrobiologia* 633: 5–15.
- Koivisto A.-M., Mäensivu M., Raitalampi E., Teppo A. & Westberg V. 2016. Kyrönjoen vesistöalueen vesienhoidon toimenpideohjelma 2016–2021. *Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 37/2016*. 143 s.
- Kontula T. & Raunio A. (toim.) 2018. Suomen luontotyypin uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. *Suomen ympäristö 5/2018*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 388 s.

- Larsen J., Birks H.J.B., Raddum G.G. & Fjellheim A. 1996. Quantitative relationships to pH in Norwegian river systems. *Hydrobiologia* 28: 57–74.
- Lähetkangas S. & Lakso E. 1995. Kyrönjoen happamoituminen ja happamuuden vähentäminen. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 630. 67 s.
- McCahon C.P. & Pascoe D. 1989. Short-term experimental acidification of a Welsh stream: toxicity of different forms of aluminium at low pH to fish and invertebrates. *Arch. Environ. Con. Tox.* 18: 233–242.
- Merrett W.J., Rutt G.P., Weatherley N.S., Thomas S.P. & Ormerod S.J. 1991. The response of macroinvertebrates to low pH and increased aluminum concentrations in Welsh streams – multiple episodes and chronic exposure. *Arch. Hydrobiol.* 121:115–125.
- Novak M. A. & Bode R. W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 11, 80–85.
- Nystrand M.I. & Österholm P. 2013. Metal species in a Boreal river system affected by acid sulfate soils. *Appl. Geochem.* 31: 133–141.
- Økland J. & Økland K. A. 1986. The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42: 471–486.
- Ormerod S.J. & Edwards R.W. 1987. The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of River Wye in relation to environmental factors. *Freshw. Biol.* 17: 533–546.
- Palko J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. *Acta Universitatis Ouluensis: C, Technica* 75: 1–58.
- Palko J., Merilä E. & Heino S. 1988. Maankuivatuksen suunnittelu happamilla sulfaattimailla. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 21. 60 s.

- Palko J. & Myllymaa U. 1987. Happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 11. 100 s.
- Palko J. & Yli-Halla M. 1993. Assessment and management of acidity release upon drainage of acid sulfate soils in Finland. Teoksessa: Dent, D. & van Mensvoort, M. E. F. (toim.) *Selected papers of the Ho Chi Minh city symposium on acid sulfate soils*. ILRI, Wageningen, Alankomaat: 411–418.
- Petrin Z., Englund, G. & Malmqvist B. 2008. Contrasting effects of anthropogenic and natural acidity in streams: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society. Biological Sciences* 275: 1143–1148.
- Pilke A. 2012. (toim.) *Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi*. Suomen ympäristökeskus. 49 s.
- Raddum G.G. & Fjellheim A. 1995. Acidification in Norway - Status and trends biological monitoring - Improvements in the invertebrate fauna. *Water Air Soil Pollut.* 85, 647–652.
- Rantala A. (toim.) 1991. Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja Sarja A* 78. 85 s.
- Reice S. R. & Wohlenberg M. 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. Pages 287–305 in Rosenberg D. M. and Resh V. H. edit. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, NY, USA.
- Reynoldson T.B., Norris R.H., Resh V.H., Day K.E. & Rosenberg D.M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Bethol. Soc.* 16, 833–852.

- Ricciardi A. & Rasmussen J. B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Cons. Biol.* 13: 1220–1222.
- Roos M. & Åström M. 2005. Hydrochemistry of rivers in an acid sulphate soil hotspot area in western Finland. *Agric. Food Sci.* 14: 24–33.
- Rosemond A. D., Reice S. R., Elwood J. W. & Mulholland P. J. 1992. The effects of stream acidity on benthic invertebrate communities in the south-eastern United States. *Freshw. Biol.* 27: 193–209.
- Rosenberg D. M. & Resh V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Teoksessa: Rosenberg D.M. & Resh V.H. (toim.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. s. 1–9.
- Saarinen T., Vuori K.-M., Alasaarela E., Kløve B. 2010. Long-term trends and variation of acidity, COD_{Mn} and colour in coastal rivers of Western Finland in relation to climate and hydrology. *Sci. Total Environ.* 408: 5019–27.
- Simpson K. W., Bode R. W. & Colquhoun J. R. 1985. The macroinvertebrate fauna of an acidstressed headwater stream system in the Adirondack Mountains, New York. *Freshw. Biol.* 15: 671–681.
- Stoddard J., Larsen D., Hawkins C., Johnson R.K. & Norris R. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecol. Appl.* 16: 1267–1276.
- Suomen ympäristökeskus 2019. *Jokien pohjaeläinmuuttujien laskupohja*. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-fi/vesi/pintavesien_tila/pintavesien_tilan_seuranta/Biologisten_seurantamenetelmien_ohjeet/Biologisten_muuttujien_laskentapohjat

- Sutcliffe D.W. & Carrie T.R. 1973. Studies on mountain streams in the English Lake District. I pH, calcium and the distribution of invertebrates in the River Dubbon. *Freshw. Biol.* 3: 437–462.
- Sutela T., Vuori K.-M., Louhi P., Hovila K., Jokela S., Karjalainen S. M., Keinänen M., Rask M., Teppo A., Urho L., Vehanen T., Vuorinen P. J. & Österholm P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. *Suomen ympäristö 4/2012*. 61 s.
- Townsend C.R., Hildrew A.G. & Francis J., 1983. Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshw. Biol.* 13: 521–544.
- Vuori K.-M. 1994. Rapid behavioural and morphological responses of hydroptychid larvae (Trichoptera, Hydroptychidae) to sublethal cadmium exposure. *Envir. Pollut.* 84: 291–299.
- Vuori K.-M. 1995. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Ann. Bot. Fenn.* 32: 317–329.
- Vuori K.-M. 1996. Acid-induced acute toxicity of aluminium to three species of filter feeding caddis larvae (Trichoptera, Arctoptychidae and Hydroptychidae). *Freshw. Biol.* 35: 179–188.
- Vuori K.-M. 1998. Happamuuden vesiekologiset vaikutukset, Happamien sulfaattimaiden ympäristöongelmat. *Suomen ympäristökeskuksen moniste No 142*. 44 s.
- Vuori K.-M. 2002. Vesisammalten käyttö jokivesistöjen metallikuormituksen arvioinnissa ja seurannassa. Vesisammal- ja vesiperhosmenetelmät jokivesistöjen haitallisten aineiden riskinarvioinnissa ja seurannassa osa I. *Suomen ympäristö 571*. 89 s.

- Vuori K.-M. & Kukkonen J. 1996. Metal concentrations in *Hydropsyche pellucidula* larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) in relation to the anal papillae abnormalities and age of exocuticle. *Wat. Res.* 30: 2265–2272.
- Vuori K.-M. & Saarinen T. 2010. *Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien vähentäminen: vesistövaikutukset ja sopeutumiskeinoja ilmastomuutokseen CATERMASS Life+ -hankkeessa vuosina 2010–2012*. Teoksessa: Maataloustieteen Päivät 2010 [verkkojulkaisu]. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja no 26. Toim. Anneli Hopponen. Julkaistu 11.1.2010. Saatavissa: <http://www.smts.fi> ISBN 978-951-9041-54-4.
- Wallace J. B. & Webster J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Ann. Rev. Entomol.* 41: 115–139.
- Wallin J., Karjalainen A., Leppänen M., Schultz E., Järvistö J. & Vuori K.-M. 2015. Weight-of-evidence approach in assessment of ecotoxicological risks of acid sulphate soils in the Baltic Sea river estuaries. *Sci.* 508. 452–461.
- Weatherley N. S. & Ormerod S. J. 1987. The impact of acidification on macroinvertebrate assemblages in Welsh streams: towards an empirical model. *Envir. Pollut.* 46: 223–240.
- Westberg V., Koivisto A.-M., Mykrä M. & Teppo A. 2016. Lapuanjoen vesistöalueen vesienhoidon toimenpideohjelma 2016–2021. *Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 41/2016*. 146 s.
- Westberg V. & Lax H.-G. 2016. Rannikkovesien ja pienten vesistöjen vesienhoidon toimenpideohjelma 2016–2021. *Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 51/2016*. 130 s.
- Wickham P., van de Walle E. & Planas D. 1987. Comparative effects of mine wastes on the benthos of an acid and an alkaline pond. *Envir. Pollut.* 44: 83–99.

- Yli-Halla M., Virtanen S., Mäkelä M., Simojoki A., Hirvi M., Innanen S., Mäkelä J.J. & Sullivan L. 2017. Abundant stocks and mobilization of elements in boreal acid sulfate soils. *Geoderma* 308: 333–340.
- Ziemann H. 1975. On the influence of the hydrogen-ion concentration and the bicarbonate concentration on the structure of biocenoses of mountain brooks. *Int Rev Ges. Hydrobiologia* 60: 523–555.
- Åström M. & Björklund A. 1997. Geochemistry and acidity of sulphide-bearing postglacial sediments of western Finland. *Environ. Geochem. Health* 19: 155–164.
- Åström M. & Corin N. 2000. Abundance, sources and speciation of trace elements in humus-rich streams affected by acid sulphate soils. *Aquat. Geochem.* 6: 367–383.
- Åström M., Sundström R., Holmberg M. & Storberg K.-E. 2005. pH of streams in western Finland – a perspective from the Middle Ages into the mid 21st century. *Agric. Food Sci.* 2005; 14: 5–13.
- Österholm P., Edén P., Martinkauppi A., Beucher A., Yli-Halla M., & Auri J. 2010. Mapping and characterization of boreal acid sulfate soils. Teoksessa Gilkes R. J. & Prakongkep N. (toim.) *Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science, symposium 3.1.1.: Soil Solutions for a Changing World*. Brisbane: The International Union of Soil Sciences.
- Österholm P. & Åström M. 2002. Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural acid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Finland. *Appl. Geochem.* 17: 1209–1218.