Euroopan maaseudun kehittämisen maatalousrahasto: Eurooppa investoi maaseutualueisiin

LEADER

Lappeenranta Lemi Luumäki Savitaipale Taipalsaari
LAPPEENRANNAN SEUDUN Ympäristötoimi

Kymijoen vesi ja ympäristö ry

Pien-Saimaan Riutanselän vedenlaadun kehitys sekä ekologinen tila paleolimnologisella menetelmällä arvioituna

Janne Raunio & Jukka Mattila

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 118/2009

TIIVISTELMÄ

Pien-Saimaan Riutanselän vedenlaadun pitkän aikavälin kehitystä sekä järven ekologista tilaa tutkittiin piileviin perustuvan paleolimnologisen menetelmän avulla. Riutanselän syvänteestä tutkittiin pohjasedimentin profiilinäyte, josta määritettiin piilevälajisto sekä tehtiin cesium-ajoitus. Tulosten perusteella Riutanselän piilevälajistossa on tapahtunut selviä ajallisia muutoksia. Rehevää vedenlaatua ilmentävien piilevälajien osuus on kasvanut ja vastaavasti karua vedenlaatua ilmentävien lajien osuus on vähentynyt. Veden kokonaisfosforipitoisuuden rekonstruktio osoitti, että Pien-Saimaa on ollut luonnontilassaan karu (kok. P n. 4-5 µg L), mutta on tällä hetkellä luokiteltavissa mesotrofiseksi/keskirehevaksi. Ekologisen tilan arvion perusteella Riutanselkä oli välttävässä tilassa, ja muutos hyvästä tyydyttävään tilaan ajoittui 1980-luvun alkupuolelle. Aikakausi 1980-luvulta nykypäivään oli myös voimakkaimman rehevöitymiskehityksen kautta. Pien-Saimaan hyvän ekologisen ja kemiallisen tilan saavuttaminen edellyttää kunnostustoimia sekä valuma-alueen vesiensuojelutoimenpiteitä.

SISÄLLYS

1 JOHDANTO 1

2 PIILEVÄT VEDENLAADUN ILMENTÄJINÄ 1

3 AINEISTO JA MENETELMÄT 1

3.1 NÄYTTEENOTTO JA NÄYTTEIDEN KÄSITTELY 1

3.2 SEDIMENTTIKERROSTEN AJOITUS 2

3.3 VEDENLAADUN KEHITYS 2

3.4 EKOLOGISEN TILAN ARVIO 4

4 TULOKSET 5

4.1 VEDENLAADUN KEHITYS 5

4.2 EKOLOGISEN TILAN ARVIO 8

5 JOHTOPÄÄTÖKSET 9

VIITTEET 10

LIITTEET

1 JOHDANTO 22.12.2009

Läntinen Pien-Saimaa nousi otsikoihin kesällä 2008 voimakkaiden sinileväkukintojen myötä. Poikkeuksellinen leväkukinta järvellä ei päättynyt normaaliin tapaan syksyyn, vaan talvella 2008-2009 havaittiin *Anabaena*-suvun sinilevän kukinnan aina vain jatkuvan, nyt myös jään alla. Tapaus on Suomessa ainutlaatuinen, eikä yksiselitteistä syytä jään alla jatkuneelle leväkukinnalle olla vielä saatu. Massiiviset sinileväkukinnat kuitenkin herättivät paikalliset asukkaat ja mökkiläiset kysymään syitä järven tilan huonontumiseen sekä vaatimaan vesiensuojelutoimenpiteitä vedenlaadun kohentamiseksi. Keväällä 2009 käynnistettiinkin Pien-Saimaan tilan parantamiseksi PISA-hanke, joka tähtää järven tilan ja siihen vaikuttavien tekijöiden selvittämiseen sekä kunnostussuunnitelman ja kunnostusten toteuttamiseen.

Osana Pien-Saimaan nykytilan ja historian selvittämistä hankkeessa tehtiin paleolimnologinen tutkimus, jonka avulla saataisiin pitkän aikavälin tietoa järven tilan kehityksestä, luonnontilaisen järven vedenlaadusta ja eliöyhteisöistä sekä siitä, mihin aikakausiin mahdolliset muutokset vedenlaadussa olisi ajoitettavissa. Menetelmänä käytettiin piilevätutkimusta. Piistä koostuvat piilevien kuoret hautatutuvat järvien pohjasedimentteihin ja säilyvät siellä vuosisatajoen ajan. Näin ollen ne tarjoavat mahdollisuuden selvittää vesistön pitkän aikavälin muutoksia.

2 PIILEVÄT VEDENLAADUN ILMENTÄJINÄ

Piilevät ovat hyvin lajirunsas leväryhmä, joita kasvaa lähes kaiken tyyppisissä vesissä. Osa lajeista on planktisia ja osa kasvaa eri tyyppisillä alustoilla, kuten pohjasedimentin, kasvien ja kivien pinnoilla. Piilevät ottavat tarvitsemansa ravinteet suoraan ympäröivästä vedestä, joten ne ilmentävät herkästi vedenlaatua (mm. Whitton ym. 1991, Prygiel & Coste 1993). Lajeilla on erilaiset optimit ja sietoalueet eri ympäristötekijöiden suhteen, joten lajistokoostumuksen perusteella voidaan arvioida vesistön nykyistä ja rekonstruoida aikaisemmin vallinnutta tilaa. Piileviin perustuen on myös kehitetty joukko indeksejä, joiden avulla voidaan selvittää mm. ravinteisuutta, happamuutta ja orgaanisen kuormituksen vaikutuksia.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 NÄYTTEENOTTO JA NÄYTTEIDEN ESIKÄSITTELY

Näytepisteeksi valittiin läntisen Pien-Saimaan Riutanselän syvänne (kuva 1). Näytepisteeltä otettiin Saimaan vesi ja ympäristötutkimus Oy:n toimesta Limnos- tyyppisellä viipaloivalla sedimenttinoutimella (pinta-ala 69,4 cm^2) pohjanäyte. Sedimenttiprofiili jaettiin maastossa yli 30:een yhden cm:n paksuiseen viipaleeseen. Piilevämäärityksiin otettiin yksi sedimenttiproppu ja sedimenttiajoituksia varten yhdistettiin samaan näyterasiaan kahden sedimenttipropun toisiaan vastaavat viipaleet. Saimaan vesi ja ympäristötutkimus Oy suoritti laboratoriossaan

piilevänäytteiden esikäsittelyn, jossa piilevät puhdistetaan pohjasedimentin sisältämästä orgaanisesta aineksesta happopesun ja sentrifugikäsittelyn avulla. Piilevänäytteiden preparoinnista ja lajinmäärityksestä vastasi Kymijoen vesi ja ympäristö ry. Esikäsitellyistä näytteistä pipetoitiin muutama tippa puhdistettua suspensiota peitinlaseille ja se kiinnitettiin preparointilasiin petaushartsin avulla. Sedimenttiprofiilista määritettiin ylimmät 15 näytettä (poislukien näyte 6, jonka esikäsittely epäonnistui), ja tämän jälkeen vain joka toinen näyte. Näytteistä laskettiin vähintään 200 solukuoren satunnaisotos. Määrityksessä hyödynnettiin Krammerin & Lange-Bertalotin (1996) määritysoppaita. Ajoituksessa tarvittavat sedimenttien painot ja kuiva-ainepitoisuudet määritettiin akkreditoidussa KCL Kymen Laboratorio Oy:ssä.

3.2 SEDIMENTTIKERROSTEN AJOITUS

Tässä tutkimuksessa Riutanselän sedimenttikerroksia ajoitettiin cesium-137 radionuklidin (Cs-137) avulla. Sedimenttinäytteiden Cs-137 (t½ = 30.2 a) aktiivisuuspitoisuudet määritettiin gammaspektrometrisesti ja mittauksista vastasi akkreditoitu KCL Kymen Laboratorio Oy. Suomen ja Itämeren alueella sedimenttien Cs-137-aktiivisuus on suurimmaksi osaksi lähtöisin vuonna 1986 tapahtuneesta Tshernobyl-ydinvoimalaitosonnettomuudesta (esim. Ilus ym., 1993). Cs-137 kulkeutui sedimentteihin pohjalle laskeutuvan materiaalin mukana sekä myös suorana adsorptiona vesifaasista sedimenttipartikkeleihin (esim. Kansanen ym., 1991). Eteläisen Päijänteen ja Itämeren sedimenttien Cs-137-aktiivisuuden lisääntyminen olikin nopeaa onnettomuuden jälkeen (Ilus ym., 1995; Kansanen ym., 1991), mikä luo edellytykset Cs 137-radionuklidin avulla tehtäville sedimenttikerrosten ajoituksille. Tshernobyl-onnettomuuslaskeumasta peräisin olevaa Cs-137-aktiivisuutta onkin hyödynnetty monissa sedimenttiajoitus- ja akkumulaationopeustutkimuksissa (mm. Kankaanpää ym., 1997; Mattila ym. 2007).

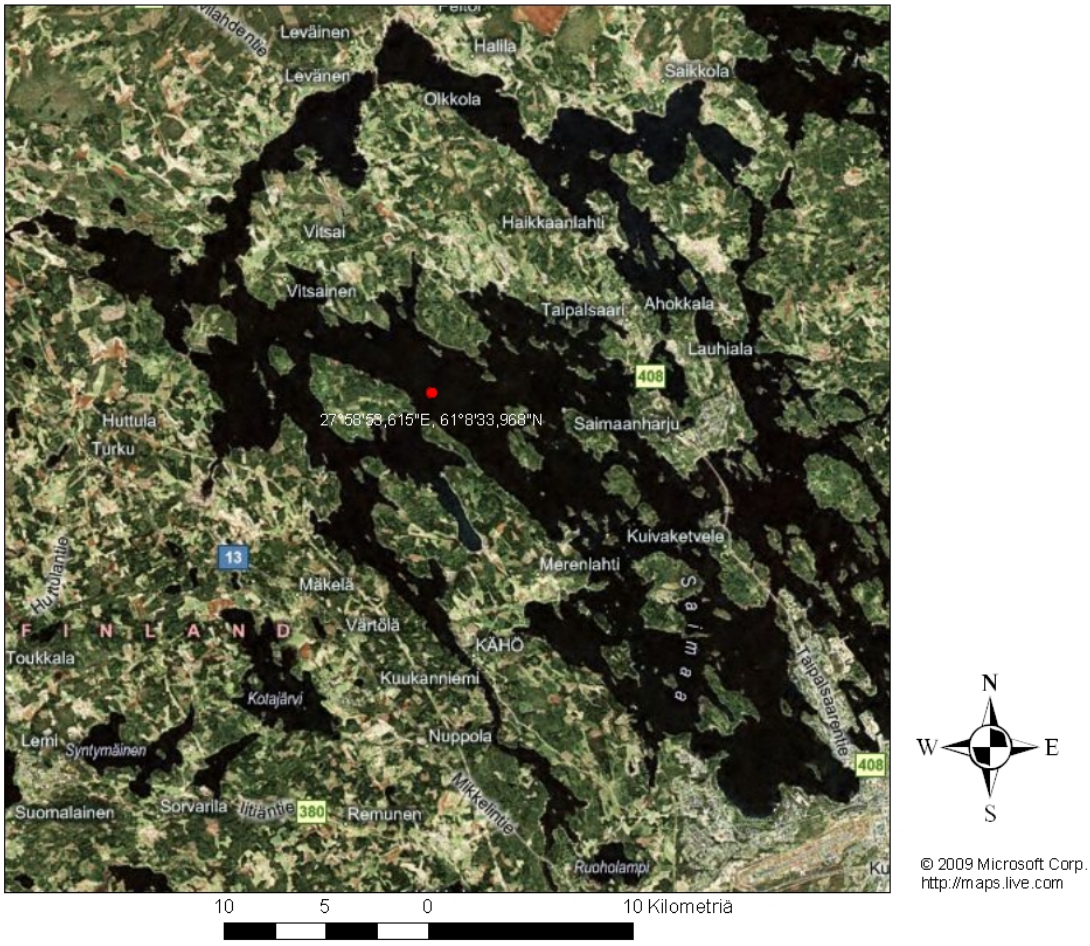
Käytetyn ajoitusmenetelmän ovat kuvanneet esimerkiksi Mattila ym. (2006). Sedimenttikerrokset ajoitettiin määrittämällä Cs-137:n suurimman pitoisuuden esiintymissyvyys sedimentissä. Sedimentin akkumulaatio- eli kertymänopeus laskettiin jakamalla tämän aikamerkin massasyvyys eli sedimentin kertymä (g/m^2) sen kertymiseen kuluneella ajalla. Oletukset Cs-137 menetelmään ja sen tuloksien käsittelyyn olivat seuraavat: suurin Cs-137 pitoisuus edustaa laskeuma-ajankohdalle läheistä aikaa, sedimentin kertyminen on ollut paikalla jatkuvaa ja tasaista, sedimentti ei ole sekoittunut näytteenotossa eikä sedimenttikerroksia puutu näytteistä.

3.3 VEDENLAADUN KEHITYS

Pien-Saimaan vedenlaadun arvioinnissa hyödynnettiin Omnidia -tietokantaohjelmaa, jolla laskettiin piilevänäytteille Van dam ym. (1994) kehittämä, vesistön rehevyyttä kuvaava lajiston ekologinen jakauma. Piilevälajit on näissä ns. spektreissä jaettu luokkiin sen mukaan minkälaista vedenlaatua lajit ilmentävät. Esimerkiksi rehevyyteen perustuvassa luokituksessa lajit on ryhmitelty kuuteen luokkaan oligotrofiasta-hypertrofiaan (karu-hyvin rehevä) sekä ns. indifferentteihin lajeihin, joiden runsauksiin veden rehevyystasolla ei ole juurikaan vaikutusta. Eri rehevyysluokkien suhteellisten

osuuksien muutokset näytteiden välillä kertovat muutoksista vedenlaadussa, tässä tapauksessa nimenomaan ravinnetasossa.

Vaikka piileväindeksit korreloivat usein voimakkaasti eri vedenlaadun parametrien kuten esim. kokonaisfosforin tai –typen kanssa, tarvitaan pitoisuuksien rekonstruoitiin erilaista lähestymistapaa. Pien-Saimaan Riutanselän kokonaisfosforipitoisuus rekonstruoitiin piileville määriteltyjen optimiarvojen avulla (Kauppila ym. 2002). Kauppila ym. (2002) ovat määritelleet lajikohtaiset optimipitoisuudet 200 piilevälajille, joiden perusteella voidaan painotetun keskiarvon (Weighted Averaging, WA) menetelmää hyödyntäen laskea kullekin näytteelle arvio kokonaisfosforipitoisuudesta. Pien-Saimaan aineistoon sovitettiin kaikkiaan neljää erilaista painotetun keskiarvon mallia. Eri mallit tuottavat yleensä hieman toisistaan poikkeavan tuloksen, joten tässä ilmoitetut arvot ovat laskennallisia arvioita, joihin sisältyy eri lähteistä peräisin olevaa epävarmuutta. Rekonstruoitujen pitoisuuksien tulkinnassa onkin syytä kiinnittää huomiota yksittäisten havaintojen sijaan erityisesti pitkän aikavälin trendiin.



Kuva 1. Sedimenttitutkimuksen näytteenottopisteen sijainti Pien-Saimaalla (punainen täplä) sekä näytepisteen koordinaatit.

3.4 EKOLOGISEN TILAN ARVIO

Pien-Saimaan Riutanselän ekologisen tilan arvioinnissa käytettiin menetelmänä prosenttista mallinkaltaisuutta (PMA). PMA on erityisesti pohjaeläintutkimuksissa todettu käyttökelpoiseksi menetelmäksi ekologisen tilan arviointiin, sillä sen avulla on voitu tehokkaasti havaita kuormitettujen vesistöjen lajiston poikkeamat luonnontilaisiin nähden (mm. Hämäläinen ym. 2007). Menetelmän etuna on, että se kuvaa muutosta lajistokoostumuksessa ja lajien runsaussuhteissa. Erilaiset indeksit ovat tyypillisesti ns. painespesifejä, eli ne kuvaavat muutosta eliöyhteisössä vain jonkin tietyn ihmistoiminnan aiheuttamana (mm. orgaaninen kuormitus). Sen sijaan PMA mittaa erilaisten ihmistoiminnan vaikutuksia kokonaisuudessaan jotka summautuvat lajiston ja lajien runsaussuhteiden poikkeamiin. Piileväindeksit on yleensä kalibroitu veden kemialliseen laatuun nähden, joten ne eivät myöskään kerro vesistön ekologisesta tilasta. PMA-menetelmän perustana on, että luonnontilaa edustavilta vesistöiltä selvitetään tutkittavan eliöyhteisön koostumus, josta muodostetaan ns. malliyhteisö. Käytännössä malliyhteisö muodostetaan laskemalla vertailupaikoilta havaituille lajeille keskimääräinen runsaus, ja malliyhteisöä verrataan kuormitettujen vesistöjen näytteistä havaittuun lajistoon (mm. Hämäläinen ym. 2007). Poikkeama lajistokoostumuksessa ja lajirunsauksissa laskee ekologista tilaluokkaa. Paleolimnologisissa tutkimuksissa vertailutila on mahdollista määritellä saman järven luonnontilaisen aikakauden näytteistä. Pien-Saimaan aineistossa vertailu- eli ns. malliyhteisö muodostettiin sedimenttiprofiilin neljästä alimmasta määritetystä näytteestä (viipaleet 25, 27, 29 ja 30). Näissä neljässä näytteessä havaituille piilevälajeille laskettiin keskimääräinen runsaus. Ekologisen tilan arvio laskettiin vertaamalla malliyhteisöstä ja profiilin yläosan näytteistä (1-5 sekä 25-30) laskettuihin PMA-arvoihin, jakamalla näytteiden havaittu PMA-arvo malliyhteisön odotetulla PMA-arvolla (observed/expected, O/E). Luonnontilaa edustavien näytteiden (25-30) avulla määritettiin myös hyvän ja erinomaisen tilan raja, joka asetettiin näiden näytteiden O/E-arvojen vaihteluvälin alakvartiiliin, eli 25%:iin. Sedimenttiprofiilin viiden ylimmän näytteen perusteella arvioitiin tämän jälkeen järven viimeaikaista ekologista tilaa. Viisi ylintä näytettä edustavat ajoituksien perusteella viimeisten kymmenen vuoden aikakautta.

4 TULOKSET

4.1 SEDIMENTTIKERROSTEN AJOITUS

Sedimenttinäytteistä mitatut Cs-137 pitoisuudet vaihtelivat välillä 20 – 50 Bq/kg märkäpainoa kohti ja 168 – 335 Bq/kg kuivapainoa kohti laskettuna (liite 1). Korkeimmat pitoisuudet voitiin mitata syvyydeltä 12-14 cm eli näytteistä 13 cm ja 14 cm ja menetelmäoletusten perusteella vuosi 1986 sijoittui siis tuolle syvyysvälille, vaikka aikamerkki erottui profiilista vain kohtuullisesti. Sedimentin Cs-137 pitoisuuksiin ja profiiliin vaikuttavat monet eri tekijät kuten laskeuman, sedimentin kertymänopeus ja sedimentin ominaisuudet (Blomqvist 1985, Duursma ja Gross, 1971, Ilus ym., 1993, Crusius ja Anderson, 1995a ja b, Mattila ym. 2006). Näiden tekijöiden vaikutus Cs-137 profiiliin saattaa korostua hyvin vesipitoisissa ja huokoisissa sedimenteissä kuten Riutanselällä, jonka sedimentni vesipitoisuus oli yli >80 % vielä 30 cm:n syvyydessä (liite 1).

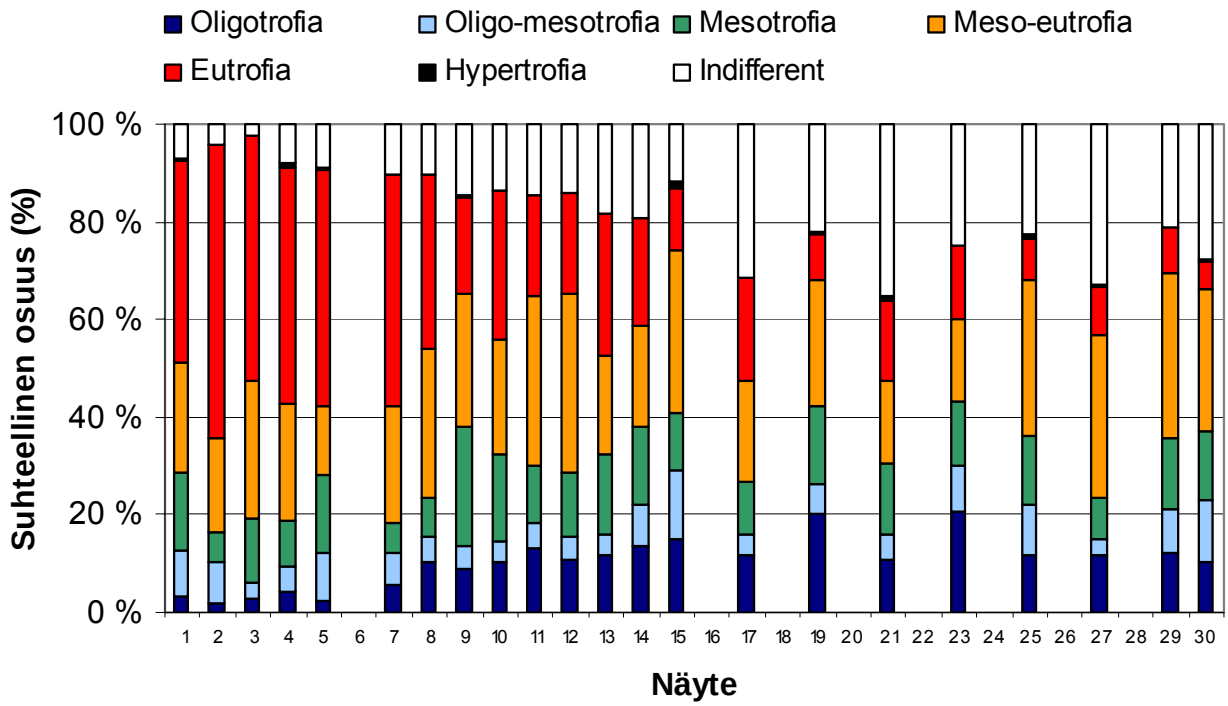
Sedimentin kuiva-ainepitoisuuksien perusteella sedimentin kertymänopeudeksi Riutanselän näytteenottopaikalla voitiin arvioida noin 790 – 980 g/m^2 vuodessa ja keskimäärin noin 880 g/m^2 vuodessa sedimentin kuiva-aineena mitattuna. Kertymänopeudet ovat Suomen järville varsin korkeita (vertaa esim. Mäkinen ym. 2009) ja lähes samaa tasoa kuin esimerkiksi monille Suomenlahden tutkimuspaikoille on aikaisemmin voitu arvioida (Mattila ym. 2006).

Näiden tietojen perusteella arvioitiin sedimenttikerrosten ikä ennen ja jälkeen 1980-luvun (liite 2). Menetelmän oletuksena on tasainen kertymänopeus koko ajoitettavalla ajanjaksolla (liite 2, oletus A). Kertymänopeus on kuitenkin hyvin todennäköisesti kiihtynyt 1960-luvun jälkeen valuma-alueen ojitusten sekä vesien rehevöitymisen myötä, mistä johtuen tasaisen kertymänopeuden oletus ei välttämättä pidä paikkaansa. Tämän tekijän vaikutusta ajoitustuloksiin pyrittiinkin arvioimaan olettamalla kertymänopeus maltillisesti 30 % pienemmäksi ennen 1970-lukua (liite 2, oletus B). Vakiollisella kertymänopeudella sedimenttikerrokset 30 cm:n syvyydellä ajoittuivat 1930-luvulle, kun taas pienemmällä kertymänopeudella arvioituna ne sijoittuivat 1910-1920-lukujen taitteeseen. 1960- luku näyttäisi sijoittuvan syvyyksille 19-20 cm.

4.2 VEDENLAADUN KEHITYS

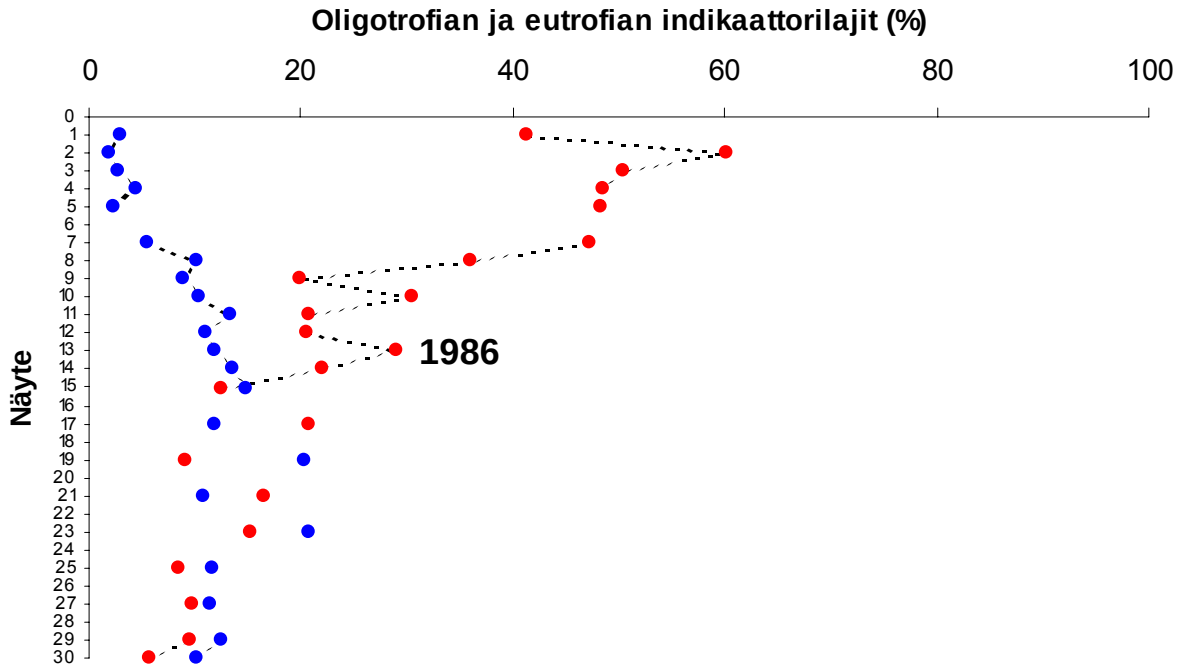
Pien-Saimaan Riutanselän piilevänäytteiden perusteella järven lajistossa on tapahtunut pitkällä aikavälillä selviä muutoksia. Sedimenttiprofiilin alimpien, eli luonnontilaa edustavien näytteiden lajistossa dominoivat mm. *Cyclotella rossii*, *Aulacoseira islandica*, *Tabellaria flocculosa*, *Achnanthes minutissima* ja *Fragilaria construens*-lajit. Sen sijaa sedimenttiprofiilin yläosassa, joka kuvaa viime vuosia ja vuosikymmeniä, lajistossa olivat hallitsevina mm. *Cyclotella pseudostelligera*, *Aulacoseira italica*, *Cyclostephanus dubius*, *Cyclotella comta*, *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa* ja *Fragilaria capucina*-lajit. Ravinteisuutta kuvaavan ekologisen jakauman (Van Dam ym. 1994) perusteella karua vedenlaatua ilmentävien lajien suhteellinen runsaus on pitkällä aikavälillä pienentynyt ja vastaavasti rehevää vedenlaatua ilmentävien lajien

osuus kasvanut (kuvat 3 ja 4). Cesium-ajoituksen perusteella vuosi 1986 ajoittui profiilissa 13. näytteeseen (kuva 4). Näin ollen Pien-Saimaan selkein rehevöitymiskehitys voidaan katsoa alkaneen jo 1980-luvun alusta. Tosin merkkejä ihmistoiminnan vaikutuksesta on havaittavissa jo ennen 70- ja 80-lukujen vaihdetta.



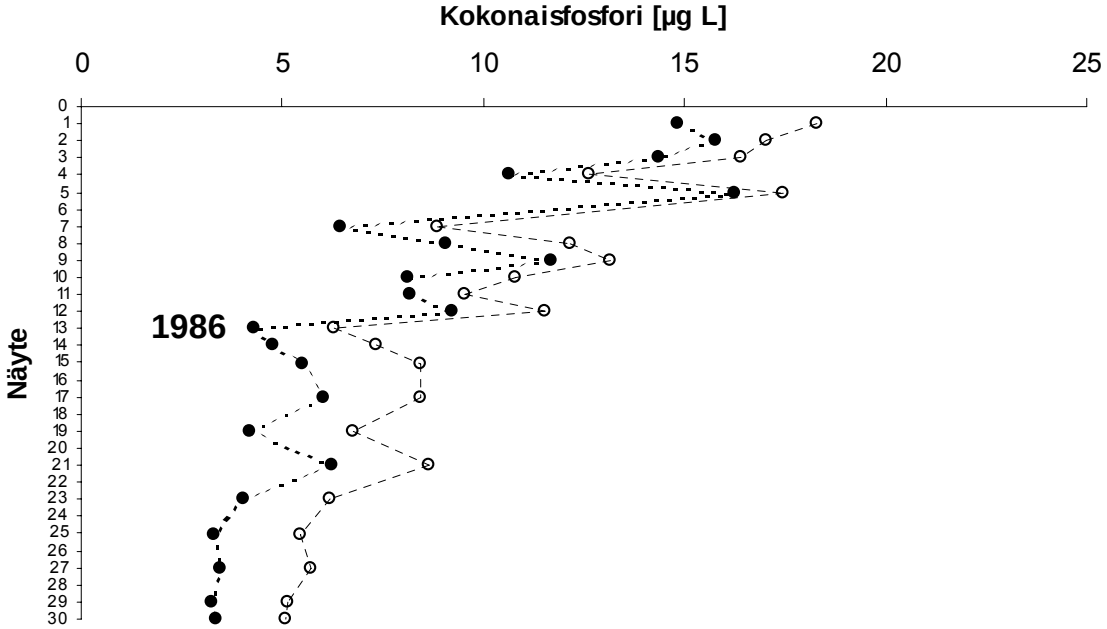
Kuva 3. Pien-Saimaan Riutanselän sedimenttinäytteiden piilevien jakautuminen ravinteisuutta ilmentäviin ryhmiin (oligotrofinen eli karu – hypertrofinen eli hyvin rehevä).

Kelly ym. (2008) käyttivät piileviä vesistöjen ekologisen tilan arvioinnissa ja asettivat hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan rajan piileviin perustuvassa tilaluokittelussa kohtaan, jossa karua ja rehevää vedenlaatua ilmentäviä piilevälajeja oli suhteellisesti yhtä paljon. Tämän lähtökohdan perusteella Pien-Saimaan Riutanselän ekologinen tila olisi muuttunut hyvästä tyydyttävään jo 1980-luvulla (kuva 4). Karua ja rehevää vedenlaatua ilmentävien lajien suhteelliset runsaudet antoivat myös viitteitä siitä, että profiilin alimmissa näytteissä ei ollut havaittavissa juurikaan merkkejä ihmistoiminnan vaikutuksista. Koska sedimenttikerrosten ajoituksien perusteella profiilin alimmat kerrokset edustivat 1900-luvun alun vuosikymmeniä, voidaan näiden näytteiden arvioida edustavan ainakin lähes luonnontilaista aikakautta.



Kuva 4. Pien-Saimaan Riutanselän sedimenttinäytteiden karua (siniset täplät) ja rehevää (punaiset täplät) vedenlaatua ilmentävien piilevälajien suhteelliset runsaudet näytteissä. Cesium-ajoitukseen perustuen vuosi 1986 on myös osoitettu.

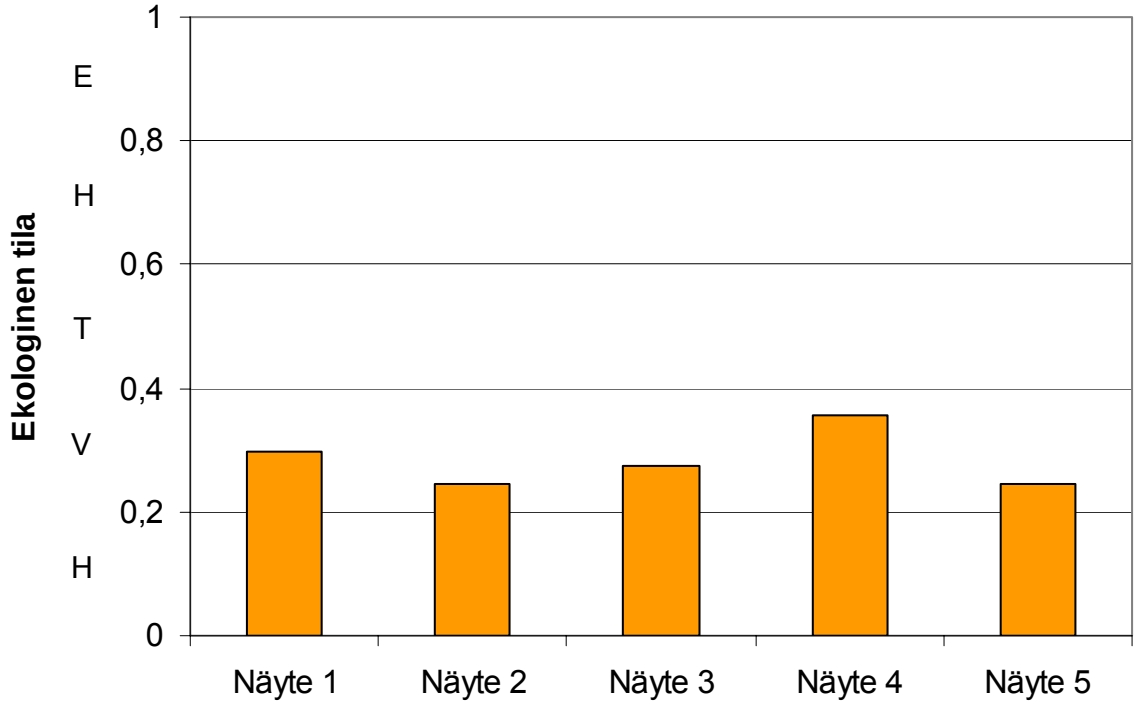
Pien-Saimaan vedenlaatua seurataan ympäristöhallinnon toimesta sekä alueen velvoitetarkkailuun liittyen. Seurannat aloitettiin 1960-luvulla, joten aikasarja on melko pitkä, mutta ei ulotu aikaan ennen ihmistoiminnan vaikutuksia. Laine (2002) arvioi Pien-Saimaan vedenlaadun muuttuneen ensimmäisen kerran ihmisen vaikutuksesta jo 1920- ja 1930-luvuilla, jolloin keskeisenä kuormittajana oli Kaukaan tehdas. Kaukaan vaikutuksen katsotaan ulottuneen aina Taipalsaaren kirkonkylän edustalle asti. Tämän tarkempaa tietoa Riutanselän ja sen lähialueiden vedenlaadusta 1900-luvun alkupuoliskolta ei ole ollut saatavilla. Riutanselän sedimenttinäytteen piilevälajistosta rekonstruoitu veden kokonaisfosforipitoisuus osoitti Pien-Saimaan olleen aikoinaan karu (kuva 5). Eri mallien perusteella laskettu keskimääräinen fosforipitoisuus on luonnontilaisena aikakautena ollut n. 4-5 µg L, kun se nykyään on noin kolminkertainen, eli keskimäärin hieman yli 15 µg L. Kokonaisfosforipitoisuuden rekonstruktio on hyvin yhdenmukainen rehevyyttä ilmentävien lajien runsauksien kanssa (kuvat 4 ja 5). Pearsonin korrelaatiotestin perusteella kokonaisfosforin ja eutrofiaa ilmentävien lajien runsauden välinen positiivinen korrelaatio oli voimakas (r^2 = 0.896, p < 0.0001). Muutoksia Riutanselän vedenlaadussa oli havaittavissa jo sedimenttiprofiilin näytteissä 13-21, joka cesium-ajoituksen perusteella vastasi ajanjaksoa 1960-luvun alusta 1980-luvun puoliväliin.



Kuva 5. Pien-Saimaan Riutanselän rekonstruoitu kokonaisfosforipitoisuus (kok. P µg L) eri aikakausina. Mustat ja valkoiset pisteet kuvaavat eri mallien ääriarvoja.

4.2 EKOLOGISEN TILAN ARVIO

Piilevälajistossa tapahtuneet ajalliset muutokset oli havaittavissa myös Riutanselän ekologisessa tilassa. PMA-menetelmän perusteella arvioituna sedimentin viiden ylimmän näytteen piilevälajisto ilmensi välttävää tilaa (kuva 6). Tulos on johdonmukainen huomioiden edellä esitetyt vedenlaadun muutokset, jonka perusteella ravinnepitoisuudet Riutanselällä ovat moninkertaiset luonnontilaan nähden. Kellyn ym. (2008) luokitteluperusteen mukaan tila Riutanselän tila heikkeni hyvästä tyydyttävään jo 1980-luvulla ja negatiivinen kehitys jatkui vielä tämän jälkeen, joten nykyinen tila on lähempänä välttävää kuin tyydyttävää, kuten PMA-menetelmä osoitti. Ekologisen tilanarvion perusteella Pien-Saimaan tila ei ole kuitenkaan viimeisen 10 vuoden aikana (eli ylimmät viisi näytettä) aikana enää juuri muuttunut.



Kuva 6. Pien-Saimaan Riutanselän viimeaikainen ekologinen tila sedimenttinäytteen viiden ylimmän näytteen perusteella. Tilaluokat huonosta (H) erinomaiseen (E) on osoitettu kirjaintunnuksin.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Pien-Saimaan Riutanselän sedimenttitutkimus osoitti, että piilevät soveltuvat hyvin järvien pitkän aikavälin vedenlaadun ja ekologisen tilan arvioimiseen. Riutanselän piilevälajisto on kuluneiden 80-100 vuoden aikana muuttunut merkittävästi, ja heijastelee järven rehevöitymiskehitystä. Luonnontilassaan Pien-Saimaa on ollut karu (kok. P n. 4-5 µg L), mutta nykyisin ravinnepitoisuudet ilmentävät keskirehevää (mesotrofista) vedenlaatua. Muut vesianalyysitulokset huomioituna Riuitanselän alue on luokiteltu veden kemiallisen laadun suhteen tyydyttäväksi. Piileväanalyysien perusteella ensimmäisiä muutoksia Riutanselän vedenlaadussa oli havaittavissa jo 1900-luvun puolivälin aikoihin, mutta voimakkain rehevöitymiskehitys ajoittui 1980-luvun jälkeiseen aikaan. Tähän ajankohtaan sijoittui myös järven tilan heikentyminen hyvästä tyydyttävään tilaan. Viime vuosien ja vuosikymmenen piilevälajisto ilmensi vain välttävää ekologista tilaa.

Euroopan Unionin vesipolitiikan puitedirektiivin edellyttää, että pintavedet tulisi saattaa hyvään kemialliseen ja ekologiseen tilaan vuoteen 2015 mennessä. Pien-Saimaan osalta tämä edellyttää kunnostustoimia sekä valuma-alueen vesiensuojelutoimenpiteitä. Isojen vesistöjen, kuten Pien-Saimaan kohdalla kehityssuunnan muuttaminen ei ole helppoa, vaan tulee todennäköisesti viemään aikaa ja vaatimaan taloudellisia panostuksia. On huomattava, että myös negatiivinen kehitys on tapahtunut pitkällä aikavälillä, vaikka näkyvimmät oireet järven tilasta ovat olleet viime

vuosien sinileväkukinnat. Kaakkois-Suomen ympäristökeskus onkin arvioinut, että läntisen Pien-Saimaan osalta hyvän tilan saavuttaminen tulee vaatimaan lisäaikaa vuoteen 2021.

VIITTEET

Blomqvist S., 1985. Reliability of core sampling of soft bottom sediment - an in situ study. Sedimentol., 32: 605-612.

Crusius J. ja Anderson R. F., 1995a. Evaluating the mobility of Cs-137, Pu-239+240 and Pb-210 from their distributions in laminated lake sediments. J. Paleolimn. 13: 119-141.

Crusius J. ja Anderson R. F., 1995b. Sediment focusing in six small lakes inferred from radionuclide profiles. J. Paleolimn. 13: 143-155.

Duursma E. K. ja Gross M. G., 1971. Marine sediments and radioactivity. - Teoksessa: National Academy of Sciences; Radioactivity in the Marine Environment: 147-160. U.S.A., Washington DC.
Håkanson L. ja Jansson M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag. Berlin. 316 s.

Ilus E., Puhakainen M. ja Saxén R., 1993. Gamma-emitting radionuclides in the bottom sediments of some Finnish lakes. STUK-A112. 45 s.

Ilus E., Niemistö L. ja Bojanowski R., 1995. Radionuclides in sediment and suspended particulate matter.-Teoksessa: Radioactivity in the Baltic Sea 1984 - 1991: 69-92. Baltic Sea Environment Proceedings. No. 61. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission.

Kankaanpää H., Vallius H., Sandman O. and Niemistö L., 1997. Determination of recent sedimentation in the Gulf of Finland using 137 Cs. Oceanologica Acta. 20(4): 1-14.

Kansanen P. H., Jaakkola T., Kulmala S. ja Suutarinen R., 1991. Sedimentation and distribution of gamma-emiting radionuclides in bottom sediments of southern Lake Päijänne, Finland, after the Chernobyl accident. Hydrobiol. 222: 121-140.

Kauppila, T., Moisio, T. & Salonen, V-P. 2002. A diatom-based inference model for autumn epilinetic total phosphorus concentration and its application to a presently eutrophic boreal lake. Journal of Paleolimnology 27: 261-273.

Kelly, M., Juggins, S., Guthrie, R., Pritchard, S., Jamieson, J., Rippey.,B., Hirst, H. & Yallop, M. 2008. Assessment of Ecological Status in U.K. rivers using diatoms. Frehwater Biology 53: 403-422.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, K. 1986-1991. Bacillariophyceae. Süβwasserflora von Mitteleuropa, 2 (1-4). Fischer, Stuttgart, Germany.

Laine, P. 2001. Kohti vesiensuojelun aikaa. Veden laadun muutokset eteläisellä Saimaalla. Acta Universitatis Lappeenrantaensis 111, 264 s.

Mattila J, Kankaanpää H, Ilus E., 2006. Estimation of recent sediment accumulation rates in the Baltic Sea using artificial radionuclides 137Cs and 239,240Pu as time markers. Boreal Environmental Research; 11: 95-107.

Mäkinen, J., Kauppila, T., Loukola-Ruskeeniemi, K., Mattila, J. ja Miettinen, J., 2009. Impacts of point source and diffuse metal and nutrient loading on three northern boreal lakes. Journal of Geochemical Exploration. (painossa).

Prygiel, J. & Coste, M. 1993. The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. Hydrobiologia 269/270: 343-349.

Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28: 117-133.

Whitton, B. A., Rott, E. & Friedrich, G. (eds.) 1991. Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 193 s.

Riutanselän sedimenttinäytteistä mitattuja pitoisuuksia. **LIITE 1**

(cm)	Näyte MP (g)	Kuiva-aine %	Näyte KP (g)	Cs-137 (Bq/kg MP)	Cs-137 (Bq/kg KP)
1	185.90	6	11.7	21	325
2	183.48	7	13.6	21	285
3	177.17	8	14.7	23	276
4	191.66	9	18.0	28	301
5	171.75	11	18.5	26	241
6	207.28	11	22.8	32	294
7	187.33	12	22.5	27	227
8	198.65	13	25.0	35	275
9	199.37	13	25.9	37	281
10	199.51	13	26.7	34	256
11	198.96	14	27.7	39	283
12	209.52	14	29.3	40	282
13	207.33	15	30.5	49	335
14	207.66	15	31.8	50	324
15	219.94	16	34.1	36	232
16	210.81	16	34.2	40	248
17	214.00	16	34.7	27	168
18	215.31	17	36.2		
19	202.11	17	35.2		
20	212.65	17	36.8		
21	211.75	18	37.3		
22	206.92	18	36.6		
23	215.59	18	37.7		
24	219.81	18	38.5		
25	214.05	17	37.2		
26	217.45	18	38.7		
27	200.39	17	33.9		
28	216.39	18	37.9		
29	209.09	18	37.2		
30	209.51	18	37.9		
31	217.11	19	40.8		
32	191.28	18	34.4		

Riutanselän sedimenttikerrosten ajoitustuloksia. **LIITE 2**

A=oletus vakio kertymänopeus
B=oletus, kertymänopeus 30% pienempi ennen 1970-lukua
Ikä ja ajoitus ilmoitettu vuosina

(cm)	viipaleikä (A)	Ajoitus (A)	Vuosi (A)	viipaleikä (B)	Ajoitus (B)	Vuosi (B)
1	1.0	1.0	2008	1.0	1.0	2008
2	1.1	2.1	2007	1.1	2.1	2007
3	1.2	3.3	2006	1.2	3.3	2006
4	1.5	4.7	2005	1.5	4.7	2005
5	1.5	6.2	2003	1.5	6.2	2003
6	1.9	8.1	2001	1.9	8.1	2001
7	1.8	9.9	1999	1.8	9.9	1999
8	2.0	12.0	1997	2.0	12.0	1997
9	2.1	14.1	1995	2.1	14.1	1995
10	2.2	16.3	1993	2.2	16.3	1993
11	2.3	18.5	1991	2.3	18.5	1991
12	2.4	20.9	1988	2.4	20.9	1988
13	2.5	23.4	1986	2.5	23.4	1986
14	2.6	26.0	1983	2.6	26.0	1983
15	2.8	28.8	1981	2.8	28.8	1981
16	2.8	31.6	1978	2.8	31.6	1978
17	2.8	34.4	1975	2.8	34.4	1975
18	3.0	37.4	1972	3.0	37.4	1972
19	2.9	40.2	1969	4.1	41.5	1968
20	3.0	43.2	1966	4.3	45.8	1964
21	3.0	46.3	1963	4.3	50.1	1959
22	3.0	49.3	1960	4.3	54.4	1955
23	3.1	52.4	1957	4.4	58.8	1951
24	3.1	55.5	1954	4.5	63.3	1946
25	3.0	58.5	1951	4.3	67.6	1942
26	3.2	61.7	1948	4.5	72.1	1937
27	2.8	64.5	1945	3.9	76.1	1933
28	3.1	67.5	1942	4.4	80.5	1929
29	3.0	70.6	1939	4.3	84.8	1925
30	3.1	73.7	1936	4.4	89.2	1920
31	3.3	77.0	1932	4.8	94.0	1915
32	2.8	79.8	1930	4.0	98.0	1911