



Ravinteiden vaikutukset järvien pohjaeläimiin

Taika Lehtimäki

LuK-tutkielma

Biologian tutkinto-ohjelma, ekologia

Oulun yliopisto

Lokakuu 2021

Tiivistelmä

Makean veden tarve kasvaa jatkuvasti kasvavan ihmispopulaation seurauksena. Jotta puhtaan veden saanti olisi mahdollista, on tärkeä huolehtia vesistöjen hyvinvoinnista. Rehevöityminen on eräs järviökosysteemin suurimmista uhkista. Rehevöityminen on seurausta ravinteiden, kuten typen ja fosforin, pääsystä vesistöön joko luonnollisesti tai ihmistoiminnan vaikutuksesta. Fosfori toimii järvissä rajoittavana ravinteena typpeä useammin.

Rehevöitymistä ja sen vaikutuksia seurataan vesipuitedirektiivin (WFD) yhteydessä. Sen tarkoituksena on määrittää ja eheyttää sisä- ja rannikkovesien ekologista tilaa. Mikäli vesistön tila on tyydyttävä tai huonompi, on maiden ryhdyttävä toimiin vesistön laadun parantamiseksi. WFD:n keskeisenä tavoitteena on käyttää erilaisia biologisia yhteisöjä, kuten pohjaeläimiä ekologisen laadun arvioimisessa.

Pohjaeläimet ovat eräs vaikeimpia biologisia ryhmiä järven tilan arvioinnissa. Pohjaeläinten käyttö biologisessa seurannassa on keskittynyt suurimmaksi osaksi virtavesiympäristöihin ja vähemmän järviökosysteemeihin. Pohjan selkärangattomien käyttö biologisessa seurannassa on kuitenkin yleistynyt, sillä vesiekosysteemin pohjaeläimet ja niiden lajikoostumus tarjoavat hyvin tietoa ympäristöolosuhteista.

Vesiekosysteemin rehevöityminen lisää eliöstön ympäristöolosuhteiden ankaruutta epäsuorasti vähentämällä resurssien saatavuutta, sekä muokkaamalla elinympäristön rakennetta, ravintoverkkoja, saalistuspainetta sekä muita lajien välisiä vuorovaikutussuhteita. Tutkimukset osoittavat, että lajistollisen monimuotoisuuden ja perustuotannon välillä on usein yksihuippuinen suhde: aluksi monimuotoisuus lisääntyy perustuotannon kiihtyessä, kunnes korkeissa pitoisuuksissa suhde kääntyy negatiiviseksi. Ihmisen toiminta aiheuttaa eliöstön homogenisoitumista, josta on tullut maailmanlaajuinen ongelma. Tämän vuoksi tulevaisuudessa on kiinnitettävä yhä enemmän huomiota vesistöjen hoitosuunnitelmiin ja niiden käyttöönottoon, jotta vesiekosysteemien terveys ja sietokyky säilyisivät. Haastetta tuo maailmanlaajuisesti kasvavan ihmispopulaation lisääntyminen ja kasvava tarve veden käytölle.

Sisällys

Tiivistelmä	2
1. Johdanto	4
2. Ravinteiden vaikutukset järven pohjaeläimiin	5
2.1. Ravinteet ja rehevöityminen.....	5
2.2. Euroopan Unionin vesipuitedirektiivi	8
2.3. Pohjaeläimet	9
2.4. Biologinen seuranta ja näytteenotto	10
2.5. Rehevöitymisen ja pohjaeläinten monimuotoisuuden välinen suhde.....	12
5. Yhteenveto	14
Lähteet.....	15

1. Johdanto

Vesistöillä on suuri merkitys ekosysteemipalveluina, kuten kalastus- ja virkistyskäytössä, sekä juoma- ja käyttöveden lähteenä. Puhtailla järvillä on merkitystä myös maisemallisesti (Kettunen, 2008). Pelkästään jo näiden asioiden vuoksi veden laadun ylläpitäminen on tärkeää. Eräs järviekosysteemin suurimmista uhkista on rehevöityminen, joka johtuu ravinteiden pääsystä vesistöön joko luonnollisesti tai ihmistoiminnan vaikutuksesta hajatai pistekuormituksen kautta. Tärkeimmät rehevöitymistä aiheuttavat ravinteet ovat fosfori ja typpi.

Järven rehevöitymisen mekanismit vaihtelevat riippuen maantieteellisestä sijainnista, topografiasta, ilmastosta sekä rehevöittävien aineiden pitoisuuksista (Le ym., 2010). Rehevöitymiseen vaikuttaa myös veden viipymä järvestä (Kettunen, 2008). Mikäli veden viipymä on pitkä, järvi reagoi herkästi ravinnekuormitukseen. Vallitsevalla ilmastomuutoksella on myös vaikutusta, sillä leudot ja sateiset talvet lisäävät ravinnehuuhtoumaa pelloilta ja metsistä järviin (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010). Rehevöityminen saa aikaan kasviplanktonin ja muiden mikro-organismien nopean runsastumisen, jolloin niiden lisääntynyt toiminta kuluttaa happea (Le ym., 2010). Jo melko hapettomissa syvänteissä happikato koituu ongelmaksi varsinkin talviaikaan, jolloin jääpeite estää veden sekoittumisen tuulen toimesta. Pohjan sedimentteihin varastoituneet ravinteet vapautuvat anaerobisissa oloissa pahentaa järven tilaa entisestään. Ulkoisen kuormituksen lisäksi järveen on syntynyt sisäinen kuormitus, joka voi jatkaa toimintaansa, vaikka ulkoinen kuormitus olisikin saatu kuriin.

Vuonna 2000 Euroopassa astui voimaan vesipolitiikan puitedirektiivi (Water Framework Directive, WFD), jonka tarkoituksena on arvioida järvien ekologista tilaa ja tarpeen vaatiessa myös kunnostaa heikossa tilassa olevia järviä. Direktiivin keskeisenä käsitteenä on tutkia järven tilaa käyttäen useita biologisia elementtejä (Mandaville, 2002). Kasvi- ja eläinplanktonin määrän tarkkailu on yksi tavallisimmista seurannan kohteista. Muita kohteita voivat olla makrofytyt eli vesistöjen suurkasvit, kalasto sekä pohjaeläimet (Mcgoff ym., 2013). Pohjaeläinten määrä ja lajikoostumus indikoivat hyvin järven ekologista tilaa, minkä vuoksi tässä kirjoitelmassa keskitytään juuri pohjaeläimiin ja siihen, miten rehevöityminen vaikuttaa niiden lajimääriin ja -koostumukseen.

2. Ravinteiden vaikutukset järven pohjaeläimiin

2.1. Ravinteet ja rehevöityminen

Ravinteiden rikastuminen järvissä ja rehevöityminen ovat pääosin seurausta järven valuma-alueelta tulevan ravinnekuormituksen kasvusta (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010). Siitä huolimatta käsitys rehevöitymisen vaikutuksista pohjaeläimiin on heikko (Pan ym., 2015). Rehevöitymisellä tarkoitetaan järven perustuotannon luonnottoman nopeaa kasvua. Ravinteet, erityisesti typpi ja fosfori, aiheuttavat muun muassa levien ja muiden mikro-organismien tavallista nopeampaa kasvua, mikä kuluttaa happea vedessä. Muita rehevöitymisen aiheuttamia vaikutuksia vesistössä on veden sameus ja näkösyvyyden pieneneminen, rantakivien limoittuminen, makrofyyttien runsastuminen ja eliölajiston muuttuminen (Kettunen, 2008). Makeissa vesissä fosfori toimii tyypeä useammin rajoittavana ravinteena (Pietiläinen & Räike, 1999). Fosforin ja typen aikaansaamia ravinnekuormituksia arvioitaessa onkin tärkeää ymmärtää ravinteiden kulkeutumista ja pidättyvyyttä vesistössä, kuten sedimentaatiota, denitrifikaatiota sekä ravinteiden mahdollista poistumista järvestä. Järvet pidättävät kumpaakin ravinnetta vaihtelevasti, joskin fosforia enemmän. Typpi sen sijaan pidättyy lähinnä reheviin järviin, joissa veden viipymä on pitkä. Rehevissä järvissä typpi toimii usein tuotannon säätelijänä ja minimiravinteena johtuen voimakkaasta fosforin sisäisestä kuormituksesta (Pietiläinen & Räike, 1999). Ravinteet päätyvät vesistöihin joko piste- tai hajakuormituksen seurauksena. Pistekuormituslähteitä ovat esimerkiksi teollisuus- tai talousjäteveden pääsy järviin tietyltä rajatulta alueelta. Hajakuormituspäästöt pitävät sisällään maa- ja metsätalouden, taajamien ja maaperän eroosion vaikutuksesta syntyvät päästöt ja jätteet (Le ym., 2010). Myös ilmasta peräisin olevan laskeuman kuormittavuus voi olla suuri (Kettunen, 2008).

Alueilla, joilla tuottavuus on suurempaa, on yleensä enemmän lajeja. Tämä johtuu ainakin osin beta-diversiteetin, eli paikkojen välisen lajiston vaihdunnan kasvamisesta tuottavuuden myötä (Chase, 2005). Perustuotannon lisääntyminen luo uusia ekolokeroita, joita eri lajit suosivat. Toisaalta liiallinen ravinteiden määrä vesiekosysteemissä lisää ympäristön ankaruutta epäsuorasti. Se vaikuttaa resurssien, kuten valon ja hapen, saatavuuteen, muuttaa elinympäristön rakennetta, ravintoverkkoja, saalistuspainetta sekä muita lajienvälisiä vuorovaikutuksia (Meriläinen ym., 2000), aiheuttaen lajiston

homogenisaatiota. Homogenisaatiolla tarkoitetaan beta-diversiteetin vähenemistä, kun biotistien yhteisöjen koostumuksen erot vähenevät (Mcgoff ym., 2013).

Valon saatavuuden väheneminen on seurausta levien runsastumisesta sekä runsastuneiden vesikasvien aiheuttamasta varjostuksesta. Eräs ravinteiden rikastumisen negatiivisimpia vaikutuksia on pohjavyöhykkeen hapen väheneminen ja pahimmassa tapauksessa täysin hapettomat olot kevättalvella (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010). Tämä johtuu runsastuneen kasvimassan lahoamiseen ja hajottamiseen tarvittavan hapen lisääntyneeseen kulutukseen, joka varsinkin talvisin voi aiheuttaa happikatoa. Järveen päätyvät ravinteet kertyvät ja lopulta varastoituvat pohjalietteeseen ja hapettomissa oloissa vapautuvat takaisin kiertoon. Sisäistä kuormitusta edistää huonon happitilanteen lisäksi rehevöitymisen vaikutuksesta runsastunut pohjaa pöyhivä särkikanta ja muut muutokset kalastossa. Sisäinen kuormitus voi jatkua pitkäänkin, vaikka ulkoista kuormitusta olisikin saatu vähennettyä (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010). Jotta voidaan ymmärtää järvien biologista monimuotoisuutta, on tärkeä ymmärtää myös lajirikkauden ja tuottavuuden välistä suhdetta (Dodson ym., 2000). Järvet ovatkin optimaalinen kohde lajirikkauden ja perustuotannon välisen suhteen tutkimiseen, sillä järvet ovat fyysisesti tarkkarajaisia ekosysteemejä ja niiden tuottavuuden arviointi on melko suoraviivaista.

Järven rehevöityminen on yksi tärkeimmistä ympäristöongelmista valuma-alueen asukkaille. Järviveden rehevöityminen ei aiheuta haittaa pelkästään järven eliöyhteisölle, vaan sillä voi olla myös taloudellisia seurauksia. Tästä esimerkkinä on Kiinan Tai-järvi, jossa leväkukinnat ovat vaikuttaneet maataloustuotantoon ja asukkaiden elämään jo 1990-luvulta saakka. Leväkukinta on saanut aikaan useampana vuotena koko kaupungin vesikriisin, kun kukinta on pakottanut vesihuoltojärjestelmän keskeyttämään toimintansa. Tästä on koitunut taloudellisia tappioita 200 miljoonan yuanin edestä (noin 25 miljoonaa euroa) (Le ym., 2010). Myös tästä syystä järvivesien kunnostaminen olisikin paikallaan. Rehevöityneiden järvivesien kunnostamisen tulisi sisältää päästölähteiden hallinnan, valuma-alueen hallinnan sekä itse vesiekosysteemin kunnostamisen. Näiden toimenpiteiden avulla pysäytetään järven sisäisen kuormituksen eteneminen sekä estetään ulkoinen kuormitus, jolloin järvi voi palautua hyvään tilaan (Le ym., 2010).



Kuva 2. Rungas levän määrä on merkki rehevöitymisestä. Sysmä, Nuoramoisjärvi.
©Taika Lehtimäki

2.2. Euroopan Unionin vesipuitedirektiivi

Hyvälaatuisen veden tarve kasvaa jatkuvasti. Tämän vuoksi Euroopassa on otettu vuonna 2000 käyttöön lainsäädäntö, jonka avulla makean veden ekologista tilaa pyritään parantamaan, mikäli järven kunto ei ole joko erinomainen tai hyvä. Vesipolitiikan puitedirektiivin (WFD, 2000/60/EY) tarkoituksena on määrittää ja eheyttää sisä- ja rannikkovesien ekologista tilaa Euroopan Unionin jäsenmaissa (Eur-lex.eu, 2021). Direktiivin tärkeimpiä kohtia on Eur-lex.eu:n mukaan muun muassa valuma-alueiden määrittäminen, viranomaisten nimeäminen vesistöjen hoitamiseen, erityistä huomiota vaativien alueiden rekisteröiminen, vesistöalueiden ominaispiirteiden analysoiminen sekä vesistöjen hoitosuunnitelmien laatiminen ja käyttöönotto. Vesistön ekologinen tila on jaettu viiteen eri statusluokkaan, joita ovat erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono. Mikäli vesistön tila on tyydyttävä tai sitä huonompi, on maiden ryhdyttävä toimiin vesistön ekologisen laadun parantamiseksi, kunnes hyvä tila saavutetaan (Poikane ym., 2016). Kansallisessa vesilainsäädännössä annetaan yksityiskohtaisia rajoituksia jätevesipäästöille vedenkäsittely-, teollisuus- sekä kalanviljelylaitoksiin (Meriläinen ym., 2000).

Euroopan vesipolitiikan puitedirektiivin keskeisenä tavoitteena on käyttää erilaisia biologisia yhteisöjä ekologisen laadun arvioimisessa. Järvien osalta on toteutettava kasviplanktoniin, makrofyytteihin, kaloihin tai pohjaeläimiin perustuvia arviointimenetelmiä (Poikane ym., 2006). Pohjaeläinten osalta on kehitetty lukuisia mittareita, jotka perustuvat profundaalin ja litoraalin selkärangattomien yhteisöihin. Pohjaeläimet ovat eräs vaikeimpia biologisia ryhmiä järven tilan arvioinnissa. Tämä johtuu niiden monimutkaisista biologisista vuorovaikutuksista, suuresta ajallisesta vaihtelusta ja alueellisesta heterogeenisyydestä (Poikane ym., 2016). Pohjaeläimiä esiintyy sekä järven litoraalissa että profundaalissa, ja erityisesti profundaalissa elävien selkärangattomien yhteisöjen seurannassa käytettyjen menetelmien monimuotoisuus aiheuttaa haasteita.

2.3. Pohjaeläimet

Pohjaeläimet elävät vesistön pohjarakenteissa, kuten sedimentissä (Rosenberg & Resh, 1993). Poikkeuksena ovat vesihyönteiset, jotka elävät vedessä osan elinkaarestaan (Hershey ym., 2010). Lajista riippuen tämä vaihe voi kestää kuukaudesta neljään vuoteen ja aikuisiksi tullessaan ne nousevat vedestä lisääntyäkseen. Aikuisvaihe kestää tunneista muutamiin päiviin (Epa.gov, 2021). Pohjaeläimiä voidaan luokitella esimerkiksi niiden ruokailustrategioiden perusteella, joista tärkeimpiä ovat pilkkojat, kaapijat, keräilijät ja pedot. Pilkkojat syövät lähinnä pohjalle pudonneita lehtiä ja muuta kasvistoa. Kaapijat syövät kiviä tai uppotukkeja peittävää levää. Keräilijöitä on kaksi erilaista ryhmää. Toiset ovat suodattajia ja toiset pohjakerääjiä. Pohjakerääjät keräävät pohjalle sedimentoitunutta materiaalia. Suodattajat suodattavat nimensä mukaisesti vedessä ajelehtivaa materiaalia erilaisten pyyntivihkojen tai -verkkojen avulla. Suodattajia ei järvissä tavallisesti ole, vaan niitä esiintyy lähinnä virtavesissä. Pohjaeläinpedot saalistavat aktiivisesti muita pohjaeläimiä (Cummins & Klug, 1979).

Pohjaeläimet ovat yksi järviökosysteemin avaintekijöistä. Niillä on tärkeä rooli vesiekosysteemin ravintoverkossa sekä ravinteiden kierrossa (Mcgoff ym., 2013). Pohjaeläimet muodostavat siis tärkeän yhteyden eri trofiatasojen välillä. Ne voivat myös toimia indikaattorilajeina. Indikaattorilaji on laji, jolla on kapea ympäristöolojen sietokyky. Muutokset kyseisen lajin esiintymisessä, lukumäärässä, morfologiassa, fysiologiassa tai käyttäytymisessä osoittavat, että fysikaaliset tai kemialliset muuttujat ovat sen suosimien rajojen ulkopuolella. Ideaali indikaattorilaji omaa helpon taksonomian, on laajalle levinnyt, sitä on helppo kerätä, siinä on vähän geneettistä ja ekologista muuntelua, se on kooltaan suuri, sen ympäristövaatimukset tunnetaan ja se soveltuu hyvin laboratoriotutkimukseen (Rosenberg & Resh, 1993).



Kuva 2. Pohjaeläimiä petrialjalla. ©Taika Lehtimäki

2.4. Biologinen seuranta ja näytteenotto

Biologisella seurannalla tarkoitetaan systemaattista laadun tarkkailua erilaisten biologisten vasteiden avulla. Biologista seurantaä käytetään ekologisen tilan valvontaan ja tiettyjen ekologisten vaatimusten varmistamiseksi (Rosenberg & Resh, 1993). Pohjaeläinten käyttö biologisessa seurannassa on keskittynyt suurimmaksi osaksi virtavesiympäristöihin ja vähemmän järviökosysteemeihin (Poikane ym., 2016). Pohjan selkärangattomien käyttö biologisessa seurannassa on kuitenkin yleistynyt, sillä pohjaeläimet ja niiden lajikoostumus tarjoaa hyvin tietoa ympäristöolosuhteista, sillä niitä löytyy kaikkialta ja lajit vastaavat eri tavalla ympäristön stressiin. Pohjaeläinten paikoillaan pysyttelevä elämäntapa mahdollistaa myös saaste- tai häiriövaikutusten spatiaalisen analyysin. Niillä on myös pitkä elinkierto verrattuna moniin muihin ryhmiin, mikä mahdollistaa häiriöiden aiheuttamien ajallisten muutosten selvittämisen (Rosenberg & Resh, 1993).

Pohjaeläinten käyttö ekologisen tilan arvioinnissa voi olla toisinaan myös haasteellista, sillä pohjaeläimet eivät aina vastaa kaikkiin vaikutuksiin. Lisäksi näytteiden läpikäyminen ja itse lajimääritys on kallista ja aikaa vievää. Selkärangattomien leviämiseen ja runsauteen voi vaikuttaa moni muukin tekijä kuin pelkästään veden laatu. Tällaisia tekijöitä voivat olla muut abioottiset tekijät, kuten kasvualustan topografia. Kausivaihtelut hyönteisten runsaudessa ja levinneisyydessä voivat aiheuttaa näytteenotto-ongelmia tiettyinä aikoina tai tietyissä elinympäristöissä vaikeuttaen eri vuodenaikoina otettujen näytteiden vertailua (Rosenberg & Resh, 1993). Tämän takia tarvitaan hyvää ekologista tietoa lajeista ja hyvin suunniteltua kokeellista tutkimusta.

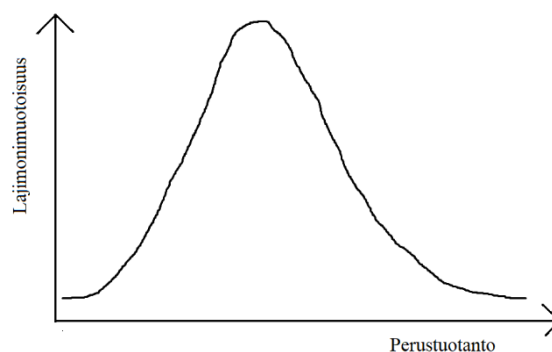
Näytteenottomenetelmiä pohjaeläinten keräämiseen on useita ja ne voivat vaihdella tutkimuksesta toiseen. Myös näytteenottosyvyys vaihtelee. Haasteita aiheuttavat erityisesti rakenteellisesti monimutkaiset näytteenottoympäristöt (Tolonen & Hämäläinen, 2010). Näytteet saattavat sisältää pohjaeläinten lisäksi muuta pohjan orgaanista ainesta sekä esimerkiksi leviä, jotka on eroteltava pohjaeläimistä ennen lajimääritystä. Potkuhaavi-menetelmä ja Ekman-noudin ovat menetelmistä tutuimmat. Potkuhaavi-menetelmällä esimerkiksi vesipunkkeja ja päiväkörennon toukkia saa kerättyä tehokkaammin kuin poimimalla yksittäin kivien pinnoilta (Tolonen & Hämäläinen, 2010). Matalilla alueilla potkuhaavin käyttö koskikorentojen ja harvasukamoto-näytteiden keräämisessä on tehokas. Surviaissääskille tämä tapa ei sen sijaan sovi yhtä hyvin. Hiekkapohjaisilla järvillä Ekman-noudin toimii haavia paremmin. Siinä noutimen putkiosa tunkeutuu pohja-ainekseen ottaen

mukaansa sedimenteissä eläviä pohjaeläimiä. Näytteenotto pohjasta, jossa on suuria kiviä tai kasvillisuus on runsasta, ei ole tällä noutimella tehokasta (Kantola ym., 2001). Näytettä ottaessa on tärkeä muistaa veden laadun vaihtelu sekä ajallisesti että paikallisesti. On suositeltavaa, että rinnakkaisia näytteitä otetaan ainakin viisi. Koska pohjaeläimet viihtyvät sekä syvänteissä että välisyvytydessä, kannattaa näytteitä ottaa laaja-alaisesti kolmesta eri vyöhykkeestä; litoraalista (0-2,5m), sublitoraalista (2,5-6m) ja profundaalista (>6m). Mikäli järvessä on paljon syvyyseroja ja syvänteitä, tulee tämä huomioida näytteiden edustavuutta arvioidessa, sillä niiden pohjaeläimistöissä voi olla eroja (Kantola ym., 2001). Näytteenottoajan tulisi sijoittua maaliskuuhun sekä syys-lokakuuhun. Tärkeintä on ottaa näyte kunakin vuonna samaan vuodenaikaan, jotta näytteiden vertailu olisi mahdollista (Kettunen, 2008).

2.5. Rehevöitymisen ja pohjaeläinten monimuotoisuuden välinen suhde

Järvi on aina hitaassa muutoksen tilassa. Ihmisen toiminta kuitenkin nopeuttaa järvien tilassa tapahtuvia muutoksia, joista tyypillisin on rehevöityminen. Rehevöitymisellä on suuria vaikutuksia vesiekosysteemin eliöstöön, kuten pohjaeläimiin. Se esimerkiksi lisää eliöstön ympäristöolosuhteiden ankaruutta epäsuorasti vaikuttamalla valon ja hapen saatavuuteen, sekä muokkaamalla elinympäristön rakennetta sekä lajien välisiä vuorovaikutussuhteita (Donohue ym. 2009). Autotrofisten eliöiden kasvuun käytetyt ravinteet kertyvät ja varastoituvat kasvien ja levien kuoltua järven pohjalietteeseen, jota kalat pöyhivät ja vapauttavat ravinteita uudelleen käyttöön (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010). Tämän seurauksena voidaan havaita selkärangattomien runsaus ja kasvuvaste ravinnelisäyksen alkuvaiheessa (Kotta ym., 2007). Ravinteiden edelleen lisääntyessä orgaaninen aines rikastuu pohjan sedimenteissä ja voi lopulta johtaa hypoksiaan, faunan ehtymiseen ja lopulta abioottisen ympäristön merkittävään heikkenemiseen (Martin ym., 2011).

Järvissä, joissa perustuotanto on suhteellisen alhainen, vallitsee Dodson ym. (2000) mukaan suurin biologinen monimuotoisuus. Lajimonimuotoisuus muodostaa usein yksihuippuisen kuvaajan (Kuva 3) suhteessa perustuotantoon (Dodson ym., 2000). Esimerkiksi puhdas vesi kallioaltaissa ylläpitää vain vähän lajeja, kuten myös jätevesilaguunit (sewage lagoons). Näiden kahden ääripään välille sijoittuvilla järvilla on siten suurin lajistollinen monimuotoisuus.



Kuva 3. Dodsonin ym. (2000) mukaan järven perustuotannon ja lajimäärän välinen suhde on usein yksihuippuinen. ©Taika Lehtimäki

Dodson ym. (2000) tutkimuksessa tuottavuuden ja lajien runsauden välinen suhde oli melko vaihteleva, mikä luultavasti johtuu monimutkaisista ympäristön muutoksista. Kotta ym. ottivat kuitenkin tutkimuksessaan (2007) huomioon ravinnekuormituksen lisäksi myös muita abioottisia tekijöitä, kuten pohjan laadun ja veden syvyyden. Jotta rehevöitymisen todelliset vaikutukset voi ymmärtää, on vesien tilaa tutkittaessa otettava huomioon myös muita abioottisia tekijöitä ravinnekuormituksen lisäksi.

Kotta ym. (2007) tutkimuksen mukaan pohjaeläimet reagoivat ravinteista vähiten fosforiin. Sen sijaan vaste muihin ravinteisiin oli huomattavampi. Tutkimuksessa havaittiin myös eri ruokintakiltojen reagoivan eri lailla ravinteiden muuttuviin pitoisuuksiin. Ravinteiden ja pohjaeläinten stressivaikutukset olivat vahvimmat sedimentin syöjillä (deposit feeders) ja sitten suodattajilla (suspension feeders). Pienin vaikutus oli pedoilla. Pohjaeläinten vasteita pitkittyneeseen ympäristöstressiin ovat pienempi koko, vähentynyt monimuotoisuus sekä tiettyjen toleranttien lajien dominointi (Martin ym., 2011). Koska tietyt tolerantit lajit selviävät, sekä profundaalin että sublitoraalin pohjaeläinyhteisöjen koostumus oli Donohuen ym. (2009) mukaan huomattavasti homogeenisempi ravinnepitoisissa järvissä. Vastaavanlainen tulos useilla mittakaavoilla kertoo siitä, että kyseisen kaltaista yhteisöjen homogeenisoitumista esiintyy järvien pohjaeläinyhteisöissä sekä alueellisella että paikallisella tasolla (Donohue ym., 2009).

5. Yhteenveto

Järvien rehevöityminen on todellinen uhka, joka vaikuttaa vesieliöiden lisäksi myös meihin ihmisiin. Yhteenvetona voidaankin todeta, että järvien rehevöityminen on johtanut ekosysteemien ja veden laadun heikkenemiseen sekä vaikuttanut negatiivisesti vesivarojen käyttöön, ja jopa ihmis yhteisöjen sosioekonomiseen kehitykseen. Siitä on tullut yksi tärkeimmistä ongelmista kestävän kehityksen saavuttamiseksi järvien valuma-alueella (Le ym., 2010).

Koska antropogeeniset vaikutukset edesauttavat järven luontaista rehevöitymistä, on meidän velvollisuutemme huolehtia järvien laadun ylläpitämisestä ja tarvittaessa myös kunnostuksesta. On siis tärkeää pitää kiinni jo laadituista direktiiveistä ja mahdollisesti myös laatia tarpeen mukaan uusia säännöksiä vesiemme suojelemiseksi. Pohjaeläinten käyttöä laadun tarkkailussa on vastaisuudessa edistettävä entistä enemmän, sillä pohjaeläinten antama tieto järven tilasta on hyvin arvokasta.

Lähteet

- Chase, J (2010). Stochastic Community Assembly Causes Higher Biodiversity in More Productive Environments. *Science*, 307(5708), 1388-1391. doi: 10.1126/science.1107142
- Cummins, K. W., & Klug, M. J. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10(1), 147–172. doi: 10.1146/annurev.es.10.110179.001051
- Dodson, S. I., Arnott, S. E., & Cottingham, K. L. (2000). The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. In synthesis emphasizing new ideas to stimulate research ecology. *Ecology*, 81(10): 2662-2679
- Donohue, I., Jackson, A. L., Pusch, M. T., & Irvine, K. (2009). Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology* 90(12) 3470-3477.
- Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., ... Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10(12), 1135–1142. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- Hershey, A. E., Lamberti, G. A., Chaloner, D. T., & Northington, R. M. (2010). Aquatic Insect Ecology. In *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (pp. 659–694). Elsevier Inc. doi: 10.1016/B978-0-12-374855-3.00017-0
- Kantola, L., Koskenniemi, E., Paavola, R., Heikkinen, M. (2001). *Ohjeita järvien ja jokien pohjaeläinseurannan näytteenottoon ja raportointiin*. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Kettunen, I., (2008). *Vesistötietoa näyttөөntajille* (I. Kettunen 1938-, A. Mäkelä 1956-, & P. Heinonen 1939-, Eds.). Helsinki: Suomen ympäristökeskus : Edita : Edita Publishing [jakaja]. Saatavilla: <http://hdl.handle.net/10138/38813>
- Kotta, J., Lauringson, V., & Kotta, I. (2007). Response of zoobenthic communities to changing eutrophication in the northern Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 580(1), 97–108. doi: 10.1007/s10750-006-0462-z
- Le, C., Zha, Y., Li, Y., Sun, D., Lu, H., & Yin, B. (2010). Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control. *Environmental Management*, 45(4), 662–668. doi: 10.1007/s00267-010-9440-3
- Lencioni, V., Rossaro, B., & Marziali, L. (2006). Assessment of the ecological status of lakes by macroinvertebrates: a case study. *Atti del XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia, Viterbo-Civitavecchia*, 9-22. Saatavilla: <https://www.researchgate.net/publication/268432935>
- Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols (Professional Lake Manage.) (Project H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax*. Saatavilla: <http://chebucto.ca/Science/SWCS/SWCS.html>
- Martin, G. D., Nisha, P. A., Balachandran, K. K., Madhu, N. v., Nair, M., Shaiju, P., ... Gupta, G. V. M. (2011). Eutrophication induced changes in benthic community structure of a flow-restricted tropical estuary (Cochin backwaters), India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176(1–4), 427–438. doi: 10.1007/s10661-010-1594-1

- McGoff, E., Solimini, A. G., Pusch, M. T., Jurca, T., & Sandin, L. (2013). Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 1010–1018. doi: 10.1111/1365-2664.12106
- Meriläinen, J. J., Hynynen, J., Palomäki, A., Reinikainen, P., Teppo, A., & Granberg, K. (2000). Importance of diffuse nutrient loading and lake level changes to the eutrophication of an originally oligotrophic boreal lake: A palaeolimnological diatom and chironomid analysis. *Journal of Paleolimnology*, 24(3), 251–270. doi: 10.1023/A:1008111117718
- Pan, B. Z., Wang, H. Z., Pusch, M. T., & Wang, H. J. (2015). Macroinvertebrate responses to regime shifts caused by eutrophication in subtropical shallow lakes. *Freshwater Science*, 34(3), 942–952. doi: 10.1086/682077
- Pietiläinen, & Räike. (1999). *Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina*. Suomen Ympäristökeskus Saatavilla: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/286178>
- Poikane, S., Johnson, R. K., Sandin, L., Schartau, A. K., Solimini, A. G., Urbanič, G., ... Böhmer, J. (2016). Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of the Total Environment*, 543, 123–134. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.021
- Rosenberg, D.M & Resh, V.H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* (New York: Chapman & Hall).
- Sarvilinna, & Sammalkorpi. (2010). Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito, Helsinki: Suomen ympäristökeskus. Saatavilla: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38819>
- Tolonen, K. T., & Hämäläinen, H. (2010). Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along a gradient of human disturbance. *Fundamental and Applied Limnology*, 176(1), 43–59. doi: 10.1127/1863-9135/2010/0176-0043

Internet lähteet

United States Environmental Protection Agency,
saatavilla: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-benthic-macroinvertebrates>
[viitattu 31.5.2021]