

Vesien ekologinen tila ja piilevyhteisöt sen kuvaajina

Aino Juutinen

LuK-tutkielma

Biologian tutkinto-ohjelma

Oulun yliopisto

Elokuu 2021

Vesien ekologinen tila ja piilevyhteisöt sen kuvaajina

Aino Juutinen

LuK-tutkielma

Biologian tutkinto-ohjelma

Oulun yliopisto

Elokuu 2021

Tiivistelmä

Pintavesiemme tilaa on tarkkailtu ja arvioitu jo vuosikymmeniä. Suurien ekosysteemien ja laajojen alueiden arviointi on kuitenkin haastavaa, joten arvioinnissa pyritään käyttämään sellaisia lajeja tai lajiryhmiä, joiden tila ilmentäisi mahdollisimman hyvin tarkasteltavan vesistön ekologista tilaa. Yhtenä tällaisena organismina vesistöjen tilaseurannassa toimivat piilevät, joiden lyhyt sukupolvenväli sekä nopea vaste elinympäristössä tapahtuviin muutoksiin tekevät niistä hyviä indikaattorilajeja. Piileviä esiintyy kaikkialla missä on niille tarpeeksi valoa ja kosteutta kasvaa, mikä mahdollistaa eri tarkastelukohteiden vertailun keskenään. Piilevien kuoret säilyvät hapettomassa sedimentissä vuosikymmeniä, joten vertailu myös menneeseen tilaan on mahdollista. Piileviä on helppoa ja edullista tutkia näytteenoton näkökulmasta, mutta niiden määrittäminen vaatii asiantuntijuutta. Mahdolliset erot määrittämisessä ovat potentiaalinen virhelähde, joka vaikeuttaa havaintoaineistojen vertailua.

Vesien tilan arviointia tehdään paljon myös vesipuitedirektiivin ulkopuolella, mutta vesipuitedirektiivin myötä Suomessakin on annettu uusia asetuksia ja säädöksiä, joilla voitaisiin parantaa vesien tilaa sekä lisätty näihin tavoitteisiin tähtääviä toimia. Tärkeimpinä säädöksinä toimivat vesienhoitolaki sekä sen pohjalta annettavat asetukset. Vesistöjen ekologisen tilan arvioinnissa piilevät toimivat yhtenä biologisena laatutekijänä järvi- ja jokivesissä, ja yhdessä muiden tekijöiden kanssa määrittelevät vesistön ekologisen tilan. Piileväindeksejä on erilaisia, suurimman osan perustuessa taksoneihin ja niiden runsaussuhteisiin. Piileväyhteisöjen suhteellisia koostumuksia ja runsauksia käytetään ilmentämään ympäristönsä tilaa, sillä tiedetään, että eri lajit ovat herkkiä erilaisille ympäristön muutoksille. Muutos yhteisössä voisi kertoa mahdollisesta häiriöstä ja näin kuvata myös vesistön tilaa. Piilevien yksittäisiä ominaisuuksia käytetään myös indikaattoreina, esimerkiksi raskasmetallien on huomattu aiheuttavan piilevissä epämuodostumia.

Vaikka piileviä löytyy lähes kaikkialta kosteista ympäristöistä, tulisi piileväindikaattorien valinnassa huomioida tarkasteltavan elinympäristön laatu, ja valita käytettävät indeksit sen mukaan. Vesien tilan seurannan lisääntyessä kansainvälisesti, on indeksejä alettu soveltaa alueille, joissa luonnollinen vaihtelu on suurempaa kuin alueella mihin indeksi perustuu. Tämän seurauksena virheet näistä indikaattoreista vedettävissä johtopäätöksissä ovat ilmeisiä. Monien piilevälajien suhteen tulisi tehdä enemmän tutkimusta, jotta tiedettäisiin varmasti, mistä ympäristön ominaisuudesta tai muutoksesta tarkasteltava laji indikoi. Uudet DNA-menetelmät ja yhteiset tietokannat indikaattoreille edistävät piilevätutkimusta, joten niiden indikaattoriarvot todennäköisesti paranevat tulevaisuudessa ennestään.

Sisällysluettelo

Johdanto	4
Vesiekosysteemit	5
Seisovat vedet.....	6
Virtaavat vedet.....	7
Häiriötekijät.....	7
Vesistöjen ekologinen tila ja -luokittelu	9
Vesipuitedirektiivi.....	9
Vesistöjen tilan arviointi ja luokittelu	10
Piilevät	11
Piilevien ekologiaa	13
Piilevien käyttö indikaattoreina.....	15
Vesipuitedirektiivin piileväindikaattorit ja menetelmät.....	16
Muita piileväindikaattoreita	18
Pohdinta	19
Virheet indekseissä	20
DNA-menetelmät.....	20
Interkalibraatio ja referenssiympäristöt	21
Lähdeluettelo.....	24

Johdanto

Vesiekosysteemit kattavat suuren osan maapallon pinta-alasta ja vastaavat noin puolesta koko maapallon primäärituotannosta (Chavez ym. 2011). Näissä elinympäristöissä elää monia erilaisia eliöitä: mikroskooppisen pieniä leviä ja planktoneliöitä, vesikasveja ja -sammalia, pohjaeläimiä sekä kaloja, matelijoita ja erilaisia nisäkkäitä. Yksi tapa tutkia näiden systeemien olemusta ja muutoksia on käyttää yksittäisiä eliöryhmiä, joiden reaktiot ympäristön muutoksiin kertovat ympäristön tilasta ja sitä kautta muidenkin lajien menestymisestä alueella.

Vesiekosysteemien biodiversiteetin arvioidaan heikentyvän nopeampaa tahtia kuin yhdenkään maaekosysteemin (Yang ym. 2021). Teollisen vallankumouksen myötä niin maaekosysteemeissä kuin vesiekosysteemeissä on käynnistynyt muutos, jossa ekosysteemit yrittävät sopeutua alati lisääntyviin ihmistoiminnan häiriöihin, jotka muokkaavat ympäristöjä nopeammin kuin koskaan aiemmin (Porter ym. 2013). Vesiekosysteemit kärsivät ilmastonmuutoksesta sekä maankäytön muutoksista, jotka vaikuttavat suoraan valuma-alueiden ja valunnan muutosten kautta vesiin tuhoamalla ja heikentämällä habitaatteja (Dudgeon ym. 2006). Vesiekosysteemit ovat suuria kokonaisuuksia, joihin vaikuttavat myös ympäröivät alueet. Vesiekosysteemien monimuotoisuuden suojelun kannalta ei ole vielä saatu selkeitä tuloksia siitä, millaisia habitaatteja suojelemalla biodiversiteetti pystytään säilyttämään (B-Béres ym. 2021). Vesipuitteidirektiivin (VPD) mukaan olisi pyrittävä kaikkien vesistöalueiden vesien hyvään tilaan, joka määritellään siten, ettei vesistöjen hydromorfologinen, hydrologinen, kemiallinen ja ekologinen tila saa poiketa kuin hieman tilanteesta, jossa vesistöissä ei ilmene ollenkaan antropogeenisiä, eli ihmistoiminnasta koituneita häiriöitä.

Suomessa vesienhoitotyö määräytyy vesienhoitolain (1299/2004) mukaan, ja tärkeä osa sitä on kuuden vuoden välein toteutettava joki-, järvi-, ja rannikkovesien ekologisen- ja kemiallisen tilan arviointi (Aroviita ym. 2019). Vesistöjen ekologista tilaa arvioidessa pyritään yksittäisistä tekijöistä koostamaan kattava arvio ekologisesta tilasta, ja löytämään keinoja soveltaa saatua tutkimustietoa myös muihin kohteisiin (Aroviita ym. 2019). Ihmistoiminnan vaikutuksia vesistöille ei voida täysin poistaa, sillä vesi on meille elinehto ja sen käyttö on mahdollistanut meille nykyisen elämäntavan (Dubois ym. 2018, Mooij ym. 2019). Vesien käyttöä tulisi kuitenkin pystyä tarkastelemaan kriittisesti sekä muuttamaan vähintään silloin,

kun haitat ylittävät vesistön käytöstä saavutettavat hyödyt. Sisävesialueiden suojeleminen on erityisen tärkeää, sillä ne sisältävät arvokkaita ympäristöjä monimuotoisuuden suhteen sekä mahdollistavat vesien hyödyntämisen sekä käytön (Dudgeon ym. 2006).

Yksi vesistöjen tilaa indikoivista lajiryhmistä ovat piilevät. Piilevillä on monia ominaisuuksia, jotka tekevät niistä oivia indikaattoreita vesistön tilalle: niillä on lyhyt sukupolvenväli ja ne reagoivat ympäristönsä muutoksiin nopeasti, niitä löytyy kaikista vesistä ja niiden tutkiminen on suhteellisen helppoa ja edullista (Smol & Stoermer, 2010). Piilevistä löytyy yksittäisiä lajeja ja lajiryhmiä, jotka ovat ekologisesti hyvin herkkiä sekä erikoistuneita elinympäristövaatimustensa suhteen, näin ollen luoden vahvan korrelaation vesistön tyyppiin ja tilaan, missä näitä lajeja esiintyy (Smol & Stoermer, 2010).

Tämän kandidaatintutkielman tavoitteena on 1) kertoa yleisesti makean veden vesistöistä ja niiden tilan tutkimisesta, 2) tarkastella piileviä indikaattoreina vesistöjen tilan arvioinnissa, sekä 3) pohtia, onko piilevien käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa perusteltua ja toimivaa.

Vesiekosysteemit

Erilaiset vesimuodostelmat kattavat maapallon pinta-alasta yli puolet. Vesiekosysteemeissä tuottajat ovat pääasiassa leviä, eivätkä kasveja, kuten maalla (Smol & Stoermer, 2010). Vesi eroaa elinympäristönä maasta monin tavoin, jolloin myös eliöitä rajoittavat abioottiset tekijät ovat osittain erilaisia. Vesiä elinympäristöinä tarkastellessa tärkeitä tekijöitä ovat lämpötila, paine, valon määrä sekä veden kemialliset ominaisuudet kuten pH-arvo, happipitoisuus, hiilidioksidi sekä vedessä esiintyvät ravinteet (Brönmark & Hansson, 2018). Vesiekosysteemeissä on tärkeää ottaa huomioon myös tuuli, veden sekoittuminen sekä kierto, ja erilaiset häiriötekijät kuten tulvat ja kuivuudet, unohtamatta ihmistoiminnan aiheuttamia häiriöitä.

Sisävesiekosysteemit voidaan jakaa virtaaviin sekä seisoviin vesiin. Lenttiset ekosysteemit eli seisovat vedet ovat makeanveden altaita, joihin monesti johtaa ja joista laskee pois joki. Järven ja lammien erona pidetään yleensä sitä, että järveen vaikuttaa tuuli vahvasti sen vettä sekoittaen, kun taas lammessa veden sekoittuminen on vähäisempää (Brönmark & Hansson, 2018). Virtaavat vedet eroavat seisovista vesistä alati liikkuvan vesimassan vuoksi, ja näitä loottisia ekosysteemejä ymmärtääkseen on tärkeää käsittää virtauksen, vesistön pohjan eli substraatin sekä lämpötilan vaikutus virtavesien toimintaan (Allan, 2007).

Seisovat vedet

Järvet jaotellaan tuottavuutensa mukaan oligotrofisiin, mesotrofisiin ja eutrofisiin järviin. Oligotrofiset järvet ovat karuja ja niukkaravinteisiä järviä, joissa perustuotanto on pientä, mutta vaikka eliöiden yksilömäärät ovat pieniä, on monimuotoisuus usein suurta. Oligotrofiset järvet ovat Suomessa hyvin usein dystrofisia järviä eli usein väriltään tummia humusjärviä. Humuksen väriaineet ovat happamia ja osaltaan siksi oligotrofiset järvet kestävät huonosti lisääntyntä happamoitumista (Mäenpää, 2011). Eutrofiset eli runsasravinteiset järvet ovat reheviä järviä, joissa perustuotanto on suuri, ja jossa esiintyy määrällisesti runsas joukko sitä hyödyntäviä eliöitä, mutta lajiversiteetti on tyypillisesti suhteellisen niukka. (Brönmark & Hansson, 2018). Eutrofiset järvet kärsivät myös useammin hapettomuudesta pohjassa (Brönmark & Hansson, 2018). Järven lämpötilakerrostuneisuus vaikuttaa hapen jakautumiseen enemmän runsasravinteisissä järvissä ja mitä rehevöityneempi järvi on, sen huonompi on happitilanne pohjalla. Järven korkea perustuotanto monesti myös vaikuttaa rehevien järvien väriin ja sitä myötä niiden samenessen, jolloin yhteyttämistä ei tapahdu enää yhtä syvällä ennen kuin kirkkaammassa vedessä ja pohjan hapettomuuden ongelmat pahenevat (Brönmark & Hansson, 2018). Mesotrofiset järvet kuuluvat ravinteisuutensa suhteen oligotrofisten ja eutrofisten järvien välimaastoon.

Suomen järviä vahvasti tyypittävä piirre on joka syksy ja kevät tapahtuva täyskierto, jossa järven vesimassa sekoittuu pystysuunnassa. Kesäisin ja talvisin järven vesi asettuu kerroksiksi, joiden välillä tapahtuu hyvin vähän veden ja ravinteiden kiertoa. Kesäisin päällysvesi sekoittuu, mutta harppauskerros ja sen alla oleva pohjakerros pysyvät lähes koskemattomina. Talvisin sama kerrostuneisuus toistuu, mutta jääkerros estää pintakerroksenkin sekoittumisen. Täyskiertojen avulla veden ravinne ja happipitoisuudet sekoittuvat ja näin ollen tasoittuvat veden eri kerroksissa (Brönmark & Hansson, 2018). Järvien ominaispiirteisiin vaikuttaa vahvasti myös valuma-alue, joka määrittelee järveen päätyvän veden määrän ja laadun. Valuma-alueelta veden mukana huuhtoutuu maaperän elollista ainesta, kiintoainesta ja ravinteita, jotka mahdollistavat vesiekosysteemien toiminnan, mutta toisaalta myös kuormittavat niitä kuljettamalla haitallisia aineita.

Virtaavat vedet

Virtaavat vedet ovat nimensä mukaisesti vesiä, jotka virtaavat painovoiman vaikutuksesta uomassaan, kuten joet, purot ja ojat. Uomat muodostavat yleensä uomaverkoston, jossa pienet uomat yhtyvät yhä suuremmiksi uomiksi näin muodostaen kuin lehtiruodin kuvion. Virtavesiä vahvasti tyypittävä piirre on niiden valuma-alue, eli se alue, josta uomaan kertyy vesi (Giller & Malmqvist, 1998). Koska vesi kulkee uomaverkostossa ja uomissa vain yhteen suuntaan, vaikuttavat yläjuoksun alueet väistämättä alajuoksun uomien tilaan. Vesimassa kuljettaa mukanaan ravinteita, sedimenttiä ja eliöitä. Virtavesien uomien habitaatit ovat usein hyvin laikuttaisia, sillä veden määrä ja virtaama vaihtelevat sekä paikallisesti että ajallisesti muuttaen uomien fysikaalis-kemiallisia ja hydrologisia oloja, joten niissä esiintyvä eliöstö on erikoistunut vaihtelevaan ympäristöön (Allan, 2007).

Virtavesistä puhuttaessa tärkeä malli on jokijatkumo, jolla pyritään selittämään loottisten ekosysteemien kokonaiskuvaa yläjuoksulta uoman suulle asti. Jokijatkumo toimii ajatuksella, että mitä pidemmälle uomaa kuljetaan, sitä leveämmäksi se muuttuu sivu-uomien liittyessä pääuomaan ja valuma-alueeseen. Jokijatkumo pyrkii kuvaamaan kokonaisuutta, jossa energian lähde ja eliöyhteisöt muuttuvat uoman kasvaessa ja hydrologisten, kemiallisten sekä biologisten tekijöiden muuttuessa (Vannote ym. 1980). Jokijatkumon alussa on kapea puro, jota puut varjostavat, jolloin uoman ulkopuolelta tuleva karkea orgaaninen aine toimii tärkeimpänä ravinnonlähteenä uomassa. Kun uoma levenee ja puusto vähenee, auringonvalon vaikutus mahdollistaa yhteyttämisen, jolloin pohjan perifyytit alkavat tuottamaan suurimman osan energiasta.

Häiriötekijät

Vesistöihin kohdistuu luonnollista häiriötä, joita ovat muun muassa tuuli, vesimassojen sekoittuminen ja kierto sekä tulvat ja alueiden kuivuminen (Brönmark & Hansson, 2018). Monet näistä luonnollisista häiriöistä ovat kuitenkin osa habitaattien ominaisuuksia, joihin niissä esiintyvät lajit ovat tottuneet. Luonnollisten häiriöiden lisäksi on ihmistoiminnan aiheuttamia häiriöitä. Vesistöihin vaikuttavat häiriötekijät ovat erityisen voimakkaita makean veden ekosysteemeissä, sillä vaikka valuma-alueelta tulevan kuormituksen vaikutukset

näkyvät myös merivesissä, sisävedet ovat pienempiä kooltaan kuin meret, jolloin niiden kyky laimentaa saasteiden pitoisuuksia tai lieventää muita vaikutuksia on huonompi (Dudgeon ym. 2006). Sisävedet sijaitsevat usein myös laaksoissa tai maanpinnan painanteissa, jolloin ne sijaintinsa takia vastaanottavat kaiken valunnan myötä kulkeutuvan kuormituksen (Dudgeon ym. 2006). Sisävesistä erityisesti virtaavat vedet ovat alttiita ilmaston lämpenemisen aiheuttamille häiriöille, koska ne reagoivat herkästi muutoksiin valunnassa. Virtavesien dynaamisuus ja fyysisesti haastavat olosuhteet pienentävät biotistien tekijöiden vaikutusta niihin, jolloin fyysisten häiriöiden vaikutus kasvaa (Sala ym. 2000).

Vesistöihin vaikuttavat ihmistoiminnasta aiheutuvat häiriötekijät voidaan jakaa viiteen ryhmään: vesistöjen ylikäyttöön, saasteisiin, virtaaman muokkaukseen, habitaattien tuhoutumiseen tai heikentymiseen sekä vieraslajien ilmaantumiseen (Dudgeon ym. 2006). Vesistöjen ylikäyttö koskee lähinnä selkärankaisia, mutta myös pohjan substraattien, kuten hiekan ja soran hyödyntämisen voi laskea kuuluvaksi vesistöjen ylikäyttöön (Tickner ym. 2020). Loput neljä näistä luokista vaikuttavat koko vesistön biodiversiteettiin (Dudgeon ym. 2006). Ilmaston lämpeneminen ja sitä myötä muutokset sadannassa ja valunnassa vaikuttavat myös vahvasti jokaiseen näistä kategoriasta. Vesistöjä ja niiden ominaisuuksia muokkaa ilmaston lämpeneminen ja siitä aiheutuvat muutokset, joiden vaikutuksia muut ihmistoiminnan aiheuttamat häiriöt voivat edelleen kiihdyttää (Tickner ym. 2020).

Valuma-alueelta tuleva kuormitus on Suomessa keskeinen vesistöjen tilaa heikentävä tekijä. Se voidaan jakaa ravinne- ja kiintoainekuormitukseen. Ravinnekkuormitus johtuu erityisesti maa- ja metsätalouden aiheuttamista typpi- ja fosforipäästöistä, mikä ovat suurin syy järvien rehevöitymiseen, josta erityisesti pienet järvet kärsivät (Mäenpää, 2011). Lisäksi eutrofisten järvien sisäinen kuormitus, jossa hapettomissa oloissa pohjan sedimentistä vapautuu fosforia järveen, aiheuttaa järveen rehevöitymisen noidankehän, jota on käynnistyttyään haastavaa saada loppumaan (Brönmark & Hansson, 2018). Kiintoainekuormitus taas vastaa virtaavien vesien suuresta ongelmasta, liettymisestä (Turunen ym. 2019). Virtavesiä kuormittavat monesti useat eri tekijät sekä niiden erilaiset yhdistelmät (Birk ym. 2020). Varsinkin virtavesiin vaikuttavat vahvasti myös niihin mahdollisesti rakennetut padot ja veden säätely sekä pohjan ruoppaukset (Dudgeon ym. 2006). Veden, ravinteiden ja sedimentin virtaus ovat tärkeitä tekijöitä virtavesien biodiversiteetin suhteen, ja kun näitä tekijöitä rajoitetaan, menetetään virtavesille tärkeä jatkumo sekä kytkeytyneisyys habitaattien pirstaloituessa (Tickner ym. 2020). Virtavesien valjastus ihmisten käyttöön on tuhonnut monia habitaatteja sekä estänyt eliöiden luonnollisen elinkierron virtavesien ja seisovien vesien välillä (Tickner ym. 2020).

Ravinnekuormituksen lisäksi vesistöissä näkyy kemiallista kuormitusta muun muassa tuholais- ja kasvimyrkyistä, raskasmetalleista, lääkejäämistä sekä muoveista (Tickner ym. 2020). Myös kaivostoiminnan vaikutuksesta aiheutuu mineraalikuormaa, joka osaltaan aiheuttaa muutoksia veden fysikaalis-kemiallisiin olosuhteisiin, esimerkiksi muutamalla veden pH-arvoa (Mykrä ym. 2021). Ilmaston lämpenemisen myötä lajien levinneisyysalueet siirtyvät pohjoiseen, mutta lämpeneminen mahdollistaa myös uusien vieraslajien levittäytymisen alueille, joilla niitä ei ole ennen tavattu. Ihmistoiminta on myös tärkeässä osassa vieraslajien leviämisen suhteen, ja niiden levittymisen arvellaankin olevan helpompaa muokatuissa vesistöissä, joissa habitaatit ovat jo muuttuneet luonnontilaisesta (Dudgeon ym. 2006).

Vesistöjen ekologinen tila ja -luokittelu

Vesipuitedirektiivi

Euroopan Unioni otti vuonna 2000 käyttöön direktiivin vesipolitiikan suuntaviivoista. Direktiivin tavoitteena on suojella, parantaa ja ennallistaa vesien tilaa niin, ettei niiden tila heikkene, ja että vesistöjen tila on vähintään hyvä koko EU:n alueella vuonna 2015 (Charles ym. 2021). Vesipuitedirektiivi pyrkii kokonaisvaltaiseen vesiekosysteemien hyvinvointiin, eikä pelkästään yksittäisten saasteiden tai haittatekijöiden poistoon (Hering ym. 2010). Vesipuitedirektiivi ei ollut kuitenkaan Suomessa toteutunut edes vuoteen 2019 mennessä, sillä pintavesien ekologisen tilan kartassa näkyy edelleen vesiä, joiden tila on tyydyttävä, välttävä tai jopa huono (Aroviita ym. 2019). Sama ilmiö on huomattu muuallakin Euroopassa, joten Euroopan komissio antoi lisää aikaa vesipuitedirektiivin vaatimusten saavuttamiseen vuoteen 2027 mennessä (Masouras ym. 2021).

Vuonna 2019 toteutetun arvioinnin perusteella suurin osa Suomen huonokuntoisista sisävesistöistä on Länsi- ja Etelä-Suomessa. Rannikkoalueilla tilanne on heikko lähes kaikkialla, 75 % rannikkovesien kokonaispinta-alasta on saanut huonomman arvion kuin hyvä (Mitikka & Mannio, 2019). Sisävesien tila ei ole muuttunut vuoden 2013 arvioinnista, mutta vastaavasti rannikkojen tilanne on heikentynyt. Suomen järvien pinta-alasta 87 prosenttia ja jokivesistä 68 prosenttia on hyvässä tai erinomaisessa tilassa (Aroviita ym. 2019). Suurin ongelma vesistöissä on edelleen rehevöityminen, joka näkyy varsinkin rannikkojen vesistöjen huonossa tilassa.

Vesipuitedirektiivi koskee koko EU:n aluetta, mutta eri EU-maissa otettu erilaisia keinoja käyttöön vesistöjen tilan arviointiin ja seurantaan. Vesipuitedirektiivi määrittelee tilaluokat ja mitkä tavoitteet vesien tilan suhteen pitäisi saavuttaa, mutta se ei ohjeista miten, tai mitä mittauksia pitäisi käyttää tilan arvioinnissa. Useissa maissa on valittu indeksit ja mittaukset sen mukaan, mitä mittareita on käytetty aikaisemmin, mikä aiheuttaa haasteita eri maiden tilanteiden vertailuun (Birk ym. 2012).

Vesistöjen tilan arviointi ja luokittelu

Vesistöjen tilan arvioinnissa ja luokittelussa päämääränä on selvittää ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset vesialueisiin (Hering ym. 2010). Tilan arviointi perustuu ekologiseen ja kemialliseen tilaan, joista huonompi määrää lopullisen tilaluokan (Charles ym. 2021). Ekologisen tilan luokittelussa tarkastellaan erityisesti biologisia laatutekijöitä, joita ovat kasviplankton, piilevät, makrolevät, vesikasvit, pohjaeläimet ja kalat (Masouras ym. 2021). Ekologisen tilan arvioinnissa otetaan biologisten laatutekijöiden lisäksi huomioon myös fysikaalis-kemialliset tekijät, kuten kokonaisravinteet, lämpö- ja happiolot sekä näkösyvyys, ja hydromorfologiset tekijät, kuten virtausolot, pohja- ja rantavyöhykkeen rakenne, pohjaveden vaikutus sekä vaellusesteet (Aroviita ym. 2019). Havaittua tilannetta verrataan olosuhteisiin, joissa on enintään hyvin vähän antropogeenista vaikutusta, eli niin kutsuttuun referenssitilaan (Masouras ym. 2021) Vesistön ekologinen tila voi saada arvon erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä tai huono.

Kemiallista tilaa arvioidaan tutkimalla vedessä esiintyvien vaarallisten ja haitallisten aineiden pitoisuuksia ja vertaamalla niitä lainsäädännön ympäristölaatunormeihin. Ympäristölaatunormit on asetettu 53 aineelle tai aineryhmälle, jotka ovat vaarallisia tai myrkyllisiä vesistöissä. Kemiallisen tilan perusteella vesiä ei määritellä viiteen eri kategoriaan kuten pintaveden ekologista tilaa arvioidessa, vaan vesistöjen kemiallinen tila on joko hyvä tai sitä huonompi (Aroviita ym. 2019).

Jotta erilaisten vesimuodostumien määrittely olisi mielekästä, on pintavedet jaettu maantieteellisten ja luonnontieteellisten piirteidensä mukaan tyypeiksi, jotta jokaiselle tyyppille voidaan asettaa tilaa koskevat tavoitteet sekä ekologisen luokituksen luokkarajat eri tyyppien luontaisten ominaisuuksien mukaan (Hering ym. 2010). Eri vesimuodostumille on myös määritelty erilliset referenssiympäristöt, joihin tilaa verrataan (Kotamäki ym. 2019).

Sisävesiä tyypiteltäessä tärkeitä erottavia tekijöitä ovat valuma-alueen maaperä, vesistön koko, syvyys ja järvissä otetaan huomioon myös viipymä. (Aroviita ym. 2019).

Eri vesimuodostelmien vesipuitedirektiivin mukaista ekologista tilaa tarkasteltaessa otetaan huomioon erilaisia laatutekijöitä. Yhdistävät tekijät jokivesissä, järvissä ja rannikkovesissä ovat fysikaalis-kemialliset tekijät, hydrologis-morfologiset tekijät sekä pohjaeläimet. Niiden lisäksi järvivesissä tarkastellaan kasviplanktonia, piileviä, vesikasveja ja kaloja. Jokivesissä tarkastelusta puuttuu kasviplankton sekä vesikasvit, ja rannikkovesissä piilevät ja kalat (Aroviita ym. 2019).

Vesistöjä tyypitellessä oman ryhmänsä muodostaa myös niin kutsutut KeVoMu-vedet, eli keinotekoisesti tai voimakkaasti muutetut vesimuodostumat (Aroviita ym. 2019). Nykyohjeistuksen mukaisesti KeVoMu -vedeksi määritellään sellainen vesimuodostuma, jossa hyvää ekologista tilaa ei ole mahdollista saavuttaa aiheuttamatta merkittävää haittaa vesistön tärkeälle käyttömuodolle (Hering ym. 2010). Keinotekoinen vesimuodostelma voi olla esimerkiksi tekojärvi ja voimakkaasti muutettu vesimuodostuma puolestaan sähköntuotantoon valjastettu joki.

Piilevät

Piilevät (luokka *Bacillariophyceae*) ovat kasviplanktoneihin kuuluvia yksisoluisia leviä, joita esiintyy lähes kaikissa merivesissä sekä makeissa vesissä (Rühland ym. 2015). Piilevät ovat merkittäviä tuottajia vesiekosysteemeissä ja niiden on arvioitu vastaavan 20–25 % kaikesta maapallon primäärituotannosta (Rühland ym. 2015). Piilevät ovat geologisesti suhteellisen uusi luokka, sillä fossiilit ja molekyyli-data määrittelevät niiden ilmestymisen Mesotsooiselle aikakaudelle (<250 miljoonaa vuotta sitten) (Chepurnov ym. 2004). Arvioiden mukaan nykyisiä piileväsukuja on satoja ja lajeja jopa 200 000 (Mann & Mann, 1999). Piilevälajeista arviolta 12 prosenttia on tieteelle kuvattuja lajeja ja uusia lajeja kuvaillaan vuodessa 183–185 kappaletta (Smol & Stoermer, 2010).

Piilevien koko vaihtelee 3 µm jopa 2000 µm:iin (Snoeijs ym. 2002) ja ne voivat kasvaa pohjassa yksittäin tai muodostaa ketjuja tai kolonioita (Jones ym. 2014). Piilevät voivat olla planktisia, eli vedessä ajelehtivia tai perifyyttisiä, eli alustaan kiinnittyneitä. Perifyyttiset piilevät ovat joko epiliittisiä eli kiven pinnalle kiinnittyneitä, epifyyttisiä eli kasvien pinnalla eläviä tai epipsammisia eli hiekan päällä kasvavia (Stevenson ym. 1996). Piilevät voivat myös olla

epipeelisiä eli sedimentin päällä eläviä, jolloin ne usein pystyvät liikkumaan syvyysuunnassa (Harper, 1976). Piilevillä on monia erilaisia kasvumuotoja, jotka lähinnä eroavat toisistaan kiinnittymistavallaan, sekä sillä, onko niillä kykyä liikkua vai ei (Barnett ym. 2015).

Piilevät voidaan jakaa muotonsa perusteella karkeasti kahteen ryhmään. Säteittäissymmetriset levät kuuluvat Centrales-lahkoon, johon suurin osa planktisista piilevistä kuuluu. Pitkittäis- tai poikittaissymmetriset piilevät vastaavasti kuuluvat Pennales-lahkoon, jotka ovat yleensä benttisiä eli pohjalla eläviä (Stevenson ym. 1996). Pennales-lahko voidaan jakaa kahteen lahkoon vielä sen mukaan, onko piilevillä napaviiva, eli raafe (Jones ym. 2014). Piilevillä joilla on raafe, on kyky liikkua raafesta erittämänsä liman avulla, jolla ne myös voivat tarrautua kiinni alustaan (Harper & Harper, 1967). Piilevät eivät ole selkeästi jaettavissa muodoltaan, vaan muotoja on jatkumon lailla säteittäissymmetrisistä kaksikytkisiin (Smol & Stoermer, 2010).

Piilevän solun ympärillä on kahdesta osasta muodostuva piikuori, eli frustuli. Kahdesta osasta ylempi ja suurempi on nimeltään epiteekka, joka peittää pienempää osaa eli hypoteekkaa (Smol & Stoermer, 2010). Piilevän rakennetta voisi kuvata rasiana ja sen päällä olevana kantena, jonka reunat tulevat pohjan päälle. Kannen ja pohjan rakenteen voi vielä jakaa pienempiin osiin, ja ne koostuvat kahdesta suuremmasta valvasta, sekä niitä yhdessä pitävistä pienemmistä sidemäisistä rakenteista pleuroista. Epiteekka koostuu epipleurasta joka on kiinnittynyt epivalvaan, eli kanteen ja hypoteekka vastaavasti koostuu hypopleurasta, joka on kiinnittynyt hypoalvaan eli rasian pohjaan (Eloranta ym. 2007). Pleurat ovat piilevien rengasmaisia sivuosia, jotka koostuvat yhdestä tai useasta vyöteisnauhasta, jotka ovat kiinnittyneet pintapuolen valvoihin (Dixit ym. 1992). Piilevien valvoissa on erilaisia kohoumia, aukkoja tai kuoppia, sekä erilaisia strioja, eli piioksidista muodostuneita kanavia, jotka muodostavat levän kanteen erilaisia kuvioita. Striujen määrä, asento sekä tiheys ovat tärkeitä tekijöitä piilevien määrittämisessä ja tunnistamisessa mahdollisen raafen lisäksi.

Muiden levien tavoin, myös piilevissä on klorofyllin lisäksi muita pigmenttejä, jotka antavat niille ominaisen värin ja avustavat fotosynteesin rakenteiden absorptiospektriä. Piilevissä yleinen apupigmentti on fukoksantiini, mutta myös muita apupigmenttejä on löydetty (Kuczynska ym. 2015). Piilevät erottaa muista levistä niiden sisältäessä klorofylli a:ta sekä klorofylli c:tä, fukoksantiinia sekä β -karoteenia (Kuczynska ym. 2015).

Piilevien ekologiaa

Piilevien elinkierrossa vuorottelevat pitkittynyt vegetatiivinen vaihe, jossa ne jakautuvat mitoottisesti, ja lyhyt suvullisen lisääntymisen vaihe, mikäli tietyt olosuhteet täyttyvät (Chepurnov ym. 2004). Mitoosin avulla piilevät muodostavat valvoihin uudet vastakappaleet, jonka jälkeen solut irtaantuvat toisistaan. Uudet syntyneet solut aina pienenevät, sillä ne muodostavat emosolua pienemmän vastakappaleen parikseen (Eloranta ym. 2007). Suvullinen lisääntyminen auksosporin avulla alkaa, kun piilevät ovat saavuttaneet tietyn koon jakautuessaan aina pienemmiksi, yleensä kun solut ovat kolmasosan alkuperäisestä koosta, (Smol & Stoermer, 2010) ja ympäristöolosuhteet ovat otolliset päivän pituuden, valointensiteetin ja lämpötilan suhteen (Mann & Mann, 1999). Mikäli auksosporia ei muodosteta, piilevät jakautuvat koko ajan pienemmiksi, kunnes kuolevat (Chepurnov ym. 2004). Jos ympäristöolosuhteet eivät ole piileville otolliset, erityisesti kun tyypeistä on puutetta, ne voivat muodostaa lepoitiöitä (Sugie & Kuma, 2008). Leposolut ovat samanlaisia rakenteeltaan mitä lepoitiöt. Leposolut eivät käy läpi mitoottista jakautumista, vaan muodostuvat vegetatiivisista soluista, joten niiden muodostuminen kuluttaa vähemmän energiaa (Smol & Stoermer, 2010). Leposoluja muodostuu, mikäli typen, fosforin, piin, lämpötilan, valointensiteetin tai valojaksottaisuuden muutokset ympäristössä heikentävät piilevien selviytymistä. Pohjaan vajonneet leposolut nousevat pintaan, kun otolliset ympäristöolosuhteet jatkuvat ja aloittavat vegetatiivisten solujen tuotannon.

Piilevillä on tärkeä rooli vesistöjen ekosysteemeissä yhteyttämisen lisäksi, sillä ne varastoivat yhteyttämistuotteita lipideinä soluihinsa. Piilevät muodostavat elintärkeitä rasvahappoja (EFA), joita monet muut eliöt tarvitsevat biologisiin prosesseihinsa, mutta eivät voi itse syntetisoida niitä. Piilevien rooli omega-3 ja omega-6 rasvahappojen tuotossa vesistöissä on erityisen tärkeää, ja ne rikastuvat ravintoketjussa ylöspäin mentäessä, mahdollistaen muiden eliöiden tärkeän rasvahappojen saannin (Smol & Stoermer, 2010).

Piilevälajit reagoivat eri tavoin ympäristön muutoksiin, mikä näkyy suurena vaihteluna biomassassa ja yhteisöjen lajikoostumuksissa erilaisissa habitaateissa (Smol & Stoermer, 2010). Yhteisöjen koostumusten muutokset johtuvat paikallisista ekologisista tekijöistä, ja siihen vaikuttavat myös yhteisön alkuperä, levittäytymiskyky sekä mahdolliset sukupuutot (Keck & Kahlert, 2019). Stevenson (1997) jakoi piileviin vaikuttavat tekijät hierarkkisesti sen mukaan, mitkä vaikuttavat niihin suoraan (resurssit ja stressitekijät) ja mitkä välillisesti (ilmasto ja geologia). Piilevayhteisöihin vaikuttavat vahvasti vesiekosysteemien fyysikaaliset, kemikaaliset ja biologiset tekijät (Blanco ym. 2012). Eri piilevälajien esiintymistä ajatellen

tärkeitä muuttujia vesistöissä ovat tila, ravinteet, valo sekä häiriöt (Stevenson ym. 1996). Nämä muuttujat ovat niitä, joista piilevät kilpailevat muiden lajien kanssa sekä lajinsisäisesti. Matalissa järvissä perifytonin on havaittu olevan tilarajoitteinen, sillä alustaan kiinnittyvillä levillä tila on rajallinen resurssi. Joissakin tilanteissa, kun ravinteita on saatavilla jokseenkin runsaasti, voivat lisääntyneet planktiset levät varjostaa perifytonia, jolloin perifytonista tulee valo- eikä ravinnerajoitteista (Stevenson ym. 1996). Aaltojen vaikutus voi lisätä perifytonin kasvua veden vaihtuessa usein, tai vastaavasti toimia häiriötekijänä irrottaen leväkasvustoja (Diehl ym. 2018). Piilevät voivat tarttua alustansa joko limajalan avulla tai vaihtoehtoisesti niiden koko valve on liimautuneena alustaan. Virran nopeuden ja piilevien kiinnittymisen yhteys onkin havaittu, ja tiukasti kiinnittyneet muodot ovat niitä, jotka elävät kovassa virrassa (Allan, 2007).

Planktiset piilevät ovat tärkeimmät primäärituottajat järvissä ja perifytonin vastaavasti tärkein tuottajaryhmä puroissa ja joissa (Smol & Stoermer, 2010). Lottiset ja lenttiset piileväyhteisöt eroavat toisistaan dispersaalien suhteen, sillä lottiset yhteisöt ovat lähemmin kytketyneet toisiinsa kuin lenttiset yhteisöt. Lenttisissä yhteisöissä piilevät leviävät passiivisesti ilman mukana tai aktiivisesti esimerkiksi lintujen avulla (Soininen, 2007). Lottisten piileväyhteisöjen koostumukseen vaikuttaa vahvimmin joen kemialliset ominaisuudet, fyysisten tekijöiden vaikutuksen ollessa pienempi. Pohjan tyyppin on huomattu vaikuttavan makeiden vesien piileväyhteisön koostumukseen (Eloranta & Soininen, 2002), sekä ionikonsentraation, pH:n ja sähkönjohtokyvyn vaikutuksia yhteisön rakenteeseen on havaittu (Eloranta & Soininen 2002, Soininen, 2007). Ravinnepitoisuus on tärkeä tekijä piileväyhteisöjen lisääntymisen ja levittäytymisen kannalta ja erityisesti kokonaisfosforin pitoisuus vaikuttaa piilevien runsauteen (Stevenson ym. 1996, Soininen, 2002).

Piileväyhteisöjen runsaus ja koostumus vaihtelevat vuodenaikojen mukaan. Piilevät dominoivat perifytonia yleisesti muutenkin, mikäli muita rihmamaisesti kasvavia leviä ei ole läsnä (Soininen, 2004), mutta ajallisesti ne dominoivat talvisin, runsauden pysyessä suurena keväeseen ja kesään asti (Allan, 2007). Piilevät ovat tärkeä kasviplanktonryhmä myös jääpeitteisissä vesissä, jolloin niiden runsaus vaihtelee veden syvyyden ja jääpeitteen paksuuden mukaan (Gosselin ym. 1997). Piileväyhteisöjen runsauteen vaikuttaa myös vahvasti akvaattisten selkärangattomien laidunnus, joka sen lisäksi että se vähentää levien biomassaa, vaikuttaa myös yhteisöjen koostumukseen (Allan, 2007).

Piilevien käyttö indikaattoreina

Piilevien käyttöön indikaattorilajeina on kolme syytä: niiden merkitys ekosysteemeille, niiden ominaisuudet indikaattoreina sekä helppokäyttöisyys (Smol & Stoermer, 2010). Piilevät ovat hyviä indikaattoreita, koska ne reagoivat suoraan ja herkästi muutoksiin muun muassa lämpötilassa, ravinteisuudessa, pH-arvossa ja saasteisuudessa (Masouras ym. 2021). Piilevien lyhyt sukupolvenväli tekee niistä oivia indikaattoreita verrattuna muihin bioottisiin ryhmiin, jotka hitaammalla aikavälillä reagoivat ympäristön muutoksiin ja joita ankarissa olosuhteissa ei välttämättä ollenkaan esiinny. Piilevien on huomattu reagoivan jo pieneen huonontumiseen fysiokemiallisissa olosuhteissa, kun taas selkärangattomat ja kalat reagoivat vasta ympäristön heikentymisen ollessa suurempaa (Masouras ym. 2021). Piilevien vähäiset perusvaatimukset ympäristön suhteen, eli riittävä kosteus ja valo, nostavat niiden arvoa indikaattoriryhmänä, sillä eliöryhmänä niitä esiintyy lähes kaikkialla lajiston ja runsaussuhteiden muuttuessa olosuhteiden myötä (Masouras ym. 2021). Ajan saatossa kuolleiden piilevien kuoret ovat vajonneet vesistöjen pohjan sedimenttiin, ja koska kuori säilyy hyvin sisältämänsä piioksidin (SiO_2) ansiosta, voi sedimentin piileviä tutkimalla selvittää yhteisöjen aiempaa koostumusta (Dixit ym. 1992). Piileviä on käytetty Suomessa veden laadun arvioinnissa 1970-luvulta lähtien, minkä lisäksi ne ovat tärkeä ryhmä vesipuitedirektiivin tila-arvioita tehdessä (Vuori ym. 2006).

Yhteisöjen koostumuksen käyttö indekseissä perustuu siihen, että jokaisella lajilla on omanlaiset ympäristönvaatimukset esiintymisestä suhteen, niiden muutokset indikoituvat eri tavoin ja eri lajit ovat herkkiä erilaisille muutoksille (Masouras ym. 2021). Monet indikaattorindeksit perustuvat Zelinkan ja Marvanin (1961) yhtälöön, joka laskee lajien suhteellisen tiheyden niiden indikaattoriominaisuuksien ja sensitiivisyyden vaihteluvälien suhteen pohjautuen vesistön sabrobiaan, eli veden orgaaniseen likaantumiseen (Smol & Stoermer, 2010). Yhtälöstä on myös muokattu versio, jossa on laskettu eri alueiden ravinnepitoisuuksille optimiarvot ja joskus myös toleranssit. Diversiteetti-indeksien käyttö perustuu ajatukseen, että ympäristön heikentyminen johtaa monimuotoisuuden vähenemiseen sensitiivisten taksonien vähentyessä ja korvautuessa generalisteilla (Blanco ym. 2012). Myös muita indeksejä on käytössä, jotka perustuvat muun muassa saasteisiin, happamoitumiseen tai raskasmetallipäästöihin. Lajikoostumuksen lisäksi yhteisöistä voidaan laskea biomassa, mutta sen käyttöä indikaattorina on kritisoitu, sillä biomassa ei ole yhtä herkkä ympäristön stressille kuin yhteisön koostumus, sillä yhteisöt sopeutuvat stressiin muuttamalla koostumustaan

(Smol & Stoermer, 2010). Ympäristön häiriöt voivat lisätä biomassaa, mutta samalla muuttaa koostumusta niin, että yhteisö yksipuolistuu.

Yhteisökoostumus tietyllä alueella voi kertoa substraatin muutoksista, valon muutoksista, virtaaman muutoksista tai vaikka järvien kokoluokasta valuma-alueella. Yhteisön perusteella on siksi haastavaa määritellä luonnollisia yhteisöjä, joihin referenssiympäristöjen käyttö perustuu. Suomessa myös vesien kemiallinen koostumus vaihtelee paljon luonnollisista syistä (Eloranta & Soininen, 2002). Yhteisöjen luontainen vaihtelu on myös tärkeä osata ottaa huomioon ennen kuin tekee johtopäätöksiä niiden vaikutuksista tila-arviointiin (M. Kelly, Bennion, ym. 2009). Piilevien suhteen on kehitelty ennustavia malleja, jotka perustuvat β -diversiteetin laskemiseen, eli yhteisöjen erilaisuuden vertailuun tutkimuksessa ja referenssiympäristössä, näiden ollessa vertailukelpoisia habitaattinsa suhteen (Masouras ym. 2021). β -diversiteetin laskemisen vahvuus perustuu yhteisöjen koostumuksen ja rakenteen erilaisuuksiin, ilman että vertaillaan suoraan yksittäisiä lajeja keskenään toisiinsa. Antropogeenisten häiriöiden on todettu aiheuttavan taksonomista homogenisaatiota, eli β -diversiteetin laskua, johon yhtenä tekijänä on ehdotettu sensitiivisten lajien häviämistä ja korvautumista generalisteilla (Leboucher ym. 2019). Yhteisöjen vuodenaikojen välisen vaihtelun on havaittu vähenevän ihmistoiminnan seurauksena puroissa (Huttunen ym. 2020).

Vesipuitedirektiivin piileväindikaattorit ja menetelmät

Tutkimusnäytteiden standardointi on tärkeää, jotta näytteitä voi vertailla keskenään. Tämän vuoksi piilevänäytteet kerätään kiviltä, jolloin näytesubstraatti on aina sama. Jokien piilevänäytteitä kerätessä näytteet kerätään 20–50 metriä pitkältä koskijaksolta, jota kuljetaan alavirrasta ylöspäin. Näytekivet ovat noin nyrkinkokoisia ja niitä kerätään 5–10 kappaletta noin 20–40 cm syvyydestä. Kivien pitää olla ollut veden alla vähintään kuusi viikkoa ja niiden pinnan pitäisi olla mahdollisimman paljas. Näytekivien yläpinnat harjataan hammasharjalla rannalla astiassa, josta lopulta näyte kerätään pulloon (Järvinen ym. 2019). Näytepulloon lisätään etanolia näytteen säilymiseksi, minkä lisäksi pullo säilytetään valolta suojattuna viileässä ennen näytteen tutkimista. Järvien piilevänäytteet otetaan samalla tavalla kuin jokien, mutta näytteet kerätään rantavyöhykkeen kiviltä (litoraalivyöhyke). Järvilitoraalin piilevänäytteet pyritään ottamaan kolmelta kivikkorannalta per näyte, mutta vähintään niin, että jokaisesta vesimuodostelmasta on oma näyte, mikäli sopivia kivikkorantoja ei ole.

Ennen kuin näytteen voi tutkia mikroskoopilla, se pitää laskeuttaa ja sen annetaan lämmetä. Vesipuitedirektiivin seurantanäytteissä käytetään laajaa kvantitatiivista laskentamenetelmää, jotta saadaan selville näytteen kasviplanktonien koostumus sekä biomassa. Näytteiden laskentayksiköt voivat olla soluittain laskettavia, yhdyskunnittain laskettavia, kenobioittain (yhdyskunta, jossa on pysyvä määrä soluja) laskettavia tai 100 µm rihmoittain laskettavia. Näytteistä määritetään ensin suurella (>400 kertaisella) suurennoksella alle 20 µm solut ja soluittain laskettavat yhdyskunnat, minkä jälkeen siirrytään pienempään suurennokseen ja lasketaan sitä suuremmat laskentayksiköt. Laskemisen voi lopettaa suuremmalla suurennoksella, kun virherajat ovat alle 40 % ja runsaana esiintyvien laskentayksiköiden laskemisen voi lopettaa, kun todelliset virherajat ovat <25 %. Keskisuuren suurennoksen laskentayksiköiden laskemisen voi lopettaa myös, kun virherajat ovat <25 %, mutta on tärkeää muistaa, että keskisuuret laskentayksiköt ovat yleensä merkittävä osa näytteen biomassasta. Soluittain laskettavien yhdyskuntien sekä 100 µm pituisien rihmojen laskemisen saa lopettaa vasta, kun yhdyskuntia tai kokonaisia rihmoja on laskettu 50 kappaletta (Järvinen ym. 2012).

Suomessa ja muualla Euroopassa käytettäviä piileväindeksejä ovat muun muassa IPS (Indice de Polluo-Sensibilité Spécifique), TDI (Trophic diatom index) ja BDI (Indice Biologique Diatomées). IPS-indeksi ottaa kaikki piilevälajit huomioon ja sitä pidetään yhtenä parhaana indeksinä kuvaamaan veden laatua. IPS-indeksi lasketaan lajien suhteellisista runsauksista ja saasteen herkkyys- sekä toleranssiarvoista (Pérez-Burillo ym. 2020). Lähes 60 % EU-jäsenmaista käyttää IPS-indeksiä (Masouras ym. 2021). TDI-indeksi kuvaa veden rehevyyttä, ja sitä on alun perin käytetty jätevedenpuhdistamoiden yhteyksissä, joten indeksin käyttö muissa ympäristöissä saattaa vaatia muokkauksia. BDI-indeksi sekä esimerkiksi IDAP-indeksi (Indice diatomique Artois-Picardie) kuvaavat hyvin niitä alueita, joiden perusteella ne on tehty. Nämä indeksit on luotu mahdollisimman helpoiksi ja niihin on sisällytetty ne lajit, joiden tiedetään esiintyvän kyseisellä alueella ja siksi niiden soveltaminen muualla on haastavaa. Tärkeä työkalu piileväindeksien suhteen on myös OMNIDIA-tietokanta, johon on kerätty kaikki tunnettu makeanveden piileviä koskeva ekologinen informaatio, niin eri indeksit kuin myös indikaattorilajit (Eloranta ym. 2007). OMNIDIA laskee myös automaattisesti kunkin lajin suhteellisen runsauden ja indikaattoriarvon perusteella useita eri indeksejä (mm. IPS, GDI, SLA, L&M, DES, SHE, CEE, TDI). Viimeisimmän version taksonominen ja ekologinen tietokanta sisältää 720 sukua, 21 000 lajia ja se laskee 18 indeksiä ja 33 ekologista tekijää (Masouras ym. 2021).

Muita piileväindikaattoreita

Myös piilevien ominaisuuksia käytetään indikaattoreina. Näitä ominaisuuksia ovat muun muassa solukoko, ekologiset killat ja elomuodot, ja niiden yhteys ympäristön stressitekijöihin on todettu niiden reagoidessa muun muassa tuholaismyrkkyyhin, raskasmetalleihin ja orgaaniseen saasteeseen (Masouras ym. 2021). Kasvumuotojen on havaittu olevan yhteydessä trofiatasoihin ja orgaanisiin saasteisiin: kolonioissa putkimaisesti kasvavat piilevät ovat herkempiä saasteille, kun puolestaan limajalalla kiinnittyvät piilevät sietävät suuriakin määriä saasteita (Masouras ym. 2021). Liikuntakykyiset (motiilit) piilevät kertovat habitaatista, jossa hienoa sedimenttiä esiintyy luontaisesti, ja siksi ne myös kuvaavat biologista tilaa (Smol & Stoermer, 2010). Niitä käytetään myös indikaattoreina liettymiselle, joka on suuri stressitekijä puroissa. Piilevien morfologian on huomattu myös reagoivan raskasmetallipäästöihin sekä myrkkyyhin levien muodostamalla teratologiaa eli epämuodostuneita soluja (Falasco ym. 2009). Teratologiset muodot määritellään sen mukaan, mikä osa solusta on epämuodostunut: piileväsolu voi olla epämääräisen muotoinen tai sen valva on epäsäännöllinen, raafe tai striat voivat olla epätyypillisiä tai solu voi olla yhdistelmä edellä mainittuja muutoksia (Lavoie ym. 2017). Raskasmetallien on huomattu pienentävän piilevien valvan kokoa, kun taas polyaromaattisten hiilivetyjen vaikutus on ollut piilevien striojen muodostumisessa (Falasco ym. 2009). Teratologisia muotoja esiintyy myös piileväyhteisöissä, joiden elinympäristö on ankara, joten on tärkeää erottaa epämuodostuneiden solujen alkuperä.

Myös yksittäisten lajien, sukujen tai kiltojen (guild) esiintymisen perusteella voidaan tehdä päätelmiä vesistön tilasta. Esimerkiksi *Nitzchia* on indikaattorisuku, joka yleensä sietää useita eri saasteita. *Epithemia* ja *Rhopalodia* suvun lajeilla on tyypeä sitova sini-vihreä endosymbionttibakteeri, joten niitä esiintyy, kun tyypeä on vähän suhteessa fosforiin. Prosenttiosuus näistä suvuista voi toimia indikaattoreina matalasta typpi-fosfori suhteesta (Smol & Stoermer, 2010). Laji- suku- ja kiltaindikaattorien käytössä kannattaa kuitenkin olla varovainen, sillä useat niistä pärjäävät myös hyvälaatuisessa vedessä, jolloin niiden esiintymisen perusteella ei voida olettaa, että vesistön tila on heikentynyt. Eri lajien ekologiset strategiat ovat monesti joustavia, jolloin kiltoihin tai toiminnallisiin ryhmiin niputtaessa vaarana on, että yksittäisten lajien ominaisuudet häivytyvät kokonaisuudesta (Keck & Kahlert, 2019). Kilttojen käytöstä on myös hyviä tutkimustuloksia, mutta niiden jakoon pitäisi kiinnittää enemmän huomiota.

Yhden kerran tutkimus piileväyhteisön koostumuksesta voi kertoa paremmin vesistön kemiallisesta ja fysikaalisesta tilasta kuin yhden kerran mittaus suoraan kemiallisista tai

fysikaalisista muuttujista. Esimerkiksi Charles (1985) osoitti, että piilevistä saatu pH kuvasi paremmin veden pH-arvoa, kuin yhden kerran pH-arvon mittaus. On huomattu myös, että piilevistä saatu kokonaisfosforiarvo kuvaa paremmin käytettävissä olevan fosforin määrää kuin toistuvat mittaukset kokonaisfosforista (Smol & Stoermer, 2010). Koska pohjakasvillisuuden primäärituottajat käyttävät liuenneita ravinteita suoraan vedestä, ne ovat hyviä indikaattoreita pitkäaikaisten ravinnepitoisuuksien määrittämiseen (Eloranta & Soininen, 2002).

Pohdinta

Seisovat vedet kärsivät lähinnä rehevöitymisestä, jota tulisi ehkäistä vähentämällä ravinnekuormaa. Virtavesissä hydromorfologinen heikentyminen tapahtuu eri maantieteellisillä tasoilla, ja jotta virtavesien tilaa voitaisiin parantaa, tulisi pystyä korjaamaan eri alueiden vaikutuksia ja häiriöitä suhteessa uomiin. Uomaverkoston sekä sitä ympäröivän maan ja rantavyöhykkeen vaikutuksia vesistöihin tulisi tarkastella yhdessä, jotta virtavesien tilaa voitaisiin kokonaisuudessa parantaa (Dudgeon ym. 2006). Aiemmin on kiinnitetty enemmän huomiota tyypillisesti yhden muuttujan aiheuttamiin häiriöihin ekosysteemeissä, mutta nykyisin tutkitaan myös useiden häiriöiden yhteisvaikutusta (Yang ym. 2021). Myös useiden rajoittavien tekijöiden yhteisvaikutuksia on alettu tutkimaan (Huttunen ym. 2020).

Vesipuitedirektiivin uuden aikatavoitteen tukena toimii Suomessa 2019 aloitettu vesiensuojelun tehostamisohjelma. Vesiensuojelun tehostamisohjelmassa vähennetään maatalouden ravinteiden päästöjä vesiin uusilla vesiensuojelukeinoilla, kuten kipsien, rakennekalkin ja kuitulietteiden avulla (Marttunen & Mustajoki, 2020). Ohjelmassa myös lisätään vesistöjen kunnostushankkeita ja vähennetään haitallisten aineiden päästöjä kaupunkien ja taajamien jätevesiin. Suomessa tärkein säännöstö vesienhoidon paremman tilan saavuttamiseen on vesienhoitolaki sekä sen pohjalta annettavat asetukset.

Piileväindeksien käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa ei ole yksinkertaista ja eri indeksien käyttöä pitäisi harkita aina tilanteen mukaan. Piileväindeksejä on kehitelty ja otettu käyttöön vauhdilla, kun vesipuitedirektiivin myötä on tullut tarve löytää edullisia ja helppoja keinoja määrittellä vesistöjen tilaa. Indeksien yleistettävyyys on kuitenkin ongelmallista ja haasteena on myös se, että suurin osa indekseistä perustuu taksonomiseen tunnistukseen, jolloin inhimillinen virhe tunnistuksessa voi muuttaa tulosta ratkaisevasti (Besse-Lototskaya ym.

2006). Piilevien indikaattoriarvot ovat tärkeitä myös vesipuitedirektiivin ulkopuolella vesistöjen tilan arvioinnissa, ja ne ovat säännöllisesti käytössä vesistöjen tilan tarkastelussa.

Virheet indekseissä

Piilevien on huomattu yliarvioivan ympäristön tilaa, sillä jopa 70 prosenttia vesistöistä on vähintään hyvässä tilassa, kun tila määritellään piilevien suhteen (Masouras ym. 2021). Mikäli tarkastellaan indikaattoreita vesipuitedirektiivin näkökulmasta, tiukimman arvion vesistöjen ekologisesta tilasta antaisivat kalat (Masouras ym. 2021). Virheitä indikaattoreihin aiheuttaa lajien väärin määrittäminen, esimerkiksi pienen *Achnanthes* ja *Cocconeis* taksonien väärinmäärittäminen aiheutti virheen IBD-skaalalla (Prygiel ym. 2002). Ajallisesti vaihtelevat ja kryptiset lajit sekä piilevien genotyyppien muuntelu myös vaikeuttaa määrittelyä (Besse-Lototskaya ym. 2011).

Ei voida sanoa myöskään varmaksi voiko samoja piileväindeksejä käyttää loottisissa ja lenttisissä vesissä, sillä vaikka useat lajit esiintyvät molemmissa, suuri määrä lajeja myös dominoi vain toisessa (Besse-Lototskaya ym. 2011). Piileväindeksien heikkous on se, että ne on laskettu tiettyjen maantieteellisten alueiden mukaan, eikä sama indeksi näin ollen välttämättä sovellu kansainväliseen tilavertailuun tai tarkasteluun (Masouras ym. 2021). Indikaattoreita olisi tärkeä testata siinä ympäristössä, missä niitä käytetään. Osoittavatko ne eroja ja ennen kaikkea osoittavatko ne niitä muutoksia, joita me ajattelemme, että ne osoittavat? Myös piileväkiloten käyttöä indekseissä on kritisoitu; vaikka niillä on selkeitä indikaattoriarvoja, pitäisi killat jakaa vielä pienempiin osiin, sillä kiltojen sisällä on edelleen eri elomuotoja ja eri ekologisia muotoja, jotka reagoivat häiriöihin eri tavoilla (B-Béres ym. 2014). Samoin teratologiset muodot indikoivat raskasmetallipäästöistä, mutta vain joidenkin taksonien suhteen. Ne eivät kaikissa tilanteissa toimi indikaattoreina vain sen perusteella, että niitä löytyy näytteistä (Lavoie ym. 2017).

DNA-menetelmät

Piileviä tutkitaan myös DNA-menetelmillä, jolloin taksonomisen luokittelun virheet eivät vaikuta yhteisön lajien määrittelyyn. DNA-menetelmien perusteella on myös tehty indeksejä, joilla pyritään pääsemään eroon taksonomiasta ja klusteroinnista, jotka saattavat vääristää

tuloksia (Masouras ym. 2021). DNA-viivakoodien vahvuus on luotettavuudessa sekä toistettavuudessa, ja ne ovat tarkkoja, sillä ne pohjautuvat nukleotidisekvensseihin. DNA-viivakoodien ongelmat ovat monin osin vielä tietokantojen heikkouksissa, sillä niissä ei ole tarpeeksi lajeja ja tietokantoja on useita erilaisia, eikä yhtä koottua järjestelmää (Bailet ym. 2020). DNA-viivakoodien on todettu määrittävän näytteitä tarkemmin kuin valomikroskoopin avulla tutkitut näytteet, kunhan tietokannasta löytyy tarpeeksi lajeja (M. G. Kelly ym. 2020). Solujen koko saattaa myös vaikuttaa siihen, miten hyvin ne määritellään näytteestä. Erityisesti pienet solut saattavat joskus puuttua valomikroskooppimäärityksistä, jolloin DNA-menetelmä on tehokkaampi, mikäli se tunnistaa nämä lajit (Pérez-Burillo ym. 2020).

Interkalibraatio ja referenssiympäristöt

Interkalibraatio eli menetelmien vertailu eri EU-maiden välillä on tärkeää, sillä monissa maissa arvioinnit on kehitelty maiden omia seurantoja ajatellen, ja ne mukailevat eri maiden historiaa vesien tutkimisen suhteen (M. Kelly ym. 2009). Monissa EU-maissa piilevien analysointi ja otanta on hyvin samanlaista niiden perustuessa Zelinkan ja Marvanin malliin, jossa muutokset referenssiyhteisöistä selitetään ravinteiden tai orgaanisen saasteen muutoksilla. Tämä tapa kuitenkin poistaa useat muut piileviin vaikuttavat tekijät yhtälöistä eikä ota huomioon muista tekijöistä johtuvaa vaihtelua. Interkalibraatioita tehdessä on yritetty määritellä referenssiympäristöt, johon muuttuneita yhteisöjä verrataan, mutta niissä on edelleen suuria eroja eri maiden välillä (M. Kelly ym. 2009). Vesipuidedirektiiviä ajatellen kaikkien piileväindeksien suhteen hyvin tärkeää on määritellä referenssiympäristöt tarkasti eri tyyppisillä alueilla, jotta saadaan vertailukelpoista tietoa, jota voisi myös yleistää muille samantyyppisille alueille. Jotta indikaattorit toimisivat, pitää pyrkiä taksonomiseen tarkkuuteen eri määrittäjien välillä ja parantaa kaikkia indikaattoreita sekä vertailla osaamista ja yhdenmukaistaa sitä (Birk ym. 2012). Lajeille pitää myös määrittää parempia ominaisuuksia sekä ymmärtää paremmin niiden evoluutiota, sopeutumista ympäristöön ja toimintaan ekosysteemeissä (M. Kelly ym. 2009).

Referenssiympäristön määritelmä pitää olla kaikkialla yhtenäistetty, eri stressitekijät pitää olla interkalibroitu sekä vuosien välinen variaatio pitää pystyä ottamaan huomioon (Hering ym. 2010). Vesipuidedirektiivin käytäntö, jossa huonoin arvio määrittelee veden ekologisen tilan lisää mahdollisuutta virheelle, missä vesistö määritellään vahingossa huonompaan tilaan,

mitä se oikeastaan onkaan, jolloin vastaavasti määrittely liian korkeaan tilaan on epätodennäköistä (Hering ym. 2010). On jokseenkin hankalaa tieteellisesti perustella, että yksi tekijä määrittää koko ekosysteemin tilan. Vesipuitedirektiiviä ajatellen voidaan myös kyseenalaistaa, riittääkö ekologisesti hyvä tila säilyttämään vesistöjen monimuotoisuuden sekä sen toiminnot ja ekosysteemipalvelut. Etenkin hyvän ja erinomaisen tilaluokan välillä vallitsee suuri ero lajirunsaudessa ja sensitiivisten lajien määrässä (Hering ym. 2010). Erinomainen tila on erityisen tärkeää, jotta voidaan säilyttää korkea β - ja γ -diversiteetti (kokonaisdiversiteetti). Näitä erinomaisen tilan alueita voisi suojella erityisesti, jolloin niihin voisi myös vertailla huonomman tilan paikkoja, ja nähdä miten luonnollinen vaihtelu vaikuttaa tila-arviointiin. Vesipuitedirektiivin antama aikaikkuna hyvälle tilalle on myös mahdoton, sillä bioottisten yhteisöjen toipuminen voi kestää vuosikymmeniä (Hering ym. 2010). Hyvän ja tyydyttävän tilan välillä on huomattu muutos lajiston dominanssissa. Näiden kahden tila-arvion raja on eräänlainen liukumapinta, jossa esiintyy samaan aikaan sensitiivisiä ja tolerantteja lajeja, mikä selittää suurta vaihtelua (M. Kelly ym. 2009). Jokaiselta paikalta on syytä ottaa useita näytteitä, jotta löydetään luotettavat indikaattorit. Paikkojen väärinluokitus on todennäköisempää mesotrofisilla ja eutrofisilla paikoilla mitä oligotrofisilla, sillä spatiaalinen vaihtelu yhteisöissä on ajallista vaihtelua hallitsevampaa (Korhonen ym. 2013). Vaikka yhteisöt vaihtelevat ajassa, niiden kokoonpanoa voi käyttää määrittämään ravinteiden vaikutusta vesiin. Monet taksonit, jotka on määritelty indikoivan oligotrofisista vesistä, ovatkin lähemmällä tarkastelulla todettu kertovan ennemminkin tietyistä fysikaalis-kemiallisista oloista, kuten matalasta pH-arvosta tai heikosta alkaliniteetista (Besse-Lototskaya ym. 2011). Tämä on hyvä esimerkki siitä, miten indeksejä käyttämällä pitää olla varma mistä muutoksesta vesissä ne kertovat.

Diversiteetti-indeksien käyttö on hankalaa, sillä vieläkään ei ole löydetty selvää yhteyttä diversiteetin ja tuottavuuden välillä vesi- eikä maaekosysteemeissä (Blanco ym. 2012). Diversiteetin ja tuottavuuden suhde jokien piilevissä on hyvin vaihtelevaa tilassa, ja hyvin todennäköisesti muut tekijät kuin ravinteet vaikuttavat yhteisöjen monimuotoisuuteen (Soininen, 2009). Blanco (2012) mukaan totaalifosforin määrä on huono tekijä arvioimaan piilevien monimuotoisuutta, joten diversiteetti-indeksejä ei pitäisi käyttää arvioimaan jokien fosforitasoa. Yksi vaihtoehto olisi perustaa ekologinen arviointi yksinkertaisille parametreille, jotka toimivat samalla tavalla eri maissa, kuten veden näkösyvyys ja valuma-alueen maankäyttö (Hering ym. 2010).

Vaikka piileväindekseissä on haasteensa, ovat ne silti perusteltuja käytettäväksi vesien tilan arvioinnissa sekä indikaattoreina erilaisista häiriöistä vesistöissä. Indeksien kanssa pitää valita

tarkasti se, mitä indeksiä käyttää ja varmistaa, että se sopii ympäristöön, jota tutkitaan. Myös piilevien yksittäisten ominaisuuksien indikaattoriarvoja pitää harkita tarkasti, ennen kuin niiden perusteella selittää vesistön tilaa. Piileväindeksejä on myös mahdollista parannella ja kohdentaa erilaisille ympäristöille, jolloin yhden indeksin soveltaminen eri alueille ei aiheuttaisi virhettä. Piileväindeksien suhteen kannattaa myös yhdistellä tietoa uudesta ja vanhasta: DNA-viivakoodeista saadut lupaavat tulokset antavat aiheetta ottaa ne toiseksi määrittäviksi valomikroskoopin lisäksi, jolloin kahden eri määrittäytksen tuloksia voi verrata toisiinsa ja yhdistellä parhaan kokonaiskuvan saamiseksi. Piilevillä on monia oivia ominaisuuksia, joista johtuen ne pystyvät indikoimaan ympäristönsä tilaa, kunhan vain niistä saatua tietoa opitaan tulkitsemaan oikein.

Lähdeluettelo

- Allan, J. D. (2007). *Stream ecology, Structure and function of running waters*. Springer Netherlands.
<https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- Aroviita, J., Mitikka, S., & Vienonen, S. (2019). *Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella*.
- Baillet, B., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Baričević, A., Chonova, T., Franc, A., Frigerio, J. M., Kelly, M., Mora, D., Pfannkuchen, M., Proft, S., Ramon, M., Vasselon, V., Zimmermann, J., & Kahlert, M. (2020). Diatom DNA metabarcoding for ecological assessment: Comparison among bioinformatics pipelines used in six European countries reveals the need for standardization. *Science of the Total Environment*, 745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140948>
- Barnett, A., Méléder, V., Blommaert, L., Lepetit, B., Gaudin, P., Vyverman, W., Sabbe, K., Dupuy, C., & Lavaud, J. (2015). Growth form defines physiological photoprotective capacity in intertidal benthic diatoms. *ISME Journal*, 9(1), 32–45. <https://doi.org/10.1038/ismej.2014.105>
- B-Béres, V., Stenger-Kovács, C., Török, P., & Török-Krasznai, E. (2021). Are recent protection strategies sufficient for maintaining diverse freshwater benthic diatom assemblages? *Ecological Indicators*, 127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107782>
- B-Béres, V., Török, P., Kókai, Z., Krasznai, E. T., Tóthmérész, B., & Bácsi, I. (2014). Ecological diatom guilds are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. *Hydrobiologia*, 738(1), 191–204. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1929-y>
- Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P. F. M., Coste, M., & van de Vijver, B. (2011). Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*, 11(2), 456–467.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.017>
- Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P. F. M., & Sinkeldam, J. A. (2006). Uncertainty in diatom assessment: Sampling, identification and counting variation. *Hydrobiologia*, 566(1), 247–260.
<https://doi.org/10.1007/s10750-006-0092-5>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., & Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>

- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B. M., Andersen, H. E., Argillier, C., Auer, S., Baattrup-Pedersen, A., Banin, L., Beklioglu, M., Bondar-Kunze, E., Borja, A., Branco, P., Bucak, T., Buijse, A. D., Cardoso, A. C., Couture, R. M., Cremona, F., de Zwart, D., ... Hering, D. (2020). Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology and Evolution*, 4(8), 1060–1068. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>
- Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Tudesque, L., Bécáres, E., Hoffmann, L., & Ector, L. (2012). Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics? *Hydrobiologia*, 695(1), 199–206. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1113-1>
- Brönmark, C., & Hansson, L.-A. (2018). *The Biology of Lakes and Ponds* (Vol. 1). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198713593.001.0001>
- Charles, D. F., Kelly, M. G., Stevenson, R. J., Poikane, S., Theroux, S., Zgrundo, A., & Cantonati, M. (2021). Benthic algae assessments in the EU and the US: Striving for consistency in the face of great ecological diversity. *Ecological Indicators*, 121(August 2020), 107082. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107082>
- Chavez, F. P., Messié, M., & Pennington, J. T. (2011). Marine primary production in relation to climate variability and change. *Annual Review of Marine Science*, 3, 227–260. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163917>
- Chepurnov, V. A., Mann, D. G., Sabbe, K., & Vyverman, W. (2004). Experimental Studies on Sexual Reproduction in Diatoms. In *International Review of Cytology* (Vol. 237).
- Diehl, S., Thomsson, G., Kahlert, M., Guo, J., Karlsson, J., & Liess, A. (2018). Inverse relationship of epilithic algae and pelagic phosphorus in unproductive lakes: Roles of N₂ fixers and light. *Freshwater Biology*, 63(7), 662–675. <https://doi.org/10.1111/fwb.13103>
- Dixit, S. S., Smol, J. P., Kingston, J. C., & Charles, D. F. (1992). ES&T Diatoms: Powerful Indicators of Environmental Change. *Environmental Science and Technology*, 26(1), 22–33. <https://doi.org/10.1021/es00025a002>
- Dubois, N., Saulnier-Talbot, É., Mills, K., Gell, P., Battarbee, R., Bennion, H., Chawchai, S., Dong, X., Francus, P., Flower, R., Gomes, D. F., Gregory-Eaves, I., Humane, S., Kattiel, G., Jenny, J. P., Langdon, P., Massaferrro, J., McGowan, S., Mikomägi, A., ... Valero-Garcés, B. (2018). First human impacts and responses of aquatic systems: A review of palaeolimnological records from around the world. In *Anthropocene Review* (Vol. 5, Issue 1, pp. 28–68). SAGE Publications Inc. <https://doi.org/10.1177/2053019617740365>

- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. In *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* (Vol. 81, Issue 2, pp. 163–182).
<https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Eloranta, P., Karjalainen, S. M., & Vuori, K.-M. (2007). *Piilevyyhteisöt jokivesien ekologisen tilan luokittelussa ja seurannassa-menetelmäohjeet*.
- Eloranta, P., & Soininen, J. (2002). Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14(1), 1–7.
<https://doi.org/10.1023/A:1015275723489>
- Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L., & Ector, L. (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: A review. *Hydrobiologia*, 623(1), 1–35.
<https://doi.org/10.1007/s10750-008-9687-3>
- Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University press.
- Gosselin, M., Levasseur, M., Wheeler, P. A., Horner, R. A., & Booth, B. C. (1997). *New measurements of phytoplankton and ice algal production in the Arctic Ocean* (Vol. 44, Issue 8).
- Harper, M. A. (1976). Migration rhythm of the benthic diatom pinnularia viridis on pond silt (Note). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 10(2), 381–384.
<https://doi.org/10.1080/00288330.1976.9515622>
- Harper, M. A., & Harper, J. F. (1967). Measurements of diatom adhesion and their relationship with movement. *British Phycological Bulletin*, 3(2), 195–207.
<https://doi.org/10.1080/00071616700650051>
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., Heiskanen, A. S., Johnson, R. K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A. L., & de Bund, W. van. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408(19), 4007–4019.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>
- Huttunen, K. L., Muotka, T., Karjalainen, S. M., Laamanen, T., & Aroviita, J. (2020). Excess of nitrogen reduces temporal variability of stream diatom assemblages. *Science of the Total Environment*, 713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136630>

- 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*.
- Järvinen, M., Forsström, L., Huttunen, M., Hällfors, S., Jokipii, R., Niemelä, M., & Palomäki, A. (2012). *Kasviplanktonin laskentamenetelmät, SYKE*.
- Jones, J. I., Duerdoth, C. P., Collins, A. L., Naden, P. S., & Sear, D. A. (2014). Interactions between diatoms and fine sediment. *Hydrological Processes*, 28(3), 1226–1237.
<https://doi.org/10.1002/hyp.9671>
- Keck, F., & Kahlert, M. (2019). Community phylogenetic structure reveals the imprint of dispersal-related dynamics and environmental filtering by nutrient availability in freshwater diatoms. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48125-0>
- Kelly, M., Bennett, C., Coste, M., Delgado, C., Delmas, F., Denys, L., Ector, L., Fauville, C., Ferréol, M., Golub, M., Jarlman, A., Kahlert, M., Lucey, J., Ní Chatháin, B., Pardo, I., Pfister, P., Picinska-Faltynowicz, J., Rosebery, J., Schranz, C., ... Vilbaste, S. (2009). A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: Results of an intercalibration exercise. *Hydrobiologia*, 621(1), 169–182. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9641-4>
- Kelly, M., Bennion, H., Burgess, A., Ellis, J., Juggins, S., Guthrie, R., Jamieson, J., Adriaenssens, V., & Yallop, M. (2009). Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. *Hydrobiologia*, 633(1), 5–15. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9872-z>
- Kelly, M. G., Juggins, S., Mann, D. G., Sato, S., Glover, R., Boonham, N., Sapp, M., Lewis, E., Hany, U., Kille, P., Jones, T., & Walsh, K. (2020). Development of a novel metric for evaluating diatom assemblages in rivers using DNA metabarcoding. *Ecological Indicators*, 118.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106725>
- Korhonen, J. J., Köngäs, P., & Soininen, J. (2013). Temporal variation of diatom assemblages in oligotrophic and eutrophic streams. *European Journal of Phycology*, 48(2), 141–151.
<https://doi.org/10.1080/09670262.2013.779390>
- Kotamäki, N., Järvinen, M., Kauppila, P., Korpinen, S., Lensu, A., Malve, O., Mitikka, S., Silander, J., & Kettunen, J. (2019). A practical approach to improve the statistical performance of surface water monitoring networks. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(6).
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7475-3>

- Kuczynska, P., Jemiola-Rzeminska, M., & Strzalka, K. (2015). Photosynthetic pigments in diatoms. In *Marine Drugs* (Vol. 13, Issue 9, pp. 5847–5881). MDPI AG.
<https://doi.org/10.3390/md13095847>
- Lavoie, I., Hamilton, P. B., Morin, S., Kim Tiam, S., Kahlert, M., Gonçalves, S., Falasco, E., Fortin, C., Gontero, B., Heudre, D., Diatom, al, Kojadinovic-Sirinelli, M., Manoylov, K., Pandey, L. K., & Taylor, J. C. (2017). *Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful?* <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.048i>
- Leboucher, T., Budnick, W. R., Passy, S. I., Boutry, S., Jamoneau, A., Soininen, J., Vyverman, W., & Tison-Rosebery, J. (2019). Diatom β -diversity in streams increases with spatial scale and decreases with nutrient enrichment across regional to sub-continental scales. *Journal of Biogeography*, 46(4), 734–744. <https://doi.org/10.1111/jbi.13517>
- Mäenpää, M. (2011). *Kooste vesienhoitoalueiden vesienhoitosuunnitelmista vuoteen 2015.*
- Mann, D. G., & Mann, D. G. (1999). The species concept in diatoms. In *Phycologia* (Vol. 38, Issue 6).
- Marttunen, M., & Mustajoki, J. (2020). *Vesiensuojelun tehostamisohjelman vaikuttavuuden arviointiesiselvitys.*
- Masouras, A., Karaouzas, I., Dimitriou, E., Tsirtsis, G., & Smeti, E. (2021). Benthic diatoms in river biomonitoring-present and future perspectives within the water framework directive. *Water (Switzerland)*, 13(4). <https://doi.org/10.3390/w13040478>
- Mitikka, S., & Mannio, J. (2019). *Pintavesien ekologinen ja kemiallinen tila 2. luokituskierroksella.*
- Mooij, W. M., van Wijk, D., Beusen, A. H., Brederveld, R. J., Chang, M., Cobben, M. M., DeAngelis, D. L., Downing, A. S., Green, P., Gsell, A. S., Huttunen, I., Janse, J. H., Janssen, A. B., Hengeveld, G. M., Kong, X., Kramer, L., Kuiper, J. J., Langan, S. J., Nolet, B. A., ... Teurlincx, S. (2019). Modeling water quality in the Anthropocene: directions for the next-generation aquatic ecosystem models. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* (Vol. 36, pp. 85–95). Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.012>
- Mykrä, H., Kuoppala, M., Nykänen, V., Tolonen, K., Turunen, J., Vilmi, A., & Karjalainen, S. M. (2021). Assessing mining impacts: The influence of background geochemical conditions on diatom and macroinvertebrate communities in subarctic streams. *Journal of Environmental Management*, 278. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111532>
- Pérez-Burillo, J., Trobajo, R., Vasselon, V., Rimet, F., Bouchez, A., & Mann, D. G. (2020). Evaluation and sensitivity analysis of diatom DNA metabarcoding for WFD bioassessment of

Mediterranean rivers. *Science of the Total Environment*, 727.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138445>

Porter, E. M., Bowman, W. D., Clark, C. M., Compton, J. E., Pardo, L. H., & Soong, J. L. (2013).

Interactive effects of anthropogenic nitrogen enrichment and climate change on terrestrial and aquatic biodiversity. *Biogeochemistry*, 114(1–3), 93–120. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9803-3>

Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J. C., Ector, L., Guillard, D., Honoré, M. A., Iserentant, R., Ledeganck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F., ... Zydek, N. (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): Results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology*, 14(1), 27–39. <https://doi.org/10.1023/A:1015277207328>

Rühland, K. M., Paterson, A. M., & Smol, J. P. (2015). Lake diatom responses to warming: reviewing the evidence. In *Journal of Paleolimnology* (Vol. 54, Issue 1). Kluwer Academic Publishers.

<https://doi.org/10.1007/s10933-015-9837-3>

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L. R., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. In *Science* (Vol. 287, Issue 5459, pp. 1770–1774).

<https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Smol, J. P., & Stoermer, E. F. (2010). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth sciences: Vol. Second edition*.

Snoeijs, P., Busse, S., & Potapova, M. (2002). The importance of diatom cell size in community analysis. In *J. Phycol* (Vol. 38).

Soininen, J. (2002). *Responses of Epilithic Diatom Communities to Environmental Gradients in Some Finnish Rivers*.

Soininen, J. (2007). Environmental and spatial control of freshwater diatoms—a review. *Diatom Research*, 22(2), 473–490. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2007.9705724>

Soininen, J. (2009). Is diatom diversity driven by productivity in boreal streams? *Diatom Research*, 24(1), 197–207. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2009.9705791>

Soininen, Janne. (2004). *Benthic diatom community structure in boreal streams : distribution patterns along environmental and spatial gradients*. [Janne Soininen].

- Stevenson, R., Bothwell, M., Lowe, R., & Thorp, J. (1996). *Algal ecology* (1st edition). Academic press.
- Sugie, K., & Kuma, K. (2008). Resting spore formation in the marine diatom *Thalassiosira nordenskioeldii* under iron- and nitrogen-limited conditions. *Journal of Plankton Research*, *30*(11), 1245–1255. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn080>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Cooke, S. J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A. J., Leonard, P., McClain, M. E., Muruven, D., Olden, J. D., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. In *BioScience* (Vol. 70, Issue 4, pp. 330–342). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Turunen, J., Marttila, H., Kämäri, M., Saari, M., Heikkinen, K., Postila, H., & Koljonen, S. (2019). *Kiintoaineen eroosio ja sedimentaatio virtavesissä-luonnollisesta prosessista virtavesien ongelmaksi.*
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., ... U O M E N Y M P Ä R I S T Ö K E S K U S, S. (2006). *Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet.*
- Yang, J. R., Yu, X., Chen, H., Kuo, Y. M., & Yang, J. (2021). Structural and functional variations of phytoplankton communities in the face of multiple disturbances. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *100*, 287–297. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.07.026>