

Pintavesien ekologisen tilan luokittelu

Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen
Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi

Kari-Matti Vuori, Sari Mitikka ja Heidi Vuoristo (toim.)

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU



Pintavesien ekologisen tilan luokittelu

Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen

Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi

Kari-Matti Vuori, Sari Mitikka ja Heidi Vuoristo (toim.)



YMPÄRISTÖHALLINNON OHJEITA 3 | 2009
Suomen ympäristökeskus
Tutkimusosasto

Taitto: Seija Turunen
Kansikuvat: Lumpeenlehdet: Jarmo Saarinen / Plugi,
Poika rannassa: YHA / Auri Sarvilinna
Piileviä: Satu Maaria Karjalainen

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Vammalan kirjapaino, Sastamala 2010

Kirjapainolla ja käytetyllä painopaperilla on ISO 14001 -standardin mukainen ympäristöjärjestelmä, joka on sertifioitu.

ISBN 978-952-11-3682-5 (nid.)
ISBN 978-952-11-3683-2 (PDF)
ISSN 1796-1645 (pain.)
ISSN 1796-1653 (verkköj.)

ILMASTONSUOJELUA
EDISTÄVÄ PAPERI
www.mapsuomi.fi



JOHDANTO

Tässä julkaisussa kuvataan ekologisen luokittelun perusteet ja toteuttaminen vesienhoidon ensimmäisellä suunnittelukaudella. Opas on suunnattu sekä luokittelutyöhön osallistuville että luokittelun perusteista yleisesti kiinnostuneille.

Vesienhoitolain (1299/2004) mukaan alueelliset ympäristökeskukset laativat selvityksen ihmistoiminnan vaikutuksista vesiin sekä valmistelevat vesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokittelun. Näiden laatimisesta on säädetty tarkemmin vesienhoitolain nojalla annetussa valtioneuvoston asetuksessa vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006). Lisäksi ympäristöministeriö ohjeisti kirjeellään 17.12.2007 alueellisia ympäristökeskuksia ekologisen luokittelun toteuttamisesta. Ekologisessa luokituksessa huomioon otettavista haitallisista aineista on säädetty valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006).

Ekologista luokittelua käytetään pohjana valmisteltaessa vesienhoidon suunnitteluun kuuluvia toimenpideohjelmiä. Luokittelussa, kuten muussakin vesienhoitotyössä, on tärkeää avoin vuoropuhelu sidosryhmien ja kansalaisten kanssa.

Ensimmäinen pintavesien ekologinen luokittelu on laadittu vuonna 2008 ja viimeistely vuonna 2009 tässä oppaassa esitettyjen kriteereiden ja menettelytapojen mukaisesti. Luokittelun valmistelu on ollut pitkä prosessi lukuisine tutkimushankkeineen, neuvotteluineen ja koulutustilaisuuksineen. Työhön on osallistunut lukuisia henkilöitä ympäristöministeriöstä, maa- ja metsätalousministeriöstä, Suomen ympäristökeskuksesta, Riista- ja kalataloudellisesta tutkimuslaitoksesta, alueellisista ympäristökeskuksista sekä TE-keskusten kalatalousyksiköistä ja yliopistoista.

Kotimaisessa valmistelutyössä on otettu huomioon EU:n tasolla annetut ohjeet sekä noudatettu EU:n interkalibrintityön tuloksia soveltaen niitä suomalaiseen pintavesien tyyppijärjestelmään (mm. European Commission 2003a, 2003b, 2005, 2008). Ensimmäisellä vesienhoitokaudella suomalaisen luokittelun menetelmät ja kriteerit jouduttiin asettamaan käytössä olleiden, niukkojen aineistojen perusteella. Seuranta-aineistojen ja tiedon karttuessa menetelmiä ja kriteereitä on mahdollista tarkistaa ja täydentää seuraavalla vesienhoitokaudella.

Työn alkuvaiheiden tulokset on koottu julkaisuksi (Vuori ym. 2006). Työhön on kuulunut olennaisesti myös ympäristöhallinnon HERTTA-tietojärjestelmän kehittäminen. Tietojärjestelmään on vuosien 2007–2008 aikana liitetty Vesimuodostumat-osio (VEMU), johon pintavesien tyyppittely ja luokittelu perusteluineen voidaan tallentaa keskitetysti. HERTTAn tietosisältöä, mukaan lukien Pintavesien tilan Vesimuodostumat-järjestelmä, on myös viety kaikille avoimeen Internet-ympäristöön (www.ymparisto.fi/oiva).

Osassa I esitetään pintavesien ekologisen luokittelun pintavesityyppikohtaiset kriteerit sekä niiden asettamisen perusteet. Kaikille laatutekijöille tai pintavesityypeille ei ole toistaiseksi voitu asettaa luokittelukriteerejä, vaan työtä jatketaan seuraavaa vesienhoidon suunnittelukierrosta varten. Osassa I pääpaino on vertailuarvojen ja luokkarajojen asettamisen kuvaamisen lisäksi luokittelun teknisessä toteuttamisessa erityisesti havaintopaikkakohtaisen tarkastelun perusteella.

Aineistojen vähäisyyden, luonnossa aina esiintyvän suuren vaihtelun sekä kriteeristön puutteellisuuden vuoksi päätös ekologisesta luokasta on varsinkin ensimmäisen

suunnittelukierroksen aikana tehtävä monipuoliseen harkintaan perustuen. Asiantuntija-arvioissa huomioon otettavia seikkoja opastetaan osassa II. Tavoitteena on kuvata laskennallisten luokittelutulosten ja ihmistoimintaa kuvaavien paineiden yhdenmukaista tarkastelua ottaen huomioon koko vesimuodostuman tilanne. Lisäksi osassa II käsitellään suunniteltujen vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutusten arviointikeinoja.

Osissa I ja II kuvattuja menettelyjä on tarkoitus käyttää rinnakkain luokituspäätöksiä tehtäessä. Havaintopaikkakohtaisten laskennallisten luokittelutulosten vertailu luokituskriteereihin ei edes runsaiden aineistojen tapauksessa riitä määrittelemään tilaluokkaa. Luokan määräytymisen tulisi perustua luokittelumuuttujien, aineistojen edustavuuden ja yleistettävyyden sekä ihmistoimintaa kuvaavien paineiden yhdenmukaista tarkasteluun.

Luokittelun käytännön toteuttaminen ja luokittelutasot

Alueelliset ympäristökeskukset tekivät syksyllä 2007 pintavesien alustavan riskinarviointin. Työ perustui siinä tilanteessa käytössä oleviin alustaviin luokittelukriteereihin ja aineistoihin. Arvio tehtiin pääsääntöisesti kaikille rannikkovesille, yli 5 km² suuruisille järville ja valuma-alueeltaan yli 200 km² jokivesille. Pintavedet jaettiin seuraavasti:

- Ei oleellista riskiä, ympäristötavoitteet saavutetaan vuonna 2015
- Oleellinen riski, että ympäristötavoitteita ei saavuteta vuonna 2015
- Ympäristötavoitteiden saavuttamisen arviointi on epävarmaa, tarkentuu myöhemmin saatavalla lisäaineistolla
- Ympäristötavoitteiden saavuttamista ei voida arvioida tiedon puutteen vuoksi.

Vesienhoitosuunnitelmien kokoamista varten vesimuodostumien riskin luonnehdintaa on tarkennettu esittämällä 5-portainen ekologinen luokittelu ja 2-portainen kemiallinen luokittelu. Koska erilaisten vesien eliöyhteisöt poikkeavat toisistaan, määritetään luokittelussa ensin vesialueen luontainen tyyppi (Vuori ym. 2006). Seuraavaksi tarkastellaan, kuinka paljon seurannoissa mitatut biologiset tekijät, veden laatu ja haitallisten aineiden pitoisuudet poikkeavat tyyppikohtaisista vertailuarvoista. Lopuksi arvioidaan kuinka luotettavia tulokset ovat, miten hyvin ne edustavat koko vesimuodostuman tilaa ja onko niillä selvä yhteys ihmistoiminnan aiheuttamiin paineisiin. Ensimmäinen esitys ekologinen tilan luokitteluksi tehtiin vuoden 2008 keväällä alueellisissa ympäristökeskuksissa. Luokittelussa on toimittu yhteistyössä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) ja Työvoima ja Elinkeinokeskusten (TE-keskusten) kalatalousyksikköjen kanssa. TE-keskukset ovat toimittaneet kalastoa koskevia aineistoja RKTL:lle, joka on valmistellut esityksen vesimuodostuman luokittamisesta kalaston perusteella. Vesienhoitoalueilla on myös järjestetty sidosryhmätilaisuuksia, joissa luokitusehdotuksia on esitelty toiminnanharjoittajille, kunnille ja muille sidosryhmätyöhön osallistuville tahoille.

Vesienhoitotyön tiukka aikataulu sekä resurssivajeet kattavien luokitteluaineistojen kokoamisessa, viimeistelyssä ja analysoinnissa voivat aiheuttaa ongelmia luokittelutulosten laadussa ja vertailukelpoisuudessa. Ekologisen tilan arviointiin tarvittavia biologisia aineistoja on vain harvoista pintavesistä. Tällöin toimenpideohjelmien pohjana joudutaan käyttämään vedenlaatutietoja ja asiantuntijatarkastelua vesimuodostumien herkkyydestä ja niihin kohdistuvista paineista. Niissäkin vesimuodostumissa,

joista on käytettävissä biologisia aineistoja, perustuu vuoden 2008 ensimmäinen luokittelu usein suppeaan havaintoaineistoon. Tällöin ekologisen tilan luotettavuuteen sisältyy useita epävarmuustekijöitä. Siksi on syytä eritellä kattavaan ja suppeampaan biologiseen aineistoon perustuvat luokitukset. Vesimuodostumien jaottelu käytettävissä olevien aineistojen (luokittelun taso) mukaan on seuraava:

0) Ei luokittelua

Tähän ryhmään luetaan vesimuodostumat, joista aineisto puuttuu tai on riittämätön, esim. vain yksittäisiä havaintoja.

1) Vedenlaatuluokitus

Tähän ryhmään jaotellaan vesimuodostumat, joiden luokitteluun on käytettävissä riittävä aineisto fysikaalis-kemiallisten tekijöiden havaintoja. Järvissä ja rannikko-vesillä käytetään lisäksi *a*-klorofyllituloksia aina, kun aineistoa on saatavissa. Tähän kategoriaan luetaan myös ne vesimuodostumat, joista on käytettävissä vain satunnaisia, epäedustavia biologisia havaintoja.

2) Suppeaan aineistoon perustuva luokittelu

Tähän ryhmään ilmoitetaan sellaiset vesimuodostumat, joiden luokittelussa on ollut käytettävissä niukasti luokittelumuuttujien havaintoja ja niukasti luokittelun laatutekijöitä.

Joet: Aineistoa fysikaalis-kemiallisesta vedenlaadusta sekä tietoa joko kaloista, pohjaeläimistä tai piilevistä.

Järvet: Vähintään aineistoa *a*-klorofyllistä, fysikaalis-kemiallisesta vedenlaadusta sekä tietoja muusta biologiasta, esim. kalastosta. Myös tilastollisesti erittäin edustava *a*-klorofylliaineisto yhdessä vedenlaatutietojen kanssa voidaan lukea tähän ryhmään, mikäli on perusteita päätellä, että ravinnekuormitus on pääasiallinen tilan muuttaja.

Rannikkovedet: Edustava ja luotettava aineisto *a*-klorofyllistä ja fysikaalis-kemiallisesta vedenlaadusta.

Niukaksi katsotaan biologisten tekijöiden osalta esim. yksittäisen vuoden ja/tai seurantapaikan havaintoaineisto sekä fysikaalis-kemiallisten tekijöiden osalta aineisto, joka kattaa esim. jokivesissä tulva- ja alivirtaamajaksoja vain muutamilta vuosilta tai järvissä tietoja vain yhdeltä vuodelta tai poikkeusvuosilta. Suppeaan aineistoon perustuvassa luokittelussa korostuu osassa II kuvattu ihmistoiminnan vaikutusten arviointi. Suppeilla aineistoilla ei luokitusta tulisi tehdä, mikäli riittäviä tietoja paineista ja vesistön herkkyydestä paineille ei ole käytettävissä.

3) Laajoihin aineistoihin perustuva luokittelu

Tähän ryhmään voidaan lukea ne vesimuodostumat, joiden luokittelussa on käytössä useiden laatutekijöiden ajallisesti ja paikallisesti edustavaa aineistoa.

Joet: Edustavia havaintoaineistoja sekä vedenlaadusta että vähintään kahdesta biologisesta laatutekijästä (piilevät, pohjaeläimet, kalat).

Järvet: Vedenlaatuaineiston lisäksi kasviplanktonin, kalojen, pohjaeläinten ja/tai vesikasvien aineistoja.

Rannikkovedet: Klorofylliaineistojen lisäksi tietoja esim. pohjaeläimistöstä tai makrolevistä.

Mikäli vesimuodostuman paineet (hydrologis-morfologinen muuttuneisuus, kuormitus) ja vedenlaadun vaihtelu tunnetaan hyvin ja mikäli aineistoa on kattavasti kaikista biologisista tekijöistä, voidaan myös yksittäisiin näytteenottovuosiin ja -paikkoihin perustuvat luokittelut lukea tähän ryhmään. Myös tässä tapauksessa on esitettävä luokan määräytymisen tueksi riittävä tieto sekä paineista että vaikutuksista.

4) Arvio muiden vesimuodostumien tietoihin perustuen

Harkinnan mukaan voidaan vesimuodostuman todennäköinen tila arvioida ryhmittelyn periaatteita soveltaen käyttämällä saman maantieteellisen alueen muista vastaavan tyyppisistä vesimuodostumista saatavilla olevaa tietoa. Jokivesistöissä ja soveltuvien osin myös järvissä voidaan hyödyntää ylä- tai alapuolisten muodostumien luokittelutietoja, mikäli kuormituksessa ja luokiteltavien laatutekijöiden kannalta oleellisissa ympäristöolosuhteissa ei tapahdu oleellisia muutoksia, eivätkä tyyppien eroavaisuudet aiheuta esteitä. Esim. rannikkovesissä pienten lahtien tai jokiestuaarien *a*-klorofyllin keskimääräinen taso voi olla mahdollista arvioida empiiristen mallien avulla.

Tieto luokittelun tasosta perusteluineen tallennetaan tietojärjestelmään.

Lähteet

- European Commission. 2003a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 5. Transitional and Coastal Waters Typology, Reference Conditions and Classification Systems. 107 s. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm
- European Commission. 2003b. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 10. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. 87 s. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm
- European Commission. 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. 47 s. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm
- European Commission. 2008. Commission decision of 30 October 2008 establishing the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise (2008/915/EC). Official Journal of the European Union L 332:20-44, 10.12.2008.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S.-M., Kauppila, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Lonsborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. & Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 807. 151 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=176967&lan=fi>

SISÄLLYS

Johdanto.....	3
Osa I Vertailuolot ja luokan määrittäminen.....	9
1 Luokittelun yleisperiaatteet.....	11
2 Jokien luokittelu.....	15
2.1 Pohjaeläimet.....	15
2.2 Piilevät	17
2.3 Kalat	17
2.4 Fysikaalis-kemialliset tekijät.....	18
2.5 Hydrologis-morfologiset tekijät.....	19
3 Järvien luokittelu.....	21
3.1 Kasviplankton	21
3.2 Vesikasvit	23
3.3 Pohjaeläimet.....	28
3.4 Kalat.....	30
3.5 Fysikaalis-kemialliset tekijät.....	32
3.6 Hydrologis-morfologiset tekijät	33
4 Rannikkovesien luokittelu	35
4.1 Kasviplanktonin <i>a</i> -klorofylli	35
4.2 Rakkoleväkasvuston esiintyminen ja alaraja.....	37
4.3 Pohjaeläimet.....	38
4.4 Fysikaalis-kemialliset tekijät.....	40
4.5 Hydrologis-morfologiset tekijät	41
5 Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien luokittelu	43
5.1 Parhaan saavutettavissa olevan tilan määrittäminen	43
5.2 Hyvän saavutettavissa olevan tilan määrittäminen.....	44
5.3 Tila-luokan arviointi.....	48
Liite 1. Joet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat jokityypeittäin ja muuttujittain	50
Liite 2. Järvet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat järvityypeittäin ja muuttujittain	57
Liite 3. Rannikkovedet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat rannikkotyypeittäin ja muuttujittain	72
Liite 4. Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien luokittelu, tarkastelua helpottavat taulukot	77

Osa II Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi	81
1 Ympäristövaikutusten arviointi luokittelun tukena	83
2 Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi	85
2.1 Tietojen keruu	85
2.2 Yleisluonnehdinta merkittävistä paineista ja vaikutuksista	85
2.3 Yhdennettyyn tarkasteluun perustuva kokonaisluokittelu ja riskin luonnehdinta.....	96
2.4 Kemiallinen tila	97
3 Yksityiskohtainen vaikutusten arviointi toimenpiteiden suunnittelua varten	99
3.1 Vaikutukset fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin	99
3.2 Vaikutukset biologisiin tekijöihin	104
Liite 1. Vaikutusten arviointia varten kerättävät tiedot	108
Liite 2. Esimerkkejä kuormituksen arvioinnista	113
Liite 3. Mallityökalujen käyttö järven kokonaisfosforikuormituksen ja toimenpiteiden vaikutusten arvioinnissa	114
Liite 4. Haitalliset aineet ja niiden ympäristölaatumormit	115
Liite 5. Esimerkki riskin luonnehdinnasta ja vesimuodostuman tilan kokonaisarvioinnista paineiden ja ekologisten vaikutusten yhdennetyn tarkastelun perusteella	117
Kuvailulehti	118
Presentationsblad	119
Documentation page	120

Osa I

Vertailuolot ja luokan määrittäminen

Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Holopainen A.-L., Järvinen M., Kauppila P., Kuoppala M., Lax H.-G., Lepistö L., Marttunen M., Mitikka S., Mykrä H., Niemi J., Olin M., Perus J., Pilke A., Rask M., Ruuskanen A., Vehanen T., Westberg V.

Tämä ohje on tarkoitettu lähinnä biologisten tekijöiden nykytilan arvioinnin työkaluksi. Päätös vesimuodostumakohtaisesta kokonaisluokittelusta perustuu biologisten tekijöiden luokitustulosten, haitallisten aineiden pitoisuuksien, yleisen vedenlaadun, hydromorfologisen muuttuneisuuden sekä vesistöön kohdistuvan kuormituksen yhdenmennyyn tarkasteluun, joka on ohjeistettu tarkemmin tämän oppaan toisessa osassa.

Ohjeen liiteosiossa on esitetty pintavesien ekologisen tilan ensimmäisessä valtakunnallisessa luokittelussa käytetyt biologiset muuttujat sekä niiden vertailuarvot ja luokkarajat. Lisäksi liitteessä on esitetty alustavat fysikaalis-kemiallisten tekijöiden luokkarajat. Perusteita luokittelumuuttujien valinnalle esitetään luvuissa 2-5. SYKE ja RKTL kehittävät kansallista luokittelua edelleen ja osallistuvat EU:n interkalibrointityöhön. Luokittelumuuttujien täydennyksistä ja tarkennuksista on tarkoitus koota tiedot [www-sivuille \(www.ymparisto.fi/vesienlaatu\)](http://www.ymparisto.fi/vesienlaatu).

SISÄLLYS

1	Luokittelun yleisperiaatteet	11
2	Jokien luokittelu	15
	2.1 Pohjaeläimet.....	15
	2.2 Piilevät	17
	2.3 Kalat	17
	2.4 Fysikaalis-kemialliset tekijät.....	18
	2.5 Hydrologis-morfologiset tekijät	19
3	Järvien luokittelu	21
	3.1 Kasviplankton	21
	3.1.1 Luokittelumuuttujat ja luokittelun tekninen toteutus.....	22
	3.1.2 Indikaattorilajit ja jatko työ	23
	3.2 Vesikasvit	23
	3.3 Pohjaeläimet	28
	3.4 Kalat	30
	3.4.1 Biomassa.....	30
	3.4.2 Yksilömäärä.....	31
	3.4.3 Särkikalajien biomassaosuus	31
	3.4.4 Petomaisten ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus	31
	3.4.5 Indikaattorilajit	31
	3.4.6 Ekologisen tilan luokittelu kalayhteisön perusteella.....	32
	3.5 Fysikaalis-kemialliset tekijät.....	32
	3.6 Hydrologis-morfologiset tekijät	33
4	Rannikkovesien luokittelu	35
	4.1 Kasviplanktonin <i>a</i> -klorofylli	35
	4.2 Rakkoleväkasvuston esiintyminen ja alaraja	37
	4.3 Pohjaeläimet.....	38
	4.4 Fysikaalis-kemialliset tekijät.....	40
	4.4.1 Näkösyvyys	40
	4.4.2 Talven kokonaisravinteet.....	41
	4.5 Hydrologis-morfologiset tekijät	41
5	Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien luokittelu	43
	5.1 Parhaan saavutettavissa olevan tilan määrittäminen	43
	5.2 Hyvän saavutettavissa olevan tilan määrittäminen	44
	5.3 Tila-luokan arviointi.....	48
	Liitteet 1–4	49



1 Luokittelun yleisperiaatteet

Pintavesien ekologisen tilan luokittelujärjestelmän kehittämistyön lähtökohtina on pidetty seuraavia yleisperiaatteita: 1) luokittelussa käytettävien muuttujien tulee kyetä mahdollisimman luotettavasti ilmentämään ihmistoiminnasta aiheutuvia vaikutuksia, 2) muuttujien luontainen vaihtelu on riittävän hyvin tunnettu ja hallittavissa siten, että luotettavien vertailuarvojen määrittely on mahdollista ja 3) luokittelumuuttujien avulla voidaan arvioida haitallisten muutosten äärevyyttä. Näillä periaatteilla on ekologisen luokituksen ensimmäisen vaiheen toteutukseen valittu muuttujat, jotka on esitetty liitetaulukossa. Muuttujakohtaisten vertailuarvojen ja luokkarajojen määrittämisessä on käytetty alla kohdissa 1-3 selostettuja periaatteita. Työssä on huomioitu eurooppalaisen interkalibroinnin tulokset. Varsinaisessa luokittelutyössä sovelletaan luvuissa 4-8 selostettuja periaatteita.

1. Vertailuarvot

Luokittelumuuttujien vertailuarvona on käytetty pääasiassa havainnoista laskettua mediaania, mikäli käytettävissä on riittävästi laadukkaita vertailupaikkoja (ei merkittävää kuormitusta tai hydro-morfologisia muutoksia). Jos hyviä vertailupaikkoja on niukasti, on vertailuarvona voitu käyttää parhaiden jäljellä olevien, vain vähäisessä määrin muutettujen paikkojen havainnoista laskettua jakauman tunnuslukua. Tunnusluku on valittu siten, että se edustaa havaintojen parhaimmistoa. Niiden muuttujien osalta, joiden arvot laskevat kuormituksen ja muun ihmistoiminnan seurauksena, on käytetty esimerkiksi 75. prosenttipisteen arvoa (aineiston jakauman yläkvartiili). Vastaavasti ihmistoiminnan nostaessa muuttujan arvoja (esim. *a*-klorofylli ja kasviplanktonin biomassa) voidaan käyttää 25. prosenttipisteen arvoa (aineiston ja-

kauman alakvartiili). Mikäli kunnollisia vertailupaikkoja tai vain vähän muutettuja paikkoja ei ole tai mikäli havaintoaineisto on puutteellinen, on vertailuarvojen määrittelyssä käytetty historiallisia tai paleolimnologisia aineistoja ja asiantuntija-arvioita.

Rannikkovesissä tunnusluvut on laskettu eritavalla, koska varsinaisia vertailupaikkoja Itämeressä ei ole enää saatavilla. Suomen rannikkovesissä kasviplanktonin *a*-klorofyllin vertailuarvot perustuvat joko empiiristen mallien avulla saatuihin keskimääräisiin tuloksiin tai nykyisen pituusdatan 5. prosenttipisteen arvoihin (jakauman alakvartiili).

2. Ekologisten laatusuhteiden laskenta

Vertailupaikkojen ja muutettujen paikkojen havainnoille on laskettu ekologinen laatusuhde (ELS) joko jakamalla havaitut arvot vertailuarvolla (kun vesien tilan heikkeneminen laskee muuttujien arvoja) tai jakamalla vertailuarvo havaituilla arvoilla (kun tilan heikkeneminen nostaa laatutekijän arvoja, esim. *a*-klorofylli ja kasviplanktonin biomassa). Luokittelutyössä voidaan käytännössä määrittellä ns. yhteismitallistetut ELS-arvot pisteyttämällä alkuperäisten muuttujien arvot kohdassa 4 kuvatulla tavalla.

3. Luokkarajat

Erinomaisen ja hyvän tilan välinen raja (E/H) määritellään tilastollisen jakauman ja asiantuntija-arvioinnin avulla siten, että raja-arvoa vastaavan muuttujan arvon ala- tai yläpuolella (tai sitä vastaavan ELS-arvon alapuolella) muuttujan voidaan katsoa vaihtuvan VPD:n tarkoittamalla tavalla hyvään tilaan, ilmentäen *vähäistä poikkeamaa luonnontilasta*. Raja-arvoksi voidaan määrittellä esimerkiksi vertai-

lupaikkojen näytteiden 25. prosenttipisteen arvo. E/H-ajan alapuolella olevat arvot jaetaan edelleen tarkemmin neljään tilaluokkaan siten, että raja-arvojen kohdalla *muuttujan poikkeaman* voidaan tulkitua vaihettuvan *kohtalaiseksi* (Hyvä/Tyydyttävä, H/T), *suurehkoksi* (Tyydyttävä/Välttävä, T/V) tai *vakavaksi* (Välttävä/Huono, V/Hu). Luokkarajat on asetettu joko tasavälisesti tai muulla tavoin. Tasaväliset luokkarajat tulevat kyseeseen lähinnä silloin kun luokittelumuuttujan arvot laskevat/nousevat jokseenkin lineaarisesti ja tasaisesti rehevöitymistä tai muuta ihmistoimintaa kuvaavan muuttujan gradientilla. Milloin muuttujan vaste ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille on ei-lineaarinen tai aineisto ekologisen tilan gradientin osalta puutteellinen, voidaan luokkarajat H/T, T/V ja V/Hu asettaa muuttujien olosuhdemuutosta kuvaavalla tavalla tai asiantuntija-arviona.

Rannikkovesissä luokkarajat määritetään eri tavalla kuin sisävesillä, koska vertailupaikkoja ei ole saatavilla, eikä luokkarajojen määrittäminen näin ollen voi perustua vertailupaikkojen näytteiden prosenttipisteisiin. Erinomaisen ja hyvän (E/H) ja hyvän ja tyydyttävän (H/T) välisen rajan arviointi perustuu Suomen ja Ruotsin yhteisiin interkalibrointituloksiin (ks. luku 4.1). Näiden tulosten perusteella E/H välisellä rajalla sallitaan 20 % poikkeama keskimääräisestä referenssiarvosta, mikä käytännössä tarkoittaa sitä, että referenssiarvo kerrotaan 1,2:lla. Vastaavasti H/T välisellä rajalla sallitaan 80 % poikkeama keskimääräisestä referenssiarvosta (kerroin 1,8). Suomi on interkalibrointiharjoituksissa testannut H/T välisen rajan järkevyyttä myös muulla biologisella datalla.

4. Biologisten tekijöiden yhteismitallistaminen

Eri biologisten tekijöiden ja niitä kuvaavien muuttujien keskinäistä vertailua ja yhdennettyä luokittelua varten tulee muuttujat yhteismitallistaa. Yksinkertaisena tapana voidaan käyttää muuttujien pisteyttämistä sen mukaan, mitä tilaluokkaa kukin niistä ilmentää. Pistearvoja annetaan seuraavasti: erinomainen tila = 0.9, hyvä = 0.7, tyydyttävä = 0.5, välttävä = 0.3 ja huono = 0.1. Ajatuksena on, että pisteet edustavat välin 1-0 tasavälisen ELS-luokkien keskilukua. Tällä pyritään siihen, ettei yksi poikkeava luokitustulos vaikuta luokitustulokseen. Koska menettely jossain määrin hävittää informaatiota, tulisi luokkaa arvioitaessa kiinnittää erityistä huomiota tilanteisiin, joissa yksittäinen laatutekijä tai laatutekijöiden yksittäiset muuttujat

ilmentävät huonompaa ekologista tilaa kuin muut tekijät. Pisteytykseen perustuvien yhdennettyjen ELS-arvojen tilaluokka määryytyy kaikilla biologisilla tekijöillä samojen raja-arvojen perusteella: erinomainen >0.8, hyvä ≤ 0.8, tyydyttävä ≤ 0.6, välttävä ≤ 0.4 ja huono ≤ 0.2.

Yhdennetty luokittelu tehdään niin monella biologisella tekijällä kuin mahdollista. Ympäristöhallinnon HERTTA-tietojärjestelmän Vesimuodostumat-osajärjestelmä ilmoittaa tallennettujen lukuarvojen perusteella kullekin muuttujalle laskennallisen luokan. Vesimuodostumalle ilmoitetaan järjestelmässä myös kullekin laatutekijälle muuttujien vallitsevan luokan mukainen laskennallinen luokka (järjestelmä laskee ELS-pisteiden mediaanin, pyöristys alaspäin) sekä yleistilaa kuvaavan laskennallisen luokan kaikkien biologisten laatutekijöiden ELS-pistearvojen mediaanina (kohdassa biologiset tekijät alimmaisena: biologisten tekijöiden nykytilan kokonaisarvio). RKTL tekee jokien laskennallisen kalaluokituksen Vehasen ym. 2006 esittämien periaatteiden mukaan ja järvien kalaluokituksen Tammen ym. 2006 esittämällä tavalla (katso lähemmin luvut 3.3 ja 4.4.6)

5. Fysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten tekijöiden rooli luokittelussa

Veden laadun fysikaalis-kemialliset tekijät ja hydrologis-morfologiset (HyMo)-tekijät ovat luokitusta tukevia suureita, eivätkä ne yksin voi määrätä ekologista luokkaa. Veden laatuluokka ja HyMo-luokka otetaan huomioon vaikutusten arvioinnin yhteydessä. Tilanteissa, joissa niiden ja biologisten tekijöiden luokitustulosten välillä on ristiriita, voi olla syytä tarkistaa luokitustuloksia. Tällöin tarkastellaan eri aineistojen edustavuutta ja kykyä ilmentää koko vesimuodostuman tilaa. Fysikaalis-kemiallisten muuttujien luokkarajat ovat alustavia ja niiden suhdetta biologisiin muuttujiin ja niiden mukaisiin ympäristötavoitteisiin ei monissa pintavesityypeissä vielä tunneta riittävän hyvin. Samoin hydrologis-morfologisten tekijöiden pisteytyskriteerit ovat alustavia. Luokkarajat tulevat täsmennykseen tiedon karttuessa.

6. Laskennallinen ja arvioitu luokka

Seurantatulosten perusteella kertyvä luokitteluai-
neisto edustaa usein tiettyä näytteenottoa paikkaa ja -aika, eikä luokitustulosten edustavuutta koko vesimuodostuman kannalta voida arvioida ilman laajempaa vaikutusarviointia. Seuranta-aineistoon

voi myös liittyä monenlaisia virhelähteitä. Lisäksi tyypittelyjärjestelmä ei aina sovellu sellaisenaan yksiselitteisesti luokiteltavaan kohteeseen. Tämän vuoksi luokittelussa on erotettava käsitteet laskennallinen luokka ja arvioitu luokka. Ensin mainittu tarkoittaa luokittelumuuttujien raja-arvotaulukoiden perusteella määritettyä, tiettyyn seuranta-paikkaan ja -aineistoon liittyvää luokitustulosta. Laskennallinen luokka ilmoitetaan Vesimuodostumat-osajärjestelmässä sekä muuttujakohtaisena että laatutekijöiden eri luokittelumuuttujien yhteen- vetotietona (muuttujien laskennallisten luokkien mediaani). Arvioitu luokka puolestaan tarkoittaa laatutekijöiden yhteenvetotietona esitettävää arviota tilaluokasta, perustuen asiantuntija-arvioihin seuranta-aineiston luotettavuudesta ja edustavuudesta koko vesimuodostuman kannalta. Esimerkiksi yksittäiseen perkaamattomana säilyneeseen koskipaikkaan perustuva hyvä luokittelutulos ei välttämättä ole uskottava koko vesimuodostuman kannalta, mikäli hydro-morfologiset paineet ja kuormituksen taso osoittavat huomattavia ihmis- toiminnasta aiheutuneita muutoksia valtaosassa jokimuodostumaa.

7. Luokituksessa tarkasteltava aikajakso

Ensimmäinen luokittelu vuonna 2008 on tehty vuosijakson 2000–2007 aineistoilla. Tästä poikkeava tarkastelujakso on merkitty Vesimuodostumat -osajärjestelmään lisätietona. Perustelluista syistä muutkin jaksot olivat mahdollisia esim. seuraavissa tilanteissa:

- Vuosijaksolle osuu merkittäviä vesien tilaan parantavasti vaikuttavia vesiensuojelutoimenpiteitä tai vesien tila on selvästi huonontunut kuormituksen lisäyksen tai muun paineen vuoksi jakson aikana. Poikkeuksellisten sääolojen ym. epävarmuustekijöiden vaikutus laskennalliseen luokitustulokseen tulee huomi-

oida arvioitua luokkaa määrättäessä ja esittää lisätietoina miten tämä on tehty.

- Valitun jakson ajalta on dataa vähän, mutta aikaisempaa dataa löytyy aikaisimmilta vuosikymmeniltä, eikä olennaisia muutoksia paineissa eikä veden tilassa ole tapahtunut ja menetelmä on vertailukelpoinen.

8. Tunnuslukujen laskeminen

Luokittelussa käytettävät tunnusluvut on ensin laskettava havaintoaineistosta. SYKE suosittelee seuraavassa kuvattua menettelyä biologisten lukuarvojen laskennassa.

Mikäli biologisista tekijöistä on aineistoa useammilta vuosilta (väliltä 2000–2007 aiemmin mainituin poikkeuksin), lasketaan luokittelutekijöille ensin vuosikohtaiset arvot (kasviplanktonin osalta vuosimediaani) ja näiden perusteella paikkakohtainen mediaani. Edelleen, mikäli vesimuodostumassa on useita havaintopaikkoja (useampi koskipaikka, syvännepiste tms.), lasketaan ensin muuttujille paikkakohtaiset mediaanit. Sen jälkeen vesimuodostumaa koskevaksi, tietojärjestelmään tallennettavaksi luokitustiedoksi lasketaan kullekin muuttujalle paikkakohtaisten mediaanien mediaani. Lisätietona merkitään tarkemmat tiedot lukuarvojen laskentaperusteista, kuten vuosijaksot, havaintojaksot ja -paikat. Jos luokituksessa poikeaan annetusta yleisohjeesta, merkitään poikkeamat perusteluineen lisätietoihin.

9. Tietoaineistoja

Valmiit tietoaineistot ja laskentaohjeet ovat ympäristöhallinnon sisäisillä verkkosivuilla ja hakemis- toissa. Ympäristötietojärjestelmä HERTTAn tietosisältöä avataan vaiheittain ympäristöhallinnon ulkopuolisille asiantuntijoille Internetin kautta; "OIVA - Ympäristö- ja paikkatietopalvelu asian- tuntijoille" (www.ymparisto.fi/oiva).

Mika Visuri





2 Jokien luokittelu

2.1

Pohjaeläimet

Jokien pohjaeläinperustainen luokittelu pohjautuu kolmeen eläimistön tilaa kuvaavaan luokittelumuuttujaan: tyypille ominaisten taksonien lukumäärään, tyypille ominaisten EPT-heimojen (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) lukumäärään sekä yhteisöjen samankaltaisuuden asetta kuvaavaan PMA-indeksiin. Luokittelu perustuu potkuhaavimenetelmällä (standardi SFS 5077) otettuihin koskien pohjaeläinnäytteisiin. Luokittelumuuttujien laskenta tehdään kokoomanäytteistä, jotka muodostetaan laskemalla yhteen rinnakkaisnäytteissä havaittujen pohjaeläintaksonien tiheydet. Luokittelun kehittämistä varten käytettävissä olleessa aineistossa on ollut vaihteleva määrä rinnakkaisnäytteitä, tyypillisesti joko neljä 30 sekunnin rinnakkaisnäytettä tai kolme yhden minuutin näytettä. Vertailuaineisto on muodostettu yhdistämällä koskikohtaisesti nämä rinnakkaiset yhdeksi kahden tai kolmen minuutin näytteeksi. Luokittelussa olisikin syytä käyttää samankokoisia näytteitä. Mikäli käytössä on uuden ohjeen mukaisia, joko kuudesta tai yhdeksästä rinnakkaisnäytteestä muodostuvia näytteitä, täytyy näistä luokitteluun erikseen valita neljä rinnakkaisnäytettä. Alustavissa tarkasteluissa hitaan virtauksen alueelta otetuissa näytteissä eläinten yksilömäärät olivat alhaisempia verrattuna nopean virtauksen alueelta otettuihin näytteisiin. Tämän vuoksi luokittelussa suositellaankin mahdollisuuksien mukaan käytettäväksi etupäässä nopean virtauksen alueelta otettuja näytteitä. Mikäli tämä ei ole mahdollista, valitaan yhdistettävät näytteet satunnaisesti. Luokittelua voidaan soveltaa myös hydro-morfologi-

altaan muutettuihin koski- ja virtapaikkoihin, joissa ns. potkuhaavinäytteiden otto on mahdollista. Voimakkaasti muutetuksi nimettyjen jokien osalta luokittelukriteerit määritellään erikseen.

Tyyppiominaisten taksonien lukumäärä (Hämäläinen ym. 2002, 2007) on kullekin jokityypille ominaisten taksonien havaittu lukumäärä. Tällä luokittelumuuttujalla kuvataan taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta. Indeksillä on suora johdannainen maailmalla yleisesti käytetystä havaittujen ja ennustettujen taksonien suhteesta (esim. RIVPACS; Moss ym. 1987, Aroviita ym. 2008). Indeksissä tyypille ominaisiksi taksoneiksi on rajattu sellaiset taksonit, jotka esiintyvät vähintään 40 prosentilla tyypin vertailupaikoista. Ekologisen laatusuhteen laskennassa odotusarvona käytetään tyypin mediaania. Tyypikohtaiset lajilistat on esitetty liitteissä 1.1.1 ja 1.1.2. Savisameiden jokityyppien tyyppiominaisina lajeina käytetään vastaavien turvemaiden jokityyppien tyypilajeja. Savisameiden jokityyppien alustavina vertailuarvoina käytetään vastaavia turvemaiden jokityyppien mediaaneja, joista on vähennetty 10 %. Vertailuarvot on esitetty varsinaisessa luokkarajataulukossa (liite 1.1.)

Tyyppiominaisten EPT-heimojen lukumäärä on kullekin tyypille ominaisten päivänkorento-, koskikorento- ja vesiperhosheimojen havaittu lukumäärä. Muuttuja kuvaa tärkeiden taksonomisten ryhmien esiintymistä ja puuttumista. EPT-heimoja pidetään yleisesti herkinä erilaisille elinympäristöjen muutoksille ja EPT-heimoja kuvaavat muuttajat ovatkin keskeisiä muuttujia esimerkiksi erilaisissa monimuuttujaisissa indekseissä (ks. esim. Karr ja Chu 1999). Myös tyyppiominaisten heimojen esiintymisen kynnsarvo on 40 % vertailupaikoista. Tyypikohtaiset EPT-heimojen listat on esitetty liitteessä 1.1.2 ja tyyppien mediaaniarvot varsinais-

nessa luokkarajataulukossa (Liite 1.1). Savisameille jokityypeille ominaiset EPT-heimot katsotaan vastaavien turvemaiden jokityyppien kohdalta. Savisameiden tyyppien vertailuarvot on määritetty kuten edellä ja ne on esitetty varsinaisessa luokkarajataulukossa (Liite 1.1).

Suhteellinen mallinkaltaisuus (Percent Model Affinity, PMA) kuvaa pohjaeläinlajiston koostumusta ja runsaussuhteita (Novak ja Bode 1992, Hämäläinen ym. 2007). Indeksissä verrataan arvioitavan kohteen lajiston suhteellisia osuuksia vertailuaineistosta laskettuihin lajien keskimääriin suhteellisiin osuuksiin. Indeksillä huomio myös lajit, joita ei vertailuaineistosta ole tavattu. PMA kuvaa myös muutoksia, joissa yhteisön lajimäärä kasvaa ympäristön tilan muutoksen seurauksena. Indeksillä lasketaan kaavalla

$$PMA = 1 - 0,5 \sum |a_i - b_i|$$

jossa

a_i = taksonin i suhteellinen osuus vertailuyhteisössä.

b_i = taksonin i osuus arvioitavan kohteen näytteessä.

Ekologisen laatusuhteen laskennassa käytetään tyyppikohtaisia mediaaniarvoja. Mediaaniarvot on esitetty luokkarajataulukossa (Liite 1.1). Savisameiden tyyppien vertailuarvot on määritetty kuten edellä.

Luokittelutestauksissa on muuttujana käytetty lisäksi myös Brittein saarilla kehitettyä orgaanista kuormitusta kuvaavaa *ASPT-indeksiä* (Average Score Per Taxon, Armitage ym. 1983). Indeksillä ei käytetä varsinaisessa luokittelussa, mutta sen vertailuarvot on kuitenkin edelleen esitetty luokkarajataulukossa, koska muuttujaa käytetään jonkin verran esimerkiksi velvoitetarkkailuissa. Indeksiiin sisältyville pohjaeläinheimoille on annettu niiden herkkyyttä kuvaavat pistearvot (Liite 1.1.2). Indeksillä lasketaan siten, että näytteestä tavattujen heimojen pistearvot lasketaan yhteen, jonka jälkeen saatu summa jaetaan laskennassa mukana olleiden heimojen lukumäärällä. Muuttujaa voidaan hyödyntää luokittelussa taustamuuttujana sekä kotimaisissa ja kansainvälisissä vertailuissa.

Tyyppikohtaisten luokkarajojen asettaminen

Jokien luokittelussa tilaluokkien rajat on toistaiseksi asetettu tasavälisesti siten, että erinomaisen ja hyvän tilaluokan raja-arvoksi (E/H) on määrätty tyyppien vertailukohteiden muuttujajakauman 25. prosenttipiste (25P). Pistettä pienemmät arvot on jaettu neljään ta-



Yllä: Vesiperhosen toukka *Rhyacophila nubila* (Vesa Vuori)
Alla: Piilevä *Frustulia* sp. (S. M. Karjalainen)

saväliseen luokkaan niin, että hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvo (H/T) = $\frac{3}{4}$ *25P, tyydyttävän ja välttävän luokan raja-arvo (T/V) = $\frac{1}{2}$ *25P, ja välttävän ja huonon luokan raja-arvo (V/Hu) = $\frac{1}{4}$ *25P. Savisameiden tyyppien osalta menettely ei tuottanut mielekkäitä luokituksia, minkä vuoksi näille tyypeille asetettiin seuraavat laskennalliset luokkarajat: E/H = 75 % turvemaiden vastaavien tyyppien vertailuarvosta, H/T = 60 %, T/V = 30 % ja V/Hu = 10 % (vastaavasti).

Lisätietoja: Heikki Mykrä, Kari-Matti Vuori

Lähteet

- Armitage, P., Moss, D. D., Wright, J. F. & Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17(3): 333-347.
- Aroviita, J., Koskenniemi, E., Kotanen, J. & Hämäläinen, H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environmental Management* 42(5): 894-906.
- Hämäläinen, H., Koskenniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of the WFD: sketches from Finnish streams. *Julk.: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.). Typology and ecological classification of lakes and rivers. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. TemaNord 566. S. 55-58.*
- Hämäläinen, H., Aroviita, J., Koskenniemi, E., Bonde, A. & Kotanen, J. 2007. Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. Vaasa, Länsi-Suomen ympäristökeskus. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4/2007. 66 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=258381&lan=fi&clan=fi>
- Karr, J. R. & Chu, E. W. 1999. Restoring life in running waters: Better biological monitoring. Washington, DC, Island Press. 210 s.
- Novak, M. A. & Bode, R. W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11(1): 80-85.
- Moss, D., Furse, M. T., Wright, J. F. & Armitage, P. D. 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17(1): 41-52.

Piilevät

Vesipolitiikan puitedirektiivissä mainitaan yhtenä luokiteltavana laatutekijänä makrofytyt ja perifyton. Suomessa jokimakrofytyteistä ei luokittelun ensimmäisessä vaiheessa ollut käytettävissä riittävää aineistoa. Vastaavasti perifytonlajistosta oli tietoja lähinnä vain piilevistä. Piilevien osalta SYKE on selvittänyt IPS-indeksin vertailuololoja ja arvioinut EU:n interkalibrointityön yhteydessä Elorannan ja Soinisen (2002) esittämien luokkarajojen soveltuvuutta. Jokityypin välillä ei käytännössä havaittu eroja IPS-indeksin vertailuarvoissa (Mykrä ym., julkaisematon aineisto). Elorannan ja Soinisen esittämät luokkarajat olivat myös hyvin vertailukelpoisia muiden pohjoisen interkalibrointialueen jäsenmaiden (Irlanti, Englanti, Ruotsi) luokkarajojen kanssa (Kelly ym. 2007), joten niitä arvioitiin voitavan käyttää luokittelussa alustavina kriteereinä (Liite 1.2). Luokittelussa käytetään koski- tai virtapaikkojen kiviltä kerättyjä piilevänäytteitä. Luokittelun tukena erityisesti turvemaiden humuspitoisissa jokityypeissä voidaan tarkastella myös muita piileväindeksejä ja ekologisia jakaumia, joita on esitetty Elorannan ym. (2007) laatimassa oppaassa.

Lisätietoja: Heikki Mykrä, Satu Maaria Karjalainen

Lähteet

- Eloranta, P. & Soininen, J. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* 14(1): 1-7.
- Eloranta, P., Karjalainen, S.-M. & Vuori, K.-M. 2007. Piileväyhteisöt jokivesien ekologisen tilan luokittelussa ja seurannassa - menetelmäohjeet. Oulu, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Ympäristöopas. 58 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=299154&lan=FI>
- Kelly, M., Jarlman, A., Kennedy, B., Bennett, C., Mykrä, H., Miettinen, J., Vuori, K.-M., Kahlert, M. & Gonczi, M. 2007. Northern Rivers GIG Phytobenthos Intercalibration Exercise. Rivers Northern GIG phytobenthos final report, 15 June 2007. 31 s. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/milestone_reports/milestone_reports_2007&vm=detailed&sb=Title

Kalat

Jokien kalaperustainen luokittelu tehdään RKTln kehittämällä kalaindeksillä (Vehanen ym. 2006). Indeksiksi pohjautuu viiteen ekologista tilaa kuvaavaan luokittelumuuttuun: lohikalajien 0+-ikäisten poikasten tiheyteen (kpl 100 m² kohden), särkikalajien (*Cyprinidae*) tiheyteen, lajiluku-määrään, herkkien lajien osuuteen lajimäärästä sekä kestävien lajien osuuteen lajimäärästä. Luokittelu perustuu koskien sähkökalastusnäytteisiin. Yleisluokittelua varten eri jokityypeille on laskettu suuntaa antavat luokkarajat.

Lohen ja taimenen 0+-ikäisten poikasten esiintyminen kertoo luontaisen lisääntymisen onnistumisesta alueella osoittaen joen hyvää rakenteellista tilaa sekä vedenlaadusta erityisesti korkeaa happipitoisuutta. Kesänvanhoja poikasia käytetään harvoin istutuksessa joten niiden esiintyminen kertoo luonnontuotannon onnistumisesta. Sähkökalastuksessa saaliiksi saatujen 0+-ikäisten lohen ja taimenen poikasten lukumäärä lasketaan 100 m²:n pinta-alaa kohden.

Särkikalajien suuri osuus saaliissa kuvastaa erityisesti rehevöitymistä, mutta voi kuvastaa myös muita, esimerkiksi rakenteellisia (virrannopeus, vesisyvyys, yms.) muutoksia. Sähkökalastuksessa saaliiksi saatujen särkikalajien lukumäärä lasketaan 100 m²:n pinta-alaa kohden.

Alhainen *lajimäärä* voi olla luontaista erityisesti pohjoisille oligotrofisille virtavesikohteille, mutta



Sähkökalastusta, Seinäjoki (Liisa Kantola)

muualla alhainen lajimäärä yleensä viittaa joen tilassa tapahtuneisiin muutoksiin. Näitä voivat olla esimerkiksi rakenteelliset muutokset (esim. perkaus, vaellusesteet), tai mahdolliset myrkkövaikutukset. Myös suuret lajimäärät voivat erityisesti rehevöitymisen alkuvaiheessa olla merkinä tilan heikkenemisestä. Keskimäärin suomalaisten virtavesien lajimäärä on alhainen verrattuna eteläisempään Eurooppaan. Lajimäärä lasketaan laskemalla yhteen sähkökalastusnäytteestä saadut lajit.

Ympäristömuutoksille herkkät lajit on esitetty liitteessä 1.3.1. Lohikalat yleisesti indikoivat sekä virtajaksojen hyvää rakenteellista tilaa että myös vedenlaatua. Pohjakalat, kuten simput, ovat herkkiä kemiallisten aineiden kertymille. Myös nahkiainen on herkkä ympäristössä tapahtuville muutoksille, erityisesti happamoitumiselle. Herkkien lajien osuus lajilukumäärästä lasketaan jakamalla saaliksi saatujen herkkien lajien lajiluku kokonaislajiluvulla.

Ympäristömuutoksille kestäviksi lajeiksi luokiteltiin esimerkiksi ruutana, joka kestää alhaisia happipitoisuuksia, sekä niin sanottuja yleislajeja, kuten ahven ja särki (liite 1.3.1). Kestävien lajien osuus lajilukumäärästä lasketaan jakamalla saaliksi saatujen toleranttien lajien lajiluku kokonaislajiluvulla.

Tyypikohtaisten luokkarajojen asettaminen

Kala-aineistosta *vertailuarvoina* käytettiin joko 75 % arvoa tai 25 % arvoa (nouseva vaste ihmistoimintaan). Erinomaisen ja hyvän tilaluokan muuttujan raja-arvoksi asetettiin tyyppin vertailukohteiden 25 prosenttipiste. Muut tilaluokkien rajat asetettiin tasavälisesti. Savisameista joista ei ollut vertailuaineistoa. Näille tyypeille asetettiin vertailuarvoiksi 75 % vastaavan kokoluokan turvemaiden tyyppin vertailuarvosta. Luokkarajat on esitetty liitteessä 1.3.

Tässä on esitetty ensimmäisellä luokittelukieroksella käytetyt luokittelukriteerit. Kriteereitä on myöhemmin tarkennettu (Vehanen ym. 2010).

Lisätietoja: Teppo Vehanen

Lähteet

Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2006. Kalayhteisöt jokien ekologisen tilan seurannassa ja arvioinnissa. Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 398. 36 s. <http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/raportti398.pdf>

Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2010. Environmental assessment of boreal rivers using fish data - a contribution to the Water Framework Directive. *Fisheries Management and Ecology* 17(1):165–175.

2.4

Fysikaalis-kemialliset tekijät

Luokittelumuuttujiksi on valittu kokonaisfosfori (kok.P), kokonaistyyppi (kok. N) ja pH savimaiden jokityyppejä lukuun ottamatta. Niissä luokittelumuuttujana on kok. P. Ravinteiden osalta vertailuolojen määrittely perustuu valtakunnallisessa seurannassa pitkään seurattujen vertailuolaja edustavien jokien vuosien 1995–2006 seurantatulosten tilastolliseen tarkasteluun. Ekologisen tilan kannalta luokittelussa olisi mielekästä tarkastella lähinnä kasvukauden aikaisia ravinnetasoja, mutta tältä osin riittävää aineistoa ei ole käytettävissä. Alustavat tulokset osoittivat, että turve- ja kangasmaiden jokityyppien välillä oli selviä eroja. Sekä turve- että kangasmaiden jokityypeissä pienet jokityypit poikkesivat suuremmista tyypeistä. Siten suuremmat jokityypit yhdistettiin jatkotarkasteluissa. Luokkarajojen määrittelyä varten tarkasteltiin vertailujokien ohella kuormitettujen jokien seurantatulosten tilastollisia tunnuslukuja vuosijaksolla 1976–2006.

Savimaiden jokityypeistä ei vertailupaikkoja ollut käytettävissä. Niiden osalta vertailuolot ja luokkarajat perustuvat asiantuntija-arvioihin ja kuormitettujen paikkojen tilastollisiin tunnuslukuihin. Raja-arvoja on tarkistettu alueellisten ympäristökeskusten asiantuntija-arvioiden ja luokittelutestien perusteella. Jokiveden pH-arvojen seurantatuloksia on vertailujokivesistä useiden tyyppien osalta niukasti. Raja-arvot perustuvat asiantuntija-arvioihin ja tutkimustuloksiin eri pH-tasojen toksisista vaikutuksista eliöstöön.

Ehdotetut luokkarajat on esitetty liitteessä 1.4. Tiedot on tallennettu HERTTAN Vesimuodostumat-osajärjestelmään. Raja-arvojen soveltamisessa on huomattava seuraavaa:

- Jokiluokittelun tulisi perustua seuranta-aineistoon, jossa on näytteenotto vähintään 4 kertaa vuodessa. Luokkaa määrättäessä tulisi tarkastella pidemmän jakson mediaaneja (ravinteet). Hapamuuden osalta laskennallinen luokka suositellaan määriteltäväksi aiemmasta ohjeesta poiketen koko tarkastelujakson (suositus 2000–2007) pH-minimin perusteella minimien keskiarvon sijasta. Mikäli koko jakson minimi osoittaa heikentyntä tilaa, on arvioitua luokkaa määrättäessä huomioitava tarkemmin vuotuiset pH-minimitasot, niiden kesto ja ajoittuminen suhteessa kalojen ja pohjaeläinten herkkyyteen.



Kari-Matti Vuori

- b. Tietojen keruu kohdennetaan jokimuodostuman alaosalle. Tietojen edustavuutta ja luotettavuutta tulee kuitenkin arvioida kriittisesti useamman näytenpisteen osalta aina kun niitä on käytettävissä. Alajuoksun tila voi esimerkiksi kuormittavien sivujokien takia olla selvästi heikompi kuin keski- ja yläjuoksulla. Tällöin voi olla perusteltua perustaa luokittelu paikkakohtaisten ravinne-mediaanien yli laskettuun mediaaniin tai pH-minimien mediaaniin.
- c. Veden laadusta tehdään kokonaisarvio, jossa yhdistetään kaikkien laatutekijöiden antama tieto veden tilasta. Mikäli pH-tasot osoittavat sellaista heikentyneitä tilaa, jolla yksistään arvioidaan olevan haitallisia vaikutuksia biologiaan, määräytyy luokka tämän mukaan eikä ravinnetasojä tarkastella. Mikäli kokonaisravinteet luokituvat eri tavoin, painotetaan kokonaisfosforin tuloksia, koska fosfori on sisävesien tärkein biomassan kasvua rajoittava tekijä ja kokonaistypen pitoisuusvaihtelu on epävarmemmin todettavissa. Luokituksessa käytetään apuna muita tietoja veden laadusta (laatutekijöitä, joille ei ole toistaiseksi esitetty luokkarajoja, esim. jätevesien vaikutusta osoittavat hygienian indikaattoribakteerit, ammoniumtyyppi). Lisäksi tarkastellaan aineiston riittävyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

Lisätietoja: Jorma Niemi, Kari-Matti Vuori

2.5

Hydrologis-morfologiset tekijät

Hydrologis-morfologiset tekijät tukevat ekologista luokitusta. Erinomaisessa ekologisessa luokassa olevissa jokivesissä eräiden hydrologiaa, esteettömyyttä ja morfologiaa kuvaavien kriteerien pitää täytyä (asetus vesienhoidon järjestemisestä, liite 1). Sen sijaan hyvässä ja tyydyttävässä ekologisessa luokassa riittää, että vallitsevat hydrologis-morfologiset olot eivät haittaa biologisten tilatavoitteiden saavuttamis-

ta. Voimakkaasti muutetuiksi nimetään ne joet, joissa hydrologis-morfologiset tekijät ovat muuttuneet niin paljon, ettei hyvää ekologista tilaa voida saavuttaa ilman merkittävää haittaa vesistön tärkeille käyttötarkoituksille. Näissä jokivesissä ekologinen luokitus tehdään muista jokivesistä poikkeavalla tavalla (ks. Luku 5).

Jokien hydrologis-morfologisten muutosten arviointi perustuu seuraaviin tekijöihin:

1. Patojen ja muiden rakenteiden aiheuttamat nousuesteet
2. Allastuminen eli rakennettu putouskorkeus
3. Rakennettu osuus (perkaukset, pengerrykset, uudet uomat, kuivat uomat ja uoman oikaisut) rantaviivan tai uoman pituudesta
4. Virtaaman vrk-vaihtelun suuruus suhteessa keskivirtaamaan normaalissa vesitilanteessa.
5. Muutos kevään suurimmassa virtaamassa luonnonmukaiseksi palautettuun tai luonnonmukaiseen virtaamaan verrattuna ai kriittisten alivirtaamatilanteiden yleisyys

Hydrologis-morfologisen tila-arvioinnin kriteerit ja kokonaisarviointimenetelmä on kuvattu tarkemmin tämän oppaan toisessa osassa. Hydrologis-morfologisesti erinomaiseen tilaan määritetään ne joet, joissa on enintään vähäisiä muutoksia hydrologis-morfologisissa tekijöissä ja muutosten summa on alle 4 pistettä. Esteettömyyden arvioinnissa joessa tai järven luusuassa sijaitseva vesieliöiden liikkumisen estävä pato johtaa aina arvioon, ettei joki ole hydrologis-morfologiselta tilaltaan erinomainen. Tyydyttävään tai sitä huonompaan hydrologis-morfologiseen tilaan määritetään joet, joissa vähintään yhden kriteerin suhteen muutoksen on arvioitu olevan suuri tai hydrologis-morfologisten muutosten summa on vähintään 6 pistettä. Näissä jokivesissä voi olla suuria muutoksia, mutta on mahdollista, että ainakin osa tähän ryhmään kuuluvista jokivesistä voi saavuttaa hyvälle ekologiselle tilalle asetettavat tavoitteet tilaa parantavilla toimenpiteillä.

Lisätietoja: Antton Keto, Mika Marttunen



3 Järvien luokittelu

3.1

Kasviplankton

Järvien kasviplanktoniin perustuva luokittelu toteutetaan kolmen luokittelumuuttujan avulla: kasviplanktonin kokonaisbiomassa märkäpainona, *a*-klorofyllipitoisuus ja apumuuttujana haitallisten sinilevien eli syanobakteerien prosenttiosuus kokonaisbiomassasta (Huomaa, sisältää vain kukintoja muodostavat ja mahdollisesti myrkylliset sinilevät; Liite 2.1.3).

Kokonaisbiomassan ja sinilevien prosenttiosuuden luokittelukriteereitä varten poimittiin SYKEN ylläpitämästä kasviplanktonrekisteristä aineisto vuosilta 1980–2006 kesä-, heinä- ja elokuulta. Vertailujärviltä havaintopaikkoja oli 172 ja analyysituloksia yhteensä 712. Kokoomanäytteet edustavat yleensä ylintä vesikerrosta (0-2 m). Pääosa näytteistä on otettu suurista ja keskisuurista järvistä aiemmin seurannassa toteutettujen suuntaviivojen mukaisesti. Sen vuoksi pienet järvet ovat aliedustettuina tämän hetkessä tarkastelussa, mikä on havaittavissa näiden tyyppien vertailujärvien vähäisenä määränä. Havaintojen määrä vaihtelee havaintopaikkojen ja vuosien välillä. Jotta yksittäinen vuosi ei painottuisi liikaa vertailujärven havaintopaikan biomassan ja sinileväprosenttiosuuden laskennassa, kultakin havaintopaikalta määritettiin havaintojen vuosimediaanit (biomassa: kesä-elokuu; sinilevän prosenttiosuus: heinä-elokuu), joiden perusteella laskettiin havaintopaikkokohtaiset mediaanit ja näistä edelleen järvikohtaiset mediaanit. Vertailuluku on mediaaniarvo järvikohtaisista mediaaneista ko. järvityypille. Luokkarajat ovat vastaavasti havaintopaikkojen mediaanien 75. ja 95. prosenttipiste (Taulukko 1).

Klorofylli-aineistona käytettiin vuosien 1976–2006 pintaveden (0-2 m, kokoomanäytteet ja eril-

lisnäytteet) havaintoja. Vanhaa aineistoa käytettiin, koska vesien tila oli aiemmin paikoin mm. suurilla järvillä selvästi huonompi kuin nykyisin ja vedenlaatu muuttajat lähempänä välttävää ja huonoa. Luokat saadaan näin paremmin vastaamaan asiantuntijoiden käsitystä rehevyydestä. Tosin 1976–1990 klorofylliarvot ovat voineet olla ravinnetasoon nähden liian matalia varsinkin metsäteollisuuden kuormittamalla vesillä leväkasvua estävien tekijöiden vuoksi. Aineistoon kuuluvissa humusvesissä runsaasti klorofylliä sisältävän *Gonyostomum semen* -levän satunnainen ja todentamaton esiintyminen vaikutti luokkarajoja asetettaessa.

Havaintoaineistojen jakauman tunnusluvut ja luokkarajat laskettiin kasvukaudelle (kesä-syyskuu). Vertailuarvot perustuvat järvien keskilukuihin (vertailujärvien mediaani). Luokkarajat asetettiin käyttäen apuna vertailujärvien jakauman 75. ja 95. prosenttipistettä (Taulukko 2), klorofyllipitoisuuden kokonaisjakaumaa kunkin tyyppin järvissä sekä asiantuntija-arviota. Interkalibroinnin tuloksia noudatettiin soveltaen niitä suomalaisiin pintavesityyppeihin.

Taulukko 1. Kasviplanktonin kokonaisbiomassan ja sinileväprosenttiosuuden luokkarajojen laskenta vertailujärvien jakaumatietojen avulla.

Luokka	Raja-arvojen laskenta
Erinomainen/Hyvä (E/H)	75 % havaintopaikkojen mediaaneista
Hyvä/Tyydyttävä (H/T)	95 % havaintopaikkojen mediaaneista + vertailuluku /2
Tyydyttävä/Välttävä (T/V)	2 x H/T
Välttävä/Huono (V/Hu)	2 x T/V (biomassalle; sinileväosuudelle suuntaa antavasti)

Taulukko 2. Klorofyllipitoisuuden luokkarajojen laskenta vertailujärvien jakaumatietojen avulla.

Luokka	Raja-arvojen laskenta
Erinomainen/Hyvä (E/H)	75 % havaintopaikkojen mediaaneista
Hyvä/Tyydyttävä (H/T)	95 % havaintopaikkojen mediaaneista + vertailuluku /2
Tyydyttävä/Välttävä (T/V)	2 x H/T suuntaa antavasti
Välttävä/Huono (V/Hu)	2 x T/V suuntaa antavasti

Luokittelumuuttujat ja luokittelun tekninen toteutus

Liitteessä 2.1 on esitetty vertailuarvot ja luokkarajat kasviplanktonin **biomassalle**, ***a*-klorofyllille** ja **sinileväprosentille**. Raja-arvojen soveltamisessa on huomioitava seuraavaa:

Seurantajärvien ekologisen tilan arviointiin käytetään ensisijaisesti havaintoja vuosilta 2000–2007. Luotettava tilan arviointi edellyttää yleensä havaintoja useammalta kuin yhdeltä vuodelta. Kasviplanktonin **biomassan** osalta suositeltavana tarkastelujaksona on kesä-elokuu, ***a*-klorofyllin** osalta kesä-syyskuu ja **sinileväprosenttisuuksissa** heinä- ja elokuu. Teknisesti laskenta toteutetaan siten, että ensin kullekin seurantajärven havaintopaikalle määritetään havaintojen vuosimediaanit, joiden perusteella lasketaan havaintopaikkakohtaiset mediaanit ja näistä edelleen järviokohtainen mediaani. Nämä lukuarvot tallennetaan HERTTAN Vesimuodostumat-osajärjestelmään.

Kokonaisbiomassa ja *a*-klorofylli soveltuvat huonosti luokitteluun *Gonyostomum semen* -limalevän (Raphidophyceae) dominoimissa järvissä. Näissä järvissä biomassassa voi olla samaa suuruusluokkaa kuin rehevissä järvissä. Erityisesti pienet järvet, joissa *a*-klorofylli ja kokonaisbiomassa ovat hyvin korkeita, on tarkistettava lajistotuloksista *Gonyostomumin* mahdollinen esiintyminen. Korkea *a*-klorofyllin määrä yksin ei tarkoita välttämättä sitä, että kyseessä on *Gonyostomum*-järvi. Asia on tarkistettava aina kasviplanktonin lajistotuloksista.

Vesien ekologisen tilan luokittelussa käytetään tukena kasviplanktonin taksonikoostumusta siten, että lasketaan levien massaesiintymiä muodostavien eli **haitallisten sinilevien (syanoakteerien) prosenttisuus kokonaisbiomassasta**. Suhdeluvun laskennassa käytettävät haitalliset sinilevätkäset on esitetty liitteessä 2.1.3. Vertailuluku laskettiin ja raja-arvot asetettiin kuten kokonaisbiomassalle (Taulukko 1). Sinilevien luokkarajat perustuvat heinä- ja elokuun aineistoon. Havaintojen rajallisuuden takia sinilevien vertailuarvot ja prosenttiosuuksien luokkarajat laskettiin tässä vaiheessa havaintojen pohjalta vain järviyypeille SVh, Vh ja Sh. Muille järviyypeille vertailuarvot ja luokkarajat arvioitiin eurooppalaisen interkalibroinnin tämän hetkisten suositusten pohjalta. Tyypeille PoLa, Lv ja RrRk ei esitetä tässä vaiheessa vertailuolua, koska aineistoa ei ole riittävästi.



Sinilevä *Anabaena* sp (Reija Jokipii)

Sinilevien vertailuarvoja ja luokkarajoja tullaan tarkentamaan, kun erityyppisistä järvistä on käytettävissä enemmän havaintoja. Sinilevämuuttujan luonne kasviplanktonlaatutekijän luokittelussa on apua antava. Yksittäisen tuloksen perusteella ei tule ratkaista luokkaa, mikäli tulos poikkeaa oleellisesti muiden kasviplanktonin muuttujien antamasta kokonaiskuvasta. Sinilevien ohella myös muuta kasviplanktonin taksonikoostumusta voidaan hyödyntää ekologisessa luokittelussa. Tässä vaiheessa näille muuttujille (kappale 3.1.3) ei ole vielä määritetty vertailuolua.

Laatutekijän yhteenvetoa ja arvioitua luokkaa muodostettaessa on otettava huomioon aineistossa mahdollisesti olevat laatuerot. Kasviplanktonin yhteenvetotietoina tietojärjestelmässä esitettävä laskennallinen luokka muodostetaan muuttujien luokkien perusteella käyttäen ohjeen alussa esitettyä pisteytystä. Sinileväprosentti-muuttujan luonne kasviplanktonlaatutekijän luokittelussa on apua antava. Minkään muuttujan yksittäisten tai epäedustavien tuloksien avulla ei tule ratkaista kasviplanktonin luokkaa, mikäli tulokset poikkeavat oleellisesti muiden kasviplanktonin muuttujien antamasta kokonaiskuvasta. Arvioitua luokkaa

määrättäessä voidaan myös huomioida tarkastelujakson soveltuvuus luokitettavaan kohteeseen. Esimerkiksi monissa Lapin kohteissa voi kasviplanktonin biomassan tilannetta kesä-elokuun sijasta edustaa paremmin loppukesä.

3.1.2

Indikaattorilajit ja jatkotyö

Järvityypin ei-kuormitetuille tai kuormitetuille vesille tyypilliset kasviplanktonit on alustavasti nimetty suomalaisille kirkkaille ja humusvesille (Lepistö ym. 2004). Indikaattoritaksonit ovat yhteneväisiä EU:n rahoittamassa Rebecca-projektissa nimettyjen indikaattoreiden kanssa (liitteet 2.1.1 ja 2.1.2). Rebecca-projektin aineisto on koottu Norjasta ja Suomesta ja vähäisessä määrin Ruotsista ja Brittein saarilta. Pohjoismainen aineisto on keskenään vertailukelpoista samanlaisten tutkimusmenetelmien ja aiemmin toteutetun lajiston yhdenmukaistamisen ansiosta.

Osa kasviplanktonlajeista ilmentää alkavaa tai voimakasta rehevöitymistä ja veden humuspitoisuudesta riippuen erilaista ekologista tilaa. Indikaattorilajien käyttöä ekologisessa luokittelussa ei vielä ole lopullisesti ratkaistu. On edelleen määrittämättä esimerkiksi se, kuinka usein ja runsaasti kuormitetuille vesille tyypillistä indikaattorilajia saa esiintyä kuormittamattomaksi luokitellussa järvessä. Indikaattorilajiston avulla voidaan tarkentaa vesien ekologisen tilan arviointia ja ihmistoiminnan rehevöittävän vaikutuksen voimakkuutta. Kultalevien prosenttiosuuksien käyttöä etenkin humusvesissä ja pennaattisten piilevien (Bacillariales = Pennales) prosenttiosuuksien soveltamista ekologisessa luokittelussa tullaan myös jatkossa tarkastelemaan.

Lisätietoja: Anna-Liisa Holopainen, Marko Järvinen, Sari Mitikka, Ansa Pilke

Lähteet

- Lepistö, L., Holopainen, A.-L. & Vuoristo, H. 2004. Type-specific and indicator taxa of phytoplankton as a quality criterion for assessing the ecological status of Finnish boreal lakes. *Limnologia* 34(3): 236-248.
- Ptacnik, R., Lepistö, L., Willén, E., Brettum, P., Andersen, T., Rekolainen, S., Lyche Solheim, A. & Carvalho, L. 2008. Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. *Aquatic Ecology* 42(2): 227-236. <http://www.springerlink.com/content/tr33754718k83740/fulltext.pdf>

3.2

Vesikasvit

Makrofytytiluokittelun kehittämisessä käytetty aineisto perustuu noin 773 järven, lammen tai järven osan vesikasvitutkimuksiin (Leka ym. 2008). Aineisto on kerätty vaihtelevin menetelmin, minkä vuoksi erityisesti runsausarvioiden vertailtavuus on osin hankalaa. Yli 50 hehtaarin suuruisia tyyppiteltyjä järviä on 375 kappaletta. Luokittelukriteerit kehitettiin erikseen Pohjois-Suomen (Lapin) ja Etelä-Suomen järville, koska lajimäärä väheni voimakkaasti samankin tyyppin sisällä pohjoiseen mentäessä. Lajimuuttujien osalta tyyppilajien (tavataan yli puolella tyyppin järvistä) suhteellinen osuus erotteli parhaiten kuormitetut ja referenssijärvet toisistaan sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa. Myös suhteellinen mallinkaltaisuus (PMA) antoi kohtalaisen hyviä tuloksia. Runsausmuuttujien osalta eutrofia ja oligotrofia lajien osuus vaikutti toimivalta Etelä-Suomessa, mutta Pohjois-Suomessa ei mikään runsausmuuttujista erottanut kuormitettuja järviä toisistaan (Leka ym. 2008).



Vesikasvi-inventointia päävyöhykemenetelmällä (Mika Visuri)



Kirkasvetisten järvien tyyppilajistoa ovat nuottaruoho (ylin kuva, Seppo Hellsten), mutta Keski-Suomen järvialueella myös raania tavataan yleisesti (keskikuva, Minna Tuomala). Vesirutto muodostaa vieraslajina massakasvustoja Kuusamon kirkasvetisissä järvissä (alin kuva, Seppo Hellsten).

Rebecca-projektissa ja eurooppalaisessa interkalibroinnissa käytettiin osin edellä mainittua aineistoa ja sovellettu eri kasvilajien rehevyysvasteeseen perustuvaa referenssi-indeksiä (Penning ym. 2008a,b). Referenssi-indeksi perustuu lajien rehevöitymävasteeseen eli osoittaa lajiston esiintymistä eri fosforigradienteilla. Menetelmä on käytössä mm. Norjassa ja on hyvin yhteensopiva eurooppalaisessa interkalibroinnissa kehitetyn yhteisen ICCM-indeksin kanssa. Tulosten perusteella kirkasvetiset rehevöityneet järvet erottuvat selvästi vertailujärvistä, mutta tummavetisissä järvissä humukseen sitoutunut fosfori haittaa tulosten tulkintaa.

SYKE on viimeistellyt Lekan ym. (2008) aineistoa vahvistetun tyyppittelyn mukaiseksi ja kehittänyt järviytypeittäin (Etelä- ja Pohjois-Suomi erikseen) vertailuarvoja ja luokkarajoja seuraaville muuttujille (*:lla merkitty muuttujat, joihin luokittelu perustuu)

- lajimäärä
- tyyppilajien määrä
- tyyppilajien suhteellinen osuus *
- suhteellinen mallinkaltaisuus *
- referenssi-indeksi *

Pohjois-Suomella tarkoitetaan tässä yhteydessä Eurolan (1999) esittämää ranta- ja vesikasvillisuuden kolmea pohjoisinta vyöhykettä siten, että kaikki Oulujoen vesistöalueen yli 120 metriä merenpinnan yläpuolella olevista järvistä kuuluvat Pohjois-Suomeen muiden sitä pohjoisempana sijaitsevien vesistöjen kanssa. Alustavat luokkakohtaiset rajat perustettiin kaikille järviytypeille, joissa aineistoa katsotaan olevan riittävästi eli referenssijärviä on 5 tai enemmän.

Luokkarajat on esitetty muuttujittain liitteessä 2.2. Eri indekseistä on vertailuarvo laskettu ottamalla arvojen yläkvartiili. Erinomaisen ja hyvän tilan raja on puolestaan laskettu referenssijärvien keskimääräisen arvon alakvartiilina. Muut luokat on laskettu jakamalla em. rajan alapuolella jäävä arvo tasavälisesti neljään eri luokkaan. Tasavälinen jako johtaa osin sangen teoreettiseen luokkajakoon, mutta toisaalta sitä on helppo käsitellä matemaattisesti ja aineiston karttuessa myös tarkennuksia on helppo tehdä.

Tyypilajien suhteellinen osuus kokonaislajistosta (TT50SO)

Tyypille ominaisiksi taksoneiksi katsottiin sellaiset lajit, jotka esiintyivät tyypin sisällä vähintään joka toisella vertailujärvellä (Hämäläinen ym. 2002). Tyypilajien suhteellinen osuus lasketaan tyypille ominaisten lajien määrän suhteena järven kokonaislajimäärään. Tyypikohtaisena odotusarvona (vertailuarvona) käytetään tyypilajien suhteellisen osuuden keskiarvoa vertailujärvissä. Tyypilajien suhteellista osuutta laskettaessa on tärkeää huomioida, mitkä lajit luetaan kuuluvaksi kokonaislajimäärään: siihen tulisi lukea kuuluvaksi Kuoppalan ym. (2008) esittämän lajiluetelon taksonit. Etelä- ja Pohjois-Suomen järvien nykyiset tyypilajilistat on esitetty liitteissä 2.2.1 ja 2.2.2.

Pelkkä vesikasvien tyypilajien määrä (vrt. esim. koskipohjaeläimet) ei sovellu ihmistoiminnan vaikutusten arviointiin, koska tyypille ominaiset vesikasvilajit ovat usein vaateliaisuuden suhteen laaja-alaisia indifferenttejä ja kestävät rehevöitymistä. Järven rehevöitymisen myötä kokonaislajimäärä ensin nousee ja sitten vasta hyvin voimakkaan rehevöitymisen alkaessa laskee. Tyypilajien suhteellinen osuus kuvaa lajiston muuttumista huomioiden tyypille ominaisten lajien (monissa tyypeissä mm. karuja olosuhteita ilmentävien suurten pohjalehtisten) mahdollisen häviämisen lisäksi uusien, usein rehevempiä olosuhteita ilmentävien lajien ilmaantumisen lajistoon. Tyypilajien suhteellinen osuus kuvaa siten ympäristömuutosta hyvin, lukuun ottamatta pitkälle edennyttä rehevöitymiskehitystä. Pitkälle rehevöityneissä järvissä pelkkä tyypilajien määrä voi olla hyvä luokitusta tukeva muuttuja.

Suhteellinen mallinkaltaisuus (PMA)

Suhteelliseen mallinkaltaisuuteen (PMA, Percent Model Affinity, Novak ja Bode 1992) perustuvat ekologiset laatusuhteet laskettiin kaikkien lajien suhteellisten kasvillisuusindeksien perusteella. Menetelmä on alun perin kehitetty piileväyhteisöjen samankaltaisuuden vertailuun, mutta sitä on sovellettu myöhemmin myös pohjaeläinyhteisöihin (Tolonen ym. 2005) ja kasvillisuuteen (Vallinkoski ym. 2004, Leka ym. 2003).



Järvien rehevöityessä pohjalehtiskasvillisuus (alin kuva, Pirjo Ferin-Westerholm) korvautuu tiheillä järvikortteen muodostamilla kasvustoilla (keski kuva, Aarno Torvinen) ja karvalehti vähän valoa vaativana uposlehtisenä yleistyy (ylin kuva, Seppo Hellsten).

Menetelmä muistuttaa yleisesti kasviekologiasa käytettyjä samankaltaisuuslaskentoja. Prosenttinen mallinkaltaisuus huomioi samanaikaisesti sekä taksonikoostumuksen että runsaussuhteet. Tarkastelussa verrataan arvioitavan järven vesikasvilajien suhteellisia runsausosuuksia malli- eli vertailuyhteisön lajien runsausosuuksiin. Vertailuyhteisössä kunkin taksonin osuus on vertailujärvien ko. taksonin osuuksien keskiarvo. Mallinkaltaisuuden mittana on prosenttinen samankaltaisuus:

$$PMA = 100 - 0,5 \sum |a_i - b_i|$$

missä

a_i = taksonin i suhteellinen osuus (%) vertailuyhteisössä

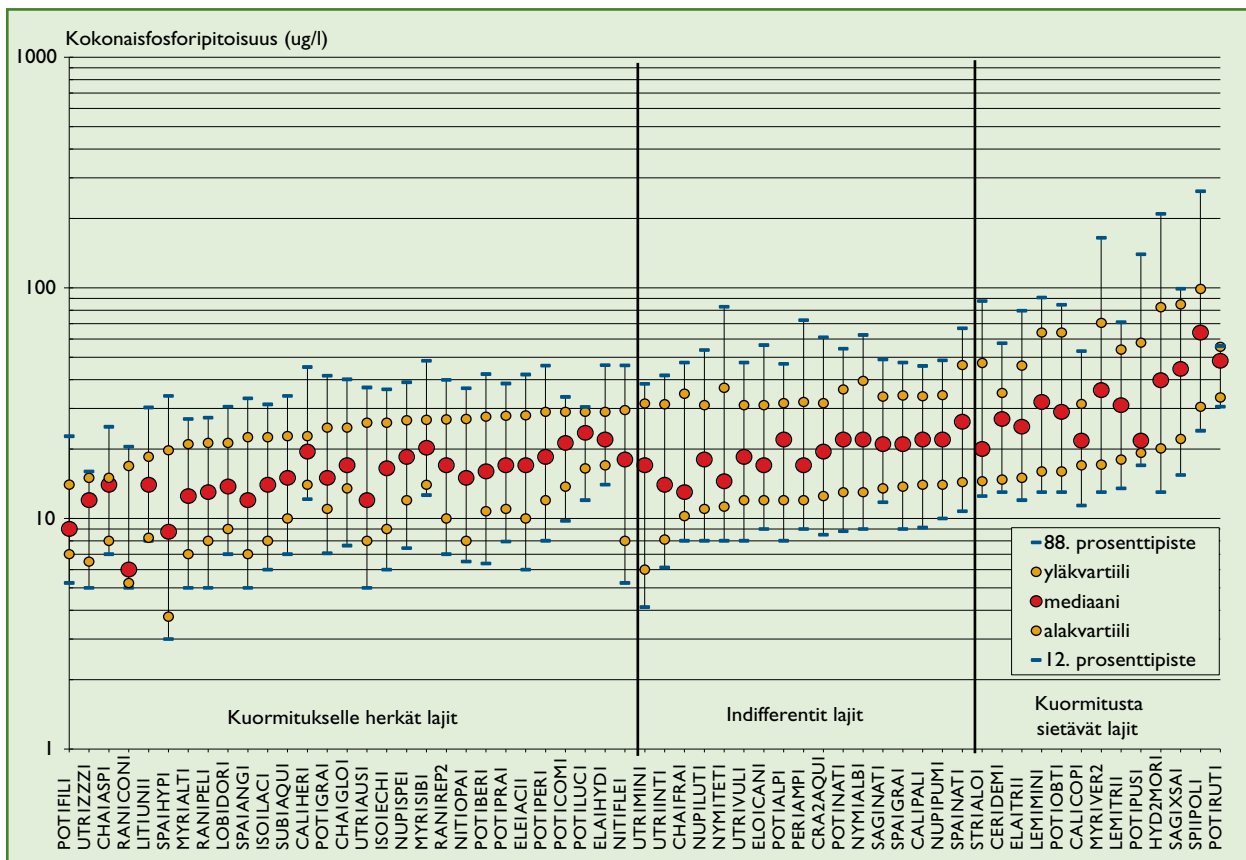
b_i = saman taksonin osuus arvioitavassa järvestä summan käydessä yli kaikkien taksonien.

Mallinkaltaisuutta voidaan pitää monipuolisen mittarina, koska vesipuitedirektiivin mainitsemista laaturatkijöistä PMA huomioi taksonikoostumuksen lisäksi taksonien väliset runsaussuhteet (Leka ym. 2008).

Referenssi-indeksi (RI)

Alun perin Saksassa jokien ekologisen tilan arviointiin kehitetty nk. referenssi-indeksi mittaa poikkeamaa referenssitilasta (Schaumburg ym. 2004, Stelzer ym. 2005). Peruseriaate arvioinnissa on kasvitaksonien jako ravinnekuormituksen sietokyvyn suhteen kestäviin ja herkkiin lajeihin. Menetelmää on käytetty ja muokattu Rebecca-tutkimushankkeessa ja se näyttäisi soveltuvan myös Suomen oloihin (Penning ym. 2008a,b).

Menetelmää käyttää ainoastaan varsinaisia vesikasveja, jotka tunnetusti ovat herkkiä rehevöitymi-



Kuva 1. Suomen makrofyttiaineistosta tehty ravinteisuusvaadetarkastelu. Lajit joiden havaintoja on vähemmän kuin neljä on poistettu. Aineistosta poistettu korkean alkaliniteetin (>1 meq l⁻¹) järvet.

sen indikaattoreita (Liite 2.2.3). Rebecca-hankkeen sovelluksessa lajit on jaettu seuraavasti:

1. Rehevöitymiselle herkät lajit (sensitive species): lajit, jotka suosivat referenssitilaa. Lajit esiintyvät vesistöissä, joiden kokonaisfosforin yläkvartiili on tietyn fosforipitoisuuden alapuolella. Fosforiarvo on määrätty asiantuntija arviona. Suomessa katsottiin rajan olevan 30 µg P/l (Kuva 1).
2. Rehevöitymistä sietävät lajit (tolerant species): lajit, jotka ovat harvinaisia referenssijärvissä. Fosforipitoisuuden yläkvartiili on 30 µg P/l yläpuolella ja alakvartiili on alemman fosforirajan (15 µg P/l yläpuolella) (Kuva 1).
3. Indifferentit lajit (indifferent species): lajit, joiden esiintymisalue on laaja. Fosforipitoisuuden yläkvartiili on ylemmän fosforirajan yläpuolella ja alakvartiili alemman fosforirajan alapuolella (Kuva 1).

Fosforirajat eivät siis suinkaan merkitse vedenlaadun suhteen referenssiolosuhteita, vaan ainoastaan kasvilajien suhtautumista rehevöitymispaineeseen. Vesikasvit tunnetusti kestävät melko pitkään voimakastikin rehevöitymistä.

Perusaineistoa käyttäen Suomen makrofyttilajisto on luokiteltu fosforigradientin mukaan (Kuva 1). Lajisto on kuvattu liitteissä 2.2.1 ja 2.2.2.

Makrofyttien lajikoostumuksen poikkeama (RI) verrattuna luonnontilaiseen referenssialueeseen lasketaan seuraavasti:

$$RI = \frac{N_s - N_r}{N} \times 100$$

missä

N_s = rehevöitymisherkkien lajien lukumäärä

N_r = rehevöitymistä sietävien lajien lukumäärä

N = indifferenttien ja edellä mainittujen lajien lukumäärä

Tuloksena olevan indeksin arvot vaihtelevat +100:sta (vain rehevöitymisherkkiä lajeja) -100:aan (vain rehevöitymistä sietäviä lajeja).

SYKE jatkaa uuden aineiston työstämistä lisäen aineistoon sekä aluekeskusten tyyppitelemiä järviä että uusia järvien makrofyttiaineistoja yhdessä aluekeskusten kanssa. Monissa tyypeissä referenssijärviä on edelleen hyvin vähän ja erityisesti matalien järvien luokkarajat puuttuvat.

Lisätietoja: Seppo Hellsten

Lähteet

- Eurola, S. 1999. Kasvipeitteemme alueellisuus. Oulu, Oulanka Biological Station. Oulanka reports 22. 116 s.
- Hämäläinen, H., Koskeniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of the WFD: sketches from Finnish streams. Julk.: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.). Typology and ecological classification of lakes and rivers. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. TemaNord 566. S. 55-58.
- Kuoppala, M., Hellsten, S. & Kanninen, A. 2008. Sisävesien vesikasviseurantojen laadunvarmennus. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 36/2008. 94 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=98050&lan=fi>
- Leka, J., Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Ilvonen, R. & Airaksinen, O. 2003. Vesimakrofytyt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Maastomenetelmien ja ilmakuvatukinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa. Mikkeli, Etelä-Savon ympäristökeskus & Kuopio, Pohjois-Savon ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. 96 s. <http://www.environment.fi/default.asp?contentid=66122&lan=fi>
- Leka, J., Toivonen, H., Leikola, N. & Hellsten, S. 2008. Vesikasvit Suomen järvien tilan ilmentäjänä. Ekologisen tilaluokittelun kehittäminen. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 18/2008. 53 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=87005&lan=fi>
- Novak, M. A. & Bode, R. W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11(1): 80-85.
- Penning, W. E., Dudley, B., Mjelde, M., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008a. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic ecology* 42(2): 253-264.
- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008b. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic ecology* 42(2): 237-251.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S. & Schmedtje, U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34(4): 302-314.
- Stelzer, D., Schneider, S. & Melzer, A. 2005. Macrophyte based assessment of lakes - a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology* 90(2): 223-237.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H. & Vuoristo, H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. Kuopio, Pohjois-Savon ympäristökeskus & Joensuu, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 395. 40 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=154172&lan=FI>
- Vallinkoski, V.-M., Kanninen, A., Leka, J. & Ilvonen, R. 2004. Vesikasvillisuus pienten järvien tilan ilmentäjänä. Ilmakuvatulkintaan ja maastoseurantoihin perustuvat ekologisen tilan mittari. Kuopio, Pohjois-Savon ympäristökeskus & Mikkeli, Etelä-Savon ympäristökeskus. Suomen ympäristö 725. 90 s. <http://www.miljo.fi/default.asp?contentid=108435&lan=fi>

Pohjaeläimet

Järvien pohjaeläinten tilaluokittelussa käytetään toistaiseksi syvänteiden surviaissääskitoukkien esiintymiseen (Chironomidae) perustuvaa pohjanlaatuindeksiä (BQI, Benthic Quality Index, Wiederholm 1980) sekä pohjaeläinten lajiston koostumuksen ja runsaussuhteiden samankaltaisuutta kuvaavaa PMA-indeksiä (indeksi kuvattu jokipohjaeläinten luokittelussa). SYKE on kehittämässä myös litoraalipohjaeläimistöön perustuvaa luokittelua. Aineisto perustuu Ekman-noutimella syyskaudella otettuihin, standardin SFS 5076 mukaisiin näytteisiin. Yhtenäisten standardin soveltamisohjeet ovat kuitenkin aiemmin puuttuneet, joten aineistossa on kirjavuutta mm. rinnakkaisnostojen määrässä. Luokitteluaineistossa vähimmäisvaatimuksena on kuitenkin ollut 3 rinnakkaisnostoa (Tolonen ym. 2005) ja tuoreemmissa aineistoissa rinnakkaisia on ollut vähintään 5. Luokittelutyössä käytetään vastaavalla tavalla syysnäytteitä ja mieluiten vähintään 5 rinnakkaisnoston yhdistettyä aineistoa.

BQI-indeksissä on pisteytetty seitsemän surviaissääskilajia (pistearvot 1-5) niiden kuormituksen sietokyvyn perusteella. Rehevyyttä ja alhaista alusveden happipitoisuutta ilmentävät lajit saavat alhaisia ja karuja, kuormittamattomia oloja ilmentävät lajit korkeita pistearvoja (Taulukko 3). Indeksillä ilmaisee näiden lajien runsauksilla painotetun indikaattoripisteiden keskiarvon.

Taulukko 3. BQI:n indeksilajit ja niiden pistearvot.

Laji	Pistearvo
<i>Heterotrissocladius subpilosus</i>	5
<i>Micropsectra spp.</i>	4
<i>Paracladopelma spp.</i>	4
<i>Sergentia coracina</i>	3
<i>Stictochironomus rosenschoeldi</i>	3
<i>Chironomus anthracinus</i>	2
<i>C. plumosus</i>	1

BQI lasketaan kaavalla:

$$BQI = \sum_{i=0}^7 \frac{n_i \times k_i}{N}$$

jossa

k_i = indikaattorilajin kerroin,

n_i = lajin i yksilömäärä ja

N = indikaattorilajien kokonaismäärä

Luokittelussa BQI-indeksin arvosta vähennetään ensin 1, sillä indeksin teoreettinen minimiarvo on 1 (eli kun vain *C. plumosus* esiintyy). Arvon yksi vähentämisen indeksistä on havaittu voivan johtaa keinoitekoisen alhaisiin luokituksiin juuri sellaisissa järvissä, joissa vallitsevana lajina on *C. plumosus*. Tuloksia tulkittaessa on huomioitava, että BQI-arvot voivat olla luontaisestikin alhaisella tasolla matalammassa järvissä ja esimerkiksi pienialaisissa, järven muusta syvänealueesta poikkeavissa syvänteissä, jotka edustavat huonosti koko järven syvänealueen tilaa.

Vertailuolujen määrittäminen ja luokkarajat

Järvisyvänteiden pohjaeläinyhteisöjen koostumus on voimakkaasti sidoksissa järven syvyyteen, eikä pelkkä järven pinta-alaan ja huomoisuusuteen perustuva tyypittely näin ollen riittää kattamaan syvyysvaihtelusta johtuvaa pohjaeläinyhteisöjen vaihtelua. Tämän vuoksi BQI-indeksin vertailuarvot mallinnetaan näytteenottosyvyyden perusteella. Ensimmäisissä luokittelukriteereissä BQI mallinnettiin tyyppikohtaisesti. Tyyppikohtaisten mallien sovittaminen ei kuitenkaan ollut mahdollista kaikille järvityypeille. Lisäksi osa malleista perustui hyvin pieniin aineistoihin, minkä seurauksena mallit olivat osin ylisovitettuja. Tyyppikohtaisten mallien sijaan laadittiin Jyväskylän yliopistossa regressiomalli, jossa indeksi ennustetaan järven keskisyvyyden perusteella yli kaikkien järvityyppien (Jyväsjärvi ym. 2009). Malli toimii keskimäärin paremmin ja antaa useammalle tyyppille luotettavampia tuloksia kuin aiemmat tyyppikohtaiset mallit. Malli ei kuitenkaan antanut mielekkäitä tuloksia pienille, alle yhden neliökilometrin kokoisille järville, joten näitä ei voida indeksillä luokitella. Ilmiö liittyyneen pienialaisten järvien nopeaan ja voimakkaaseen kerrostumiseen, vähäiseen tuulen aiheuttamaan vesipatsaan sekoittumiseen ja luontaisestikin yleisiin happikatoihin. Keskisyvyydestiedon puuttuessa voidaan regressioyhtälössä käyttää myös logaritimuunnettua näytesyvyyttä.

Regressioyhtälöt on esitetty taulukossa 4. Havaittu BQI-arvo lasketaan yhdistettyjen rinnakkaisnäytteiden perusteella tai mikäli syvänteitä/näytteenottovuosia on useita, näiden yhdistettyjen näytteiden BQI-arvojen mediaanina. Luokiteltavaa järvisyvännettä vastaava BQI:n vertailuarvo lasketaan regressioyhtälön



Pohjaeläimiä. Vasemmalla: surviaissäsksen toukka *Chironomus* sp. Keskellä: okakatka *Pallasea quadrispinosa*. Oikealla: *Mysis relicta* (Jouni Taskinen)

perusteella. Tämän jälkeen vähennetään 1 sekä havaitusta arvosta että vertailuarvosta, ja tarkastellaan havaitun arvon suuruutta suhteessa mallin mukaiseen vertailuarvoon. Syvänpohjaeläimistön tilan **luokkarajoina** käytetään seuraavia laskennallisia arvoja: E/H = 75 % vertailuarvosta, H/T = 60 % vertailuarvosta, T/V = 30 % vertailuarvosta ja V/Hu = 10 % vertailuarvosta (Liite 2.3).

HERTTAn Vesimuodostumat-osajärjestelmään tietoja tallennettaessa pyydetään "Lisätietoja" -kohdassa ilmoittamaan mihin regressiomalliin (aikaisempi tyyppikohtainen tai tässä esitetty yleismalli) ja kumpaan syvyystietoon laskennallinen luokitus perustuu.

PMA-indeksin ekologisen laatusuhteen laskennassa käytetään indeksin tyyppikohtaisia mediaaniarvoja. Koska vertailuaineisto on monien järviyppien osalta (erityisesti alle kolme metriä syvät järvet) puutteellinen, yhdistettiin hajanaiset vertailuaineistot yhdeksi järviyypiksi. Huonosti edustettujen tyyppien vertailuarvot ja luokkarajat on esitetty taulukossa 5 ja muiden tyyppien vertailuarvot ja luokkarajat on esitetty liitteessä 2.3. SYKEssä on valmisteltu Excel-laskentapohja myös järvisyvänteiden PMA indeksin laskemista varten.

Taulukko 4. Syvänteiden pohjaeläimistölle yli 100 hehtaarin järvissä sovellettavat regressioyhtälöt BQI-indeksin vertailuarvon mallintamista varten. Jos mallit antavat vertailuarvoiksi <1 tai >5, käytetään niiden sijaan vertailuarvoina BQI-indeksin minimi- ja maksimiarvoja 1 tai 5.

Syvyystieto	Regressiomallin BQI:n vertailuarvo
K = Keskisyvyys	$BQI = 1,53 + (0,178 \times K)$
N = Näytesyvyys	$BQI = -0,250 + (2,269 \times \log_{10}(N))$

Taulukko 5. Pohjaeläinaineistossa huonosti edustettujen järviyppien* PMA-indeksin vertailuarvo ja luokkarajat.

Kausi	Yksikkö	Vertailuarvo	E/H	H/T	T/V	V/Hu
syksy	indeksi-arvo	0,676	0,549	0,412	0,274	0,137
	ELS		0,81	0,61	0,41	0,20

* ≤ 5 vertailupaikkaa omaavat tyytit Lv, Mh, MKh, MRh, MVh ja Rh.

Lisätietoja: Heikki Mykrä

Lähteet

- Jyväsjärvi, J., Nyblom, J. & Hämäläinen, H. 2010. Palaeolimnological validation of estimated reference values for a lake profundal macroinvertebrate metric (Benthic Quality Index). *Journal of Paleolimnology* 43(4):xxx-xxx.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52(3): 537-547.



Koeverkon nosto. (Jukka Ruuhijärvi)

3.4

Kalat

Alustava järvien luokittelujärjestelmä sisältää kahdeksan kalaston lajikoostumusta ja monimuotoisuutta (lajimäärä, indikaattorilajit, lajisuhteiden tasaisuus), runsaussuhteita (biomassa, yksilömäärä, särkikaloiden biomassaosuus, petomaisten ahvenkalojen biomassaosuus) sekä ikärakennetta (herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen) kuvaavaa muuttujaa. Suurimmassa osassa kalayhteisömuuttujista vertailuarvojen ja luokkarajojen laskennassa on käytetty tyyppikohtaista vertailujärviaineistoa. Osalle muuttujista vertailuarvot ja luokkarajat on määritetty käyttäen regressiomalleja tai asiantuntija-arvioita. Muuttujia ja koko kaloihin perustuvaa luokittelujärjestelmää kuvataan tarkemmin julkaisussa Tammi ym. (2006). Tässä ohjeessa esitellään viiden toimivimmaksi osoittautuneen muuttujan laskentaperusteet. Ensimmäinen luokittelu perustuu neljään muuttujaan: biomassa, yksilömäärä, särkikaloiden biomassaosuus, ja indikaattorilajien esiintyminen. Petomaisten ahvenkalojen osuus -muuttujasta kerätään vielä lisäaineistoa ja sen toimivuus tarkistetaan ennen sisällyttämistä luokitteluun.

Luokittelussa tarvittavien vertailuarvojen ja luokkarajojen laskennassa on käytetty pääasiassa standardin mukaisella verkkokoekalastuksella hankittua aineistoa, jota tällä hetkellä on 105 vertailujärvestä tai järviältäasta. Muuttujien vertailuarvoja ja luokkarajoja on pystytty määrittämään suurimmalle osalle

järvityypeistä. Tyypeissä Kh ja Sh käytetään aineiston vähäisyyden vuoksi yhteisiä vertailuarvoja ja luokkarajoja. Samasta syystä tyypeillä MVh, Mh ja MRh on yhteiset vertailuarvot ja luokkarajat "Särkikaloiden biomassaosuus" -muuttujalle. Tyypeistä Lv ja PoLa ei ole riittävästi vertailuaineistoa vertailuarvojen ja luokkarajojen määrittelemiseksi. Tyypin Lv järvien luokittelussa on käytettävä lähimmän sopivan järvityypin luokkarajoja. Tyypin PoLa järvien luokittelua ei voida vielä kalayhteisön perusteella tehdä.

3.4.1

Biomassa

Biomassa-muuttujan arvot perustuvat standardin mukaisen verkkokoekalastuksen kokonaisuusikkösaaliin painoon. Biomassa on kaksisuuntainen muuttuja: sekä luonnontilaa suuremmat että pienemmät muuttujan arvot voivat ilmaista ihmistoiminnan vaikutusta (esim. happamoituminen tai rehevöityminen). Jos kyseessä on kalamäärää pienentävä paine, luokittelu tapahtuu pienten biomassojen ja päinvastaisessa tapauksessa suurten biomassojen mukaan. Muuttujan vertailuarvo on tyyppikohtaisen vertailujärvijoukon (tai parhaiden jäljellä olevien paikkojen) havaintojen mediaani.

Vertailuarvoa pienemmissä biomassoissa H/T-raja on vertailujärvijoukon ELS-jakauman (havaittu arvo/vertailuarvo) minimihavainto. Muuttujan pienten arvojen luokitus on täten säädetty melko "epäherkäksi", koska suurissa vähäravinteisissa järvissä verkkoyksikkösaalis voi luontaisista syistä olla hyvin pieni, jolloin nämä järvet saattaisivat muuten saada todellista tilaansa huonompia luokituksia. T/V ja V/Hu -luokkarajat määräytyvät tasavälein H/T-rajasta oletettuun ELS-arvojen minimiin (=0). E/H-raja saadaan lisäämällä H/T-rajaa em. mainittu "tasaväli".

Vertailuarvoa suuremmissa biomassoissa E/H raja on vertailujärvijoukon ELS-jakauman (vertailuarvo/havaittu arvo) 25. prosenttipisteen arvo (alakovartili). Poikkeuksena on tyyppi RrRk, josta ei ole jäljellä vertailupaikkoja. Tyypissä RrRk E/H-raja on asiantuntija-arvion perusteella valittujen parhaiden jäljellä olevien paikkojen mediaani, sillä oletuksella, että parhaista jäljellä olevista paikoistakin puolet ei saavuta erinomaista tilaa. Muut luokkarajat määräytyvät tasavälein E/H -rajasta koko aineiston (vertailu ja vaikutetut paikat) tyyppikohtaiseen huonoimpaan ELS:een (=vertailuarvo/tyypin maksimisaalis).

3.4.2

Yksilömäärä

Yksilömäärä-muuttujan arvot perustuvat standardinmukaisen verkkokoekalastuksen kokonaisuksikkösaaliin lukumäärään. Yksilömäärä on, biomassa-muuttujan tapaan, kaksisuuntainen muuttuja ja vertailuarvot ja luokkarajat määräytyvät kuten biomassa-muuttujassa.

3.4.3

Särkikalojen biomassaosuus

Särkikalojen biomassaosuus -muuttujan arvot perustuvat särkikalojen (mutua lukuun ottamatta) osuuteen (%) standardinmukaisen verkkokoekalastuksen kokonaisuksikkösaaliin painosta. Muuttujan arvot kasvavat ihmistoiminnan vaikutuksesta. Vertailuarvona käytetään tyyppikohtaisen vertailujärvijoukon (tai parhaiden jäljellä olevien paikkojen) havaintojen mediaania.

Muuttujan E/H raja on vertailujärvijoukon ELS-jakauman (vertailuarvo/havaittu arvo) 25. prosenttipisteen arvo. Poikkeuksena on tyyppi 12, jossa E/H -raja on parhaiden jäljellä olevien paikkojen mediaani. Muut luokkarajat määräytyvät tasavälein E/H -rajasta teoreettiseen huonoimpaan ELS-arvoon (vertailuarvo/100 %).

3.4.4

Petomaisten ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus

Petomaisten ahvenkalojen biomassaosuus -muuttujan arvot perustuvat yli 15 cm pituisten ahventen ja kuhien osuuteen (%) standardinmukaisen verkkokoekalastuksen kokonaisuksikkösaaliin painosta. Muuttujan arvot pienenevät ihmistoiminnan vaikutuksesta. Vertailuarvona käytetään tyyppikohtaisen vertailujärvijoukon (tai tyyppissä 12 parhaiden jäljellä olevien paikkojen) havaintojen mediaania.

Muuttujan E/H raja on vertailujärvijoukon ELS-jakauman (havaittu arvo/vertailuarvo) 40. prosenttipisteen arvo. Menettelyllä pyritään korjaamaan kalastuksen aiheuttamaa harhaa, koska suuri osa vertailupaikoistakin on jonkinlaisella kalastuspaineella muutettuja. Muut luokkarajat määräytyvät tasavälein E/H -rajasta teoreettiseen pienimpään havaintoon (=0).

3.4.5

Indikaattorilajit

Indikaattorilajit-muuttujan arvot perustuvat kaikesta saatavilla olevasta kalayhteisöaineistosta tehtävään asiantuntija-arvioon. Indikaattorilajien esiintyminen tuottaa ELS-arvoja seuraavasti:

Erinomainen 0,8	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta jostakin (yhdestä) seuraavista lajeista: nieriä, siika, mutua, kivenuoliainen, härkäsimppu eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä. Useamman lajin esiintyminen lisää pistemäärää. Kukin lisälaji antaa 0,05 pistettä lisää.
Hyvä 0,6	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta jostakin (yhdestä) seuraavista lajeista: made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu, kymmenpiikki, eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä. Kukin lisälaji antaa 0,05 pistettä lisää. Alle 200 ha järvet: järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä.
Tyydyttävä 0,4	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä. Alle 200 ha järvet: em. määre antaa pistemääräksi 0,6.
Välttävä 0,2	Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä. Populaatorakenteen selviä muutoksia, vuosiluokkia puuttuu, pienikokoisten nuoruvaiheiden osuus poikkeuksellisen alhainen.



Minna Tuomala



Riku Lumiaro

Luokitusasteikko on hierarkkinen: ensin tarkistetaan onko järvestä erinomaisen luokituksen antavia lajeja, mikäli ei, siirrytään hyvän luokituksen lajiryhmään jne. Hyvän luokituksen lajit eivät lisää pistemäärää tilanteessa, jossa järvestä on jokin/joitakin erinomaisen luokituksen lajeja. Tieto indikaattorilajin häviämisestä aiheuttaa aina ELS-arvon putoamisen alempaan luokkaan. Esimerkiksi tieto nieriän häviämisestä pudottaa luokituksen erinomaisesta hyvään, vaikka järvestä olisi vielä jäljellä erinomaisen luokituksen lajeja. Hävinneen lajin uudelleenistuttaminen nostaa luokitusta vasta, kun järveen on muodostunut lisääntyvä kanta, jota ei tarvitse tukea istutuksin. Happamoitumiselle herkkien vesistöjen osalta indikaattorilajien lisäksi huomioidaan särjen ja erityisesti sen nuoruusvaiheiden esiintyminen.

3.4.6

Ekologisen tilan luokittelu kalayhteisön perusteella

Kalaperusteisen ekologisen tilan laskemiseksi muuttujakohtaiset luokitukset yhdistetään. Ensimmäiset muuttujat yhteismitallistetaan pisteyttämällä (ks. luku 1, kohta 4.) tai skaalaamalla kertoimien avulla asteikolle 0-1 (Tammi ym. 2006). Tämän jälkeen valitaan kuormitustekijän perusteella (ks. Tammi ym. 2006) tietyt muuttujat ja lasketaan näiden keskimääräinen ELS (pisteytysmenetelmässä mediaani). Esim. rehevysherkkien järvien ollessa kyseessä, kalaperusteinen ekologinen tila saadaan muuttujien "biomassa", "yksilömäärä", "särkikalojen biomassaosuus" ja "indikaattorilajit" keskiarvona (ELS_4).

Lisätietoja: Mikko Olin, Martti Rask

Lähteet

Tammi, J., Rask, M. & Olin, M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 383. 68 s. http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/rp383_verkko.pdf

3.5

Fysikaalis-kemialliset tekijät

Luokittelumuuttujiksi on valittu päällysveden, tarkemmin ylimmän kahden metrin vesikerroksen kokonaisravinteet (kok. P, kok. N).

Ekologisen tilan kannalta luokittelussa on mielekästä tarkastella kasvukauden aikaisia ravinnetasoja. Järvityypit erottuvat selvästi toisistaan humuspitoisuuden mukaisiin ryhmiin. Runsasravinteisen tyyppin (RrRk) järvet on eroteltu alatyypeiksi (Rr luontaisesti rehevät ja Rk runsaskalkkiset) niiden toisistaan poikkeavin olosuhteiden vuoksi. Lyhytviipymäinen järvi tyyppi sisältää sekä vähähumuksisia että humusjärviä ja mahdollisesti luontaisesti reheviä kohteita, joten ravinnepitoisuus vaihtelee paljon.

Vertailuolujen määrittely perustuu SYKEN ylläpitämän vedenlaaturekisterin järvien koko havaintoaineistoon vuosilta 1995–2007 ja SYKEssä laadittuun listaan vertailutilaisista järvistä. Listan laadinnassa on käytetty apuna kuormitus- ja maankäyttötietoja, käyttökelpoisuusluokitusta huomioiden humusjärvien luonnontilan ja alueellisten ympäristökeskusten arvioita vertailujärvistä.

Runsasravinteisten ja lyhytviipymäisten järvien osalta tyyppille ominaiset vertailuolot perustuvat asiantuntija-arvioihin.

Luokkarajojen määrittelyä varten tarkasteltiin vertailujärvien ohella kuormitettujen järvien (vesimuodostumien) seurantatulosten tilastollisia tunnuslukuja vuosijaksolla 1976–2007. Luokkarajat perustuvat näihin tilastollisiin tunnuslukuihin, klorofyllin ja kokonaisfosforin väliseen suhteeseen ja asiantuntija-arvioon. Ehdotetut luokkarajat on esitetty liitteessä 2.5. Raja-arvojen soveltamisessa on huomattava seuraavaa:

- a. Luokkaa määrättäessä tarkastellaan jakson 2000–2007 kasvukauden (kesä-syyskuu) päällysveden mediaaneja, jotka saadaan HERTTAn Vedenlaatu-osajärjestelmän valmiiksi lasketuista havaintopaikkakohtaisista tuloksista (ks. luku 1, kohta 9). Suositus on, että havaintopaikalta olisi tietoja ainakin kolmelta vuodelta. Tarvittaessa voidaan käyttää myös aiempien vuosien tuloksia, jos aineistoa ei 2000-luvulta ole riittävästi. Näin voi toimia varsinkin vertailuoljoja (tai lähes) edustavien järvien osalta. Kasvukautta voi harkinnan mukaan venyttää koskemaan myös lokakuuta.
- b. Tietojen keruu kohdennetaan järvien selkäaluelle. Tietojen edustavuutta ja luotettavuutta tulee kuitenkin arvioida kriittisesti useamman näytepisteen osalta aina kun niitä on käytettävissä. Tällöin suositellaan, että HERTTAn Vesimuodostumat-osajärjestelmään tallennetaan paikkakohtaisten ravinnemediaanien yli laskettu mediaani.
- c. Veden laadusta tehdään kokonaisarvio, jossa yhdistetään kaikkien laatutekijöiden antama tieto veden tilasta. Mikäli kokonaisravinteet luokituvat eri tavoin, painotetaan fosforituloksia, koska fosfori on sisävesien tärkein biomassan kasvua rajoittava tekijä ja tyyppien luokkarajojen asettaminen on epävarmempaa. Luokituksessa käytetään apuna muita tietoja veden laadusta (laatutekijöitä, joille ei ole toistaiseksi esitetty luokkarajoja, esim. jätevesien vaikutusta osoittavat hygienian indikaattoribakteerit, ammonium-typpi, näkösyvyys, happi). Lisäksi tarkastellaan aineiston riittävyyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

Lisätietoja: Sari Mitikka

3.6

Hydrologis-morfologiset tekijät

Hydrologis-morfologiset tekijät tukevat ekologista luokitusta. Erinomaisessa ekologisessa luokassa olevissa järvissä eräiden hydrologiaa, esteettömyyttä ja morfologiaa kuvaavien kriteerien pitää täytyä (asetus vesienhoidon järjestemisestä, liite 1). Sen sijaan hyvässä ja tyydyttävässä ekologisessa luokassa riittää, että vallitsevat hydrologis-morfologiset olot eivät haittaa biologisten tilatavoitteen saavuttamista. Voimakkaasti muutetuiksi nimetään ne järvet, joissa hydrologis-morfologiset tekijät ovat muuttuneet niin paljon, ettei hyvää ekologista tilaa voida saavuttaa ilman merkittävää haittaa vesistön tärkeille käyttötarkoituksille. Näissä järvissä ekologinen luokitus tehdään muista järvistä poikkeavalla tavalla (ks. Luku 5). Järvissä hydrologis-morfologisen tilan arvioinnissa käytetään seuraavia tekijöitä:

1. Keskimääräinen talvialenema
2. Keskimääräisen talvialeneman suhde keskisyvyyteen tai järven vesipinta-alan muutos
3. Vedenpinnan lasku tai nosto
4. Muutetun / rakennetun rantaviivan osuus järven rantaviivan kokonaispituudesta
5. Siltojen ja penkereiden vaikutus
6. Vaellusesteet

Hydrologis-morfologisen tila-arvioinnin tekijät ja kokonaisarviointimenetelmä on kuvattu tarkemmin tämän oppaan toisessa osassa. Hydrologis-morfologisesti erinomaiseen tilaan määritetään järvet, joissa on enintään vähäisiä muutoksia hydrologis-morfologisissa tekijöissä ja muutosten summa on enintään 4 pistettä. Tyydyttävään tai sitä huonompaan hydrologis-morfologiseen tilaan määritetään järvet, joissa vähintään yhden kriteerin suhteen muutoksen on arvioitu olevan suuri tai hydrologis-morfologisten muutosten summa on vähintään 6 pistettä. Näissä järvissä voi olla suuria muutoksia, mutta on mahdollista, että ainakin osa tähän ryhmään kuuluvista järvistä voi saavuttaa hyvälle ekologiselle tilalle asetettavat tavoitteet tilaa parantavilla toimenpiteillä.

Lisätietoja: Antton Keto, Mika Marttunen



4 Rannikkovesien luokittelu

Rannikkovesien ekologinen luokitus perustuu kasviplanktonin *a*-klorofylliin, rakkolevän esiintymisen alarajaan ja Suomen rannikkovesialueille kehitettyihin pohjaeläinindekseihin.

Ekologista luokkaa määrättäessä tarkastellaan loppukesän 2000–2007 mediaaneja tuottavasta pintakerroksesta (kesän *a*-klorofylli ja näkösyvyys) sekä päällysvedestä (talven kokonaisravinteet). Luokituksessa käytettävä jakso alkaa heinäkuussa päättyy syyskuun ensimmäisellä viikolla. Vesimuodostumat -tietojärjestelmään tallennetaan paikkakohtaisten ravinnemediaanien yli laskettu mediaani. Yhteensä havaintoja tulisi olla vähintään kolmelta vuodelta.

Rannikkovesien ekologinen luokittelu noudattaa samoja periaatteita kuin sisävesienkin luokittelu. Veden laadusta tehdään kokonaisarvio, jossa yhdistetään kaikkien laatutekijöiden antama tieto veden tilasta. Mikäli kokonaisravinteet luokituvat eri tavoin, painotetaan fosforituloksia. Luokituksessa käytetään apuna muitakin vedenlaatutietoja, esim. pohjanläheistä happipitoisuutta ja hapen kyllästysastetta, vaikka kyseisille muutujille ei ole tällä hetkellä olemassa vertailuarvoa ja luokitusta. Lisäksi luokituksen tueksi on SYKE tuottamilta Internet-sivuilla saatavilla operatiivista kaukokartoitusaineistoa pintaveden lämpötiloista, sameudesta, klorofyllipitoisuuksista ja pintalävikartoista (www.ymparisto.fi). Kyseisistä muuttujista on laskettu sekä päivä- että viikkokeskiarvoja. Esimerkiksi kumpuamisalueet ja -ajankohdat ovat hyödyllisiä taustatietoja luokitustyössä. Sameuskartat voivat antaa arvokasta tietoa arvioitaessa rakkolevän mahdollista kasvusyvyyttä. Aineistoja ja työkaluja luokituksen tarpeisiin on tuotettu eurooppalaisten MarCoast ja MyOcean konsortioiden yhteydessä vuodesta 2006 lähtien. Tila-arvioita teh-

täessä on syytä tarkastella myös aineistojen riittävyyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

4.1

Kasviplanktonin *a*-klorofylli

Referenssiolosuhteet määritettiin kasviplanktonin *a*-klorofyllille käyttämällä historiallisia, 1900-luvun alun näköhavaintotietoja pohjoiselta Itämereltä (mm. Launiainen ym. 1989) ja mallintamalla kasviplanktonin ja näkösyvyyden suhde tyyppikohtaisesti regressioanalyysin avulla nykyisen seuranta-aineiston perusteella (Kauppila 2007). Alustavia näkösyvyyden ja *a*-klorofyllin referenssiolosuhteita on esitetty aiemmin julkaisuissa Vuori ym. (2006) ja Laamanen ym. (2007a,b). Suomen ja Ruotsin esittämät referenssiarvot ja kahden ensimmäisen luokan väliset rajat (erinomainen/hyvä ja hyvä/tyydyttävä) on interkalibroitu (EC Coastal GIGs 2006). Tämän yhteydessä Suomi testasi myös kyseisten luokkarajojen mielekkyyttä biologisilla seurantatiedoilla (EC Coastal GIGs 2006), mikä on otettu huomioon kansallisessa luokituksessa.

Ulommilla rannikkotyypeillä klorofyllin referenssiarvot laskettiin keskikesälle (heinä-elokuu ja syyskuun ensimmäinen viikko) empiirisesti. Keskimääräisten referenssiarvojen tarkkuus vaihteli; tarkimmat arvot saatiin Suomenlahdella, jossa vanhoja näköhavaintotietoja oli eniten, ja epätarkimmat Merenkurkussa, jossa oli vähiten havaintoja. Keskimääräisten referenssiarvojen tarkkuutta voitiin parantaa laskemalla ulompien rannikkotyyppien klorofylliarvoille yhteinen vaihtelu varianssianalyysin avulla (Kauppila 2007). Keskimääräisille referenssiarvoille laskettiin luottamusrajat käyttä-

en ulompien rannikkotyyppien yhteisen vaihtelun estimaattia. Sisemmille rannikkotyypeille ei voitu käyttää tilastollista mallinnusta, koska vanhat näkösyvyysarvot puuttuivat sieltä. Sisemmillä rannikkotyypeillä referenssiarvot laskettiin suhteuttamalla nykyisten seurantatulosten 5. prosenttipiste ulompien rannikkotyyppien referenssiarvoihin (Kauppila 2007).

Luokkarajojen määrittäminen: Luokituksessa erinomaisen ja hyvän luokan raja saatiin kertomalla keskimääräinen referenssiarvo 1,2:lla. Hyvän ja tyydyttävän välinen raja laskettiin kertomalla keskimääräinen referenssiarvo 1,8:lla. Nämä kertoimet ovat yhdenmukaiset interkalibroinnissa sovittujen luokkarajojen kanssa (EC Coastal GIGs 2006). Tyydyttävän ja välttävän luokan välinen raja saatiin kertomalla referenssiarvo viidellä. Välttävän ja heikon luokan välinen raja saatiin kertomalla referenssiarvo kymmenellä.

Luokitus vuosijaksolle 2000–2007: Laskentaan käytetään sekä rannikkovesien kansallista että velvoite-tarkkailuaineistoa. Lisäksi aluekeskuksilla on käytössään operatiivista laivadataa. Keskimääräiset kesän (1.7.–7.9.) klorofylliarvot määritetään asemakohtaisesti laskemalla päiväkohtaisten keskiarvopitoisuuksien (syvyydeltä 0–10 m) vuosimediaaneista koko jakson (2000–2007) mediaanit. Mediaanien käyttäminen on perusteltua yksittäisten poikkeuksellisen suurien pitoisuusarvojen vaikutuksen vähentämiseksi. Laskemalla ensin vuosimediaanit yksittäisen (runsaasti dataa sisältävän) vuoden painoarvo ei muodostu liian suureksi.

Rannikkovesien klorofyllipitoisuudet vaihtelevat runsaasti vuosittain. Lisäksi 2000-luvun alkupuolella (2000–2002) klorofylliarvot olivat huomattavasti alhaisemmalla tasolla kuin vuosina 2003–2007. Tämän takia edellytetään että (a) kultakin asemalta tulee olla näytteitä vähintään kolmelta vuodelta ja että (b) kummaltakin jaksolta on ainakin yhdeltä vuodelta dataa.

Vuosijakson 2000–2007 mediaaneja verrataan tyyppikohtaisiin luokkarajoihin, minkä perusteella havaintopaikkakohtainen luokka määräytyy. Luokitustyössä käytetään HERTTA-tietojärjestelmän Vesimuodostumat-osajärjestelmää.

Kasviplanktonin *a*-klorofyllin keskimääräinen arvo on mahdollista arvioida empiiristen mallien avulla (Meeuwig ym. 2000, Kauppila ym. 2003).

Lisätietoja: Pirkko Kauppila



Kasviplanktonlajeja. Vasemmalta *Asterionella* sp., *Pedastrum* sp. ja *Anabaena* sp. (V. Westberg)

Lähteet

- European Commission. Coastal GIGs. 2006. Draft Milestone 6 report – Baltic Sea with Annex A – E Quality element: Phytoplankton. Version 16 June 2006. Rev. 3, 30 March 2007. 40+96 s. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/milestone_reports/milestone_reports_2007&vm=detailed&sb=Title
- Kauppila, P. 2007. Phytoplankton quantity as an indicator of eutrophication in Finnish coastal waters. Application within the Water Framework Directive. Helsinki, Finnish Environment Institute. Monographs of the boreal environment research 31. 58 s.
- Kauppila, P., Meeuwig, J. J. & Pitkänen, H. 2003. Predicting oxygen in small estuaries of the Baltic Sea: a comparative approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57(5-6): 1115-1126.
- Laamanen, M., Fleming-Lehtinen, V., Kauppila, P., Pitkänen, H., Bäck, S. & Jaanus, A. 2007a. The Gulf of Finland basin report. Julk.: Fleming-Lehtinen, V. (toim.). HELCOM EUTRO: Development of tools for a thematic eutrophication assessment for two Baltic Sea sub-regions, The Gulf of Finland and the Bothnian Bay. Helsinki, Finnish Institute of Marine Research. MERI Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 61. S. 7-23.
- Laamanen, M., Fleming-Lehtinen, V., Kauppila, P., Pitkänen, H. & Olsonen, R. 2007b. The Bothnian Bay basin report. Julk.: Fleming-Lehtinen, V. (toim.). HELCOM EUTRO: Development of tools for a thematic eutrophication assessment for two Baltic Sea sub-regions, The Gulf of Finland and the Bothnian Bay. Helsinki, Finnish Institute of Marine Research. MERI Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 61. S. 25-35.
- Launiainen, J., Vainio, J., Voipio, A., Pokki, J. & Niemimaa, J. 1989. Näkösyvyyden vaihtelusta ja muuttumisesta pohjoisella Itämerellä. Julk.: Forsius, J. (toim.). XIV Geofysiikan päivät, Helsingissä 3.-4.5.1989. Helsinki, Geofysiikan seura. S. 117-121.
- Meeuwig, J. J., Kauppila, P. & Pitkänen, H. 2000. Predicting coastal eutrophication in the Baltic: a limnological approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(4): 844-855.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S.-M., Kauppila, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. & Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 807. 151 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=176967&lan=fi>

Rakkoleväkasvuston esiintyminen ja alaraja

Rannikkovesien ekologisessa luokittelussa makrofytytien osalta käytetään rakkolevän, *Fucus vesiculosus* esiintymistä ja yhtenäisen rakkolevävyöhykkeen kasvusyvyyttä (Bäck ja Ruuskanen 2000, Torn ym. 2006).

Luokittelussa ”yhtenäisen rakkolevävyöhykkeen alakasvurajalla” tarkoitetaan sitä syvyyttä, jossa rakkolevävyöhyke esiintyy yhtenäisenä jonka syvemmällä puolella esiintyvät yksittäiset rakkoleväyksilöt eivät kuulu yhtenäiseen vyöhykkeeseen.

Yhtenäisen rakkolevävyöhykkeen alakasvurajan vertikaalisten muutosten on todettu heijastelevan veden laadun pitkäaikaisia (useita vuosia) muutoksia. Lisäksi rakkolevä kasvaa eripuolilla Itämeren, jolloin se on vertailukelpoinen Itämeren ympärysmaiden kesken tietyin kriteerein.

Rakkolevä on puhdasta vettä suosiva levä, jonka kantojen on todettu vaihtelevan (mm. Kangas ym. 1982). Rakkolevä kasvaa kallio- ja kivipohjilla ja muodostaa monipuolisen ekosysteemin, jossa muiden levien ohella elää runsas eläimistö. Rakkolevän levinneisyysalue ulottuu Suomen itärajalta aina Merenkurkkuun asti. Perämerellä rakkolevää ei kasva alhaisen suolapitoisuuden vuoksi.

Rakkolevävyöhykkeen kasvusyvyyyden vertailuarvot on saatu vanhasta kirjallisuudesta. Erityisesti E. Häyrenin tutkimukset 1920–1950 luvuilta eripuolilta Suomen rannikkoa yhdistettynä Andersonin (1955) ja Ravangon (1968) Saaristomeren 1960-luvun tuloksiin ovat antaneet luotettavan kuvan vertailuolojen määrittämiseen. Joillekin tyypeille vertailuolot on jouduttu määrittämään pelkästään asiantuntija-arvioina. Vertailuolojen luotettavuutta on testattu ja luokkarajat on asetettu yhteistyössä ruotsalaisten kanssa interkalibrointityössä ottaen huomioon Suomen rannikon erityispiirteet.

Rakkolevävyöhykkeen alarajan muutoksia voidaan seurata alueilta, joilla:

- pohjan laatu: kallio, kivikko, jolle rakkolevä pystyy kiinnittymään (tarpeeksi suuri raekoko).
- rakkolevällä oltava potentiaalia kiinnittyä ja kasvaa syvemmälle: pohjan laatu ja kiinnitymispintaa saatavilla.
- pohjan kulma: ei saa olla liian jyrkkä (< 38°), levän kiinnittyminen vaikeutuu.



Kuva 2. Yhtenäinen rakkolevävyöhyke (Ari Ruuskanen)

- sama ilmansuunta jokaiselle rannalle, jotta aallokon laatu olisi sama: esim. kohti vallitsevaa tuulensuuntaa länsilounasta Suomenlahdella.
- sama avoimuusindeksi sisä- ja ulkosaaristossa, jotta paikat olisivat vertailukelpoisia. Tässä työssä käytettyjä avoimuuskriteerit ilmaistuna Baardsethin (1970) indeksinä ovat sisä- ja keskisaaristo 0–6 ja ulkosaaristo 15–24.

Luokittelua varten tulisi olla seurantatietoa kolmelta vuodelta raportoinnin 6-vuotisjaksolta. Seuranta tulisi tehdä pääasiassa heinä-elokuussa, mutta syksyllä kerätty tieto on myös käyttökelpoista.

Lisätietoja: Saara Bäck

Lähteet

- Andersson, L. 1955. Lounais-Suomen saariston rusko- ja punalevien levinneisyydestä ja ekologiasta. Luonnon tutkija 59(5): 138-146.
- Baardseth, E. 1970. A square-scanning, two stage sampling method of estimating seaweed quantities. Reports of the Norwegian Institute of Seaweed Research 33: 1-41.
- Bäck, S. & Ruuskanen, A. 2000. Distribution and maximum depth of *Fucus vesiculosus* along the Finnish coastline. Marine Biology 136(2): 303-307.
- Häyren, E. 1955. Alger huvudsaklingen från sandig geolitoral på havsstränder i Sverige och Finland. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 31: 50-56.
- Häyren, E. 1956. Vidfäst *Fucus vesiculosus* vid Norrskär utanför Vasa. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 32: 143.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977-81. Acta Botanica Fennica 118. 27 s.
- Ravanko, O. 1968. Macroscopic green, brown and red algae in the south-western archipelago of Finland. Acta Botanica Fennica 79. 50 s.
- Torn, K., Krause-Jensen, D. & Martin, G. 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. Aquatic Botany 84(1): 53-62.

Pohjaeläimet

Rannikon pehmeiden pohjien pohjaeläimistön tilaa kuvaamaan on kehitetty luokitteluindeksi, jonka olettamuksena on se, että lajiston monimuotoisuus pienenee ympäristöstressin kasvaessa. Indeksillä on sovitettu Itämeren olosuhteisiin ja se ottaa huomioon ympäristötekijöiden rajoittaman, rannikkovesiemme luonnostaankin alhaisen eläindiversiteetin, samoin kuin syvyyden vaikutuksen lajikoostumukseen.

Kehitetty luokitteluindeksi BBI (Brackish water Benthic Index, Perus ym. 2007) perustuu kvantitatiivisiin pehmeiden pohjien pohjaeläinnäytteisiin, jotka otetaan yleensä Ekman- tai van Veen -näytteenottimilla. Indeksien laskennassa käytetään lajien lukumäärää, abundanssitietoja sekä pistearvoja eri eläinlajien tai -ryhmien ympäristöstressin sietokyvystä (Liite 3.3.1). Portaaton BBI-indeksi soveltuu siten erinomaisesti ekologisen tilan arviointiin ja mm. luokitteluun, koska jokaiselle rannikkovesityypille voidaan asettaa omat erilliset luokkarajansa.

Indeksin lasketaan pohjaeläinyhteisön lajikoostumuksesta, joka on saatu joko yhdestä nostosta tai useamman rinnakkaisnoston keskiarvosta. Useamman noston ollessa kyseessä, abundanssi lasketaan keskiarvona mutta lajiluku eri näytteiden kumulatiivisena summana. Luokittelun kehittämisessä käytettiin aineistoa, jossa oli vähintään kolme rinnakkaisnostoa havaintopaikkaa kohti. Näin yhden havaintopaikan tilaa kuvaa aina yksi BBI-arvo. Jos samalta paikalta on otettu näytteitä eri ajankohtina, BBI-arvot lasketaan jokaiselle näytteenotokerralle erikseen.

Tyypikohtaisten luokkarajojen asettaminen

BBI-indeksin kehittämisessä käytettiin pohjaeläinaineistoa pääasiassa vuosilta 1990–2000. Eri rannikkovesityyppien vertailuolujen ja luokkarajojen määrittämiseksi BBI-indeksi laskettiin tyyppi- ja syvyysvyöhykekohtaisesti (< 10 m ja > 10 m).

Vertailuolujen ja luokkarajojen asettamista havainnollistetaan Suomenlahden sisäsaariston (tyyppi Ss) matalan vyöhykkeen (0-10 m) esimerkin avulla (Kuva 3). Häiriintymättömiä vertailuoluita ei Suomenlahdelta, kuten ei muualtakaan Itämereltä enää löydy. Sen vuoksi tyyppi- ja syvyysvyöhykekohtaisen vertailu(referenssi-)arvon määrittämiseen käytettiin olemassa olevaa aineistoa. Vertailuolujen laskentaan valittiin koko aineiston 90. prosenttipisteen ylittävät BBI-arvot eli parhaat 10 % aineiston BBI-arvoista.



Pohjaeläinnäyte huuhteluverkolla (Vincent Westberg)

Näiden arvojen mediaani on vertailuarvo (BBI = 0,63 Kuva 3). ELS-arvot puolestaan saatiin tämän jälkeen jakamalla kaikki BBI-arvot vertailuarvolla. Vertailuarvo sai tällöin ELS-arvon 1 ja sitä suuremmat arvot ovat suurempia kuin 1.

Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi määritettiin tämän jälkeen vertailupaikkojen 10. prosenttipiste (Suomenlahti sisäsaaristo, 0-10 m: E/H (ELS) = 0,866 Kuva 3). E/H-rajaa sijoittuu näin alemmas kuin vertailuarvo (ELS = 1). Muiden luokkarajojen määrittämiseen käytettiin jälleen koko aineistoa siten, että E/H-rajan alle jäävä aineisto jaettiin viiteen yhtä suureen osaan (rajat $0,866/5 = 0,173$). Näistä 2/5 kuuluu hyvään luokkaan ja tyydyttävään, välttävään ja huonoon 1/5 kuhunkin (Kuva 3).

Näiden arvojen täsmällisyys testattiin interkalibroinnissa (EC Coastal GIGs 2006) Ruotsin kanssa. Interkalibroinnissa testattiin mallia, jonka mukaan 80 % (20. prosenttipiste) aineiston sisältämästä luonnosta vaihtelusta alueelta, jossa ei ole paikallista kuormitusta, pitäisi sijoittua hyvän ja tyydyttävän luokan välisen rajan yläpuolella. Eri menetelmien tulokset vastasivat toisiaan hyvin ja lopullisten luokkarajojen laatiminen noudattaa interkalibroinnin tuloksia (Liite 3.3).

Indeksi lasketaan kaavalla:

$$BBI = \frac{\left[\left(\frac{BQI}{BQI_{\max}} \right) + \left(\frac{H'}{H_{\max}} \right) \right]}{2} \times \frac{\left[\left(1 - \frac{1}{AB_{\text{tot}}} \right) + \left(1 - \frac{1}{S} \right) \right]}{2}$$

missä:

BQI = Benthic Quality Index (Rosenberg ym. 2004)

BQI_{max} = tyypeittäin ja syvyyssuokittain korkein BQI-arvo (katso Taul. 6. max-arvot)

H' = Shannon-Wienerin indeksi (Shannon and Weaver 1949).

H' = -SUM(p_i*Log(p_i)), missä p_i=lajin suhteellinen osuus

kokonaistiheydestä (ind/m²)

Lajien suhteellisille osuuksille tehtiin log2-muunnos.

H'_{max} = tyypeittäin ja syvyyssuokittain korkein H'-arvo (katso Taul. 6. max-arvot)

AB_{tot} = näytteenottokerran kokonaistiheys (ind/m²)

S = näytteenottokerran laji- tai taksonimäärä

BBI-indeksille laaditaan LSU:ssa Excel-pohjainen laskentakaava, ja jatkossa vastaava kaava pyritään saamaan pohjaeläinrekisteriin.

Yllä olevassa kaavassa esiintyvä BQI-indeksi (Rosenberg ym. 2004) on osa BBI-indeksin kaavasta:

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{\text{tot}A} \times ES50_{0.05i} \right) \right) \times {}^{10}\log(S + 1)$$

Siinä

A_i = lajin tiheys (ind/m²)

ES50 = lajin tai taksonin herkkyys/sietokykyarvo (1,5,10 tai 15; katso Liite 3.3.1)

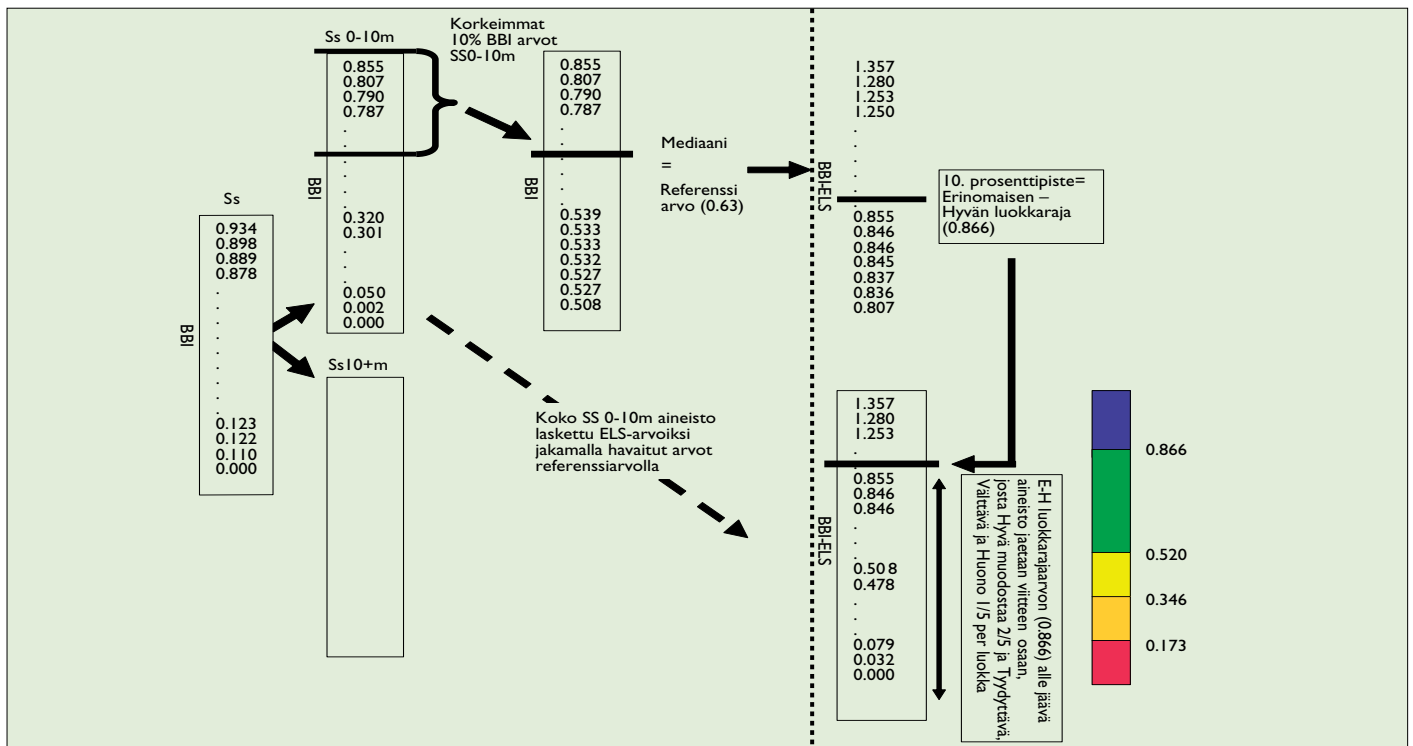
totA = kaikkien lajien kokonaisyksilömäärä (ind/m²) näytteenottokerralla

S = taksonien määrä havaintopaikalla tai näytteenottokerralla

Taulukko 6. BBI-indeksin laskemiseen tarvittavat tiedot.

H'_{max} = Shannon-Wiener (log2-muunnos) monimuotoisuusindeksi;
 BQI_{max} = korkein laskettu tyyppi- ja syvyyssyöhykekohtainen BQI-arvo;
 BBI_{ref} = tyyppi- ja syvyyssyöhykekohtainen BBI-referenssiarvo).

Tyyppi	Syvyyys	H' _{max}	BQI _{max}	BBI _{ref}
Ss	0-10m	2,60	8,06	0,63
Suomenlahden sisäsaaristo	10+m	2,58	11,15	0,60
Su	0-10m	2,69	9,69	0,85
Suomenlahden ulkosaaristo	10+m	2,57	13,90	0,61
Ls	0-10m	2,86	10,02	0,65
Lounainen sisäsaaristo	10+m	2,92	11,49	0,59
Lv	0-10m	3,15	10,35	0,75
Lounainen välisaaristo	10+m	2,55	14,54	0,60
Lu	0-10m	3,23	8,65	0,83
Lounainen ulkosaaristo	10+m	2,90	15,46	0,68
Ses	0-10m	3,01	11,75	0,55
Selkämeren sisemmät rannikkovedet	10+m	2,35	5,60	0,75
Seu	0-10m	2,51	9,28	0,76
Selkämeren ulommat rannikkovedet	10+m	2,58	11,20	0,66
Ms	0-10m	2,96	10,96	0,68
Merenkurkun sisäsaaristo	10+m	2,02	6,76	0,89
Mu	0-10m	2,67	12,14	0,76
Merenkurkun ulkosaaristo	10+m	2,93	14,68	0,64
Ps	0-10m	2,52	11,87	0,62
Perämeren sisemmät rannikkovedet	10+m	1,66	8,86	0,61
Pu	0-10m	2,34	8,66	0,55
Perämeren ulommat rannikkovedet	10+m	2,35	8,85	0,57



Kuva 3. Rannikkovesien pohjaeläinten luokituskaava, esimerkkinä Suomenlahden sisäsaaristo tyyppi (Ss). Katkoviivan vasemmalla puolella olevat arvot ovat BBI-arvoja, oikealla puolella olevat ELS-arvoja. BBI-arvot muutetaan ELS-arvoiksi jakamalla ne referenssiarvolla.

Lajien herkkyysarvot

Useimpien Itämeressä tavattavien pohjaeläinlajien herkkyysarvot ilmenevät liitteessä 3.3.1. Kaikista lajeista ei kuitenkaan ole lajitason herkkyysarvoja, vaan osa arvoista on ilmoitettu sukutasolle tai jollakin muulle taksonomiselle tasolle. Herkkyysarvot ovat interkalibroitu Ruotsin kanssa.

Herkkyysarvot Oligochaeta- ja Chironomidae-ryhmien lajeille puuttuvat, koska aineistoa luokitukseen tai herkkyysarvojen laatimiseen ei ollut käytettävissä. Suolapitoisuudeltaan alemmissa rannikkovesimuodostumissa suositellaan kuitenkin näiden ryhmien lajitason määrittäjiä, jotta ai-



Ylhäältä: tulokaslaji monisukasmato *Marenzelleria viridis*, killkki *Saduria entomon* ja valkokatka *Monoporeia affinis* (Vincent Westberg).

neistoa voitaisiin hyödyntää myöhemmin, kun tietoa lajitason vasteista on käytettävissä enemmän. Kyseiset ryhmät voivat muodostaa huomattavan osan näiden vesistötyyppien lajistosta.

Lisätietoja: Jens Perus, Vincent Westberg, Hans-Göran Lax

Lähteet

European Commission. Coastal GIGs. 2006. Draft Milestone 6 report – Baltic Sea with Annex A – E Quality element: macroalgae. Version 16 June 2006. Rev. 3, 30 March 2007. 40+24 s. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/milestone_reports/milestone_reports_2007&vm=detailed&sb=Title

Perus, J., Bonsdorff, E., Bäck, S., Lax, H.-G., Villnäs, A. & Westberg, V. 2007. Zoobenthos as indicators of ecological status in coastal brackish waters: a comparative study from the Baltic Sea. *Ambio* 36(2-3): 250-256.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H. & Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49(9-10): 728-739.

Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana, IL, University of Illinois Press. 117 s.

4.4

Fysikaalis-kemialliset tekijät

Fysikaalis-kemiallisia tekijöitä käytetään tukemaan ekologista luokitusta. Ravinteiden luokitus vuosijaksolle 2000–2007 tehtiin samoja yleisiä periaatteita noudattaen kuin *a*-klorofyllin. Mikäli kokonaisravinteet luokittuivat eri tavoin, painotettiin kokonaisfosforin tuloksia. Lisäksi tarkasteltiin aineiston riittävyyttä, ajoittumista ja luotettavuutta sekä paineita.

4.4.1

Näkösyyvyys

Näkösyyvyyden luokitus tukee hyvin rakkolevän esiintymisen alarajan luokitusta, mutta ei sovellu tukemaan *a*-klorofyllin luokitusta. Näkösyyvyyden luokkarajoja ei ole interkalibroitu Itämeren alueella.

Kesän näkösyyvyydelle määritettiin tyyppikohtaiset vertailuolot ja luokkarajat vanhasta 1900-luvun alun aineistosta, joka on peräisin Merentutkimuslaitoksen tutkimusmatkoilta pohjoiselta Itämereltä (mm. Launiainen ym. 1989). Alustavat

referenssiarvot ja aineiston kuvaus on esitetty julkaisuissa Vuori ym. (2006) ja Kauppila (2007).

Näkösyvyyden vertailuarvo edustaa keskimääräistä näkösyvyyttä 1900-luvun alussa. Erinomaisen ja hyvän luokan raja saatiin jakamalla referenssiarvo 1,2:llä, hyvän ja tyydyttävän välinen raja 1,5:llä, tyydyttävän ja välttävän luokan välinen raja viidellä ja välttävän ja heikon välinen raja kymmenellä.

4.4.2

Talven kokonaisravinteet

Talven kokonaisravinteita (tammi-maaliskuu) käytetään ekologista luokittelua tukevana muuttujina; itse luokittelu tehdään biologisten muuttujien perusteella. Luokkarajat eivät ole käyneet läpi EU:n interkalibrointiprosessia eikä niitä ole testattu toisin kuin edellä esitettyjä biologisia muuttujia. Talven kokonaistypelle ja kokonaisfosforille määritettiin tyyppikohtaiset vertailuolot ja luokkarajat analysoimalla frekvenssijakaumat vuosien 1962–2005 seuranta-aineistosta. Aineisto koostui yhteensä 4378 typpi- ja 4415 fosforihavainnosta. Tyyppikohtaisiksi referenssiarvoiksi (referenssin vertailuarvo) valittiin yleensä yhden prosentin poikkeamat kyseisistä frekvenssijakaumista. Erinomaisen ja hyvän luokan välinen arvo saatiin kertomalla referenssiarvo 1,2:lla, hyvän ja tyydyttävän välinen raja 1,5:llä, tyydyttävän ja välttävän välinen raja kolmella ja välttävän ja heikon välinen raja neljällä.

Lisätietoja: Pirkko Kauppila

Lähteet

- Kauppila, P. 2007. Phytoplankton quantity as an indicator of eutrophication in Finnish coastal waters. Application within the Water Framework Directive. Helsinki, Finnish Environment Institute. Monographs of the Boreal Environment Research 31. 58 s.
- Launiainen, J., Vainio, J., Voipio, A., Pokki, J. & Niemimaa, J. 1989. Näkösyvyyden vaihtelusta ja muuttumisesta pohjoisella Itämerellä. Julk.: Forsius, J. (toim.). XIV Geofysiikan päivät, Helsingissä 3.-4.5.1989. Helsinki, Geofysiikan seura. S. 117-121.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S.-M., Kauppila, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. & Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyyppittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 807. 151 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=176967&lan=fi>

4.5

Hydrologis-morfologiset tekijät

Hydrologis-morfologiset tekijät tukevat ekologista luokitusta. Erinomaisessa ekologisessa luokassa olevissa rannikkovesissä eräiden hydrologiaa, esteettömyyttä ja morfologiaa kuvaavien kriteerien pitää täytyä (asetus vesienhoidon järjestemisestä, liite 1). Sen sijaan hyvässä ja tyydyttävässä ekologisessa luokassa riittää, että vallitsevat hydrologis-morfologiset olot eivät haittaa biologisten tilatavoitteiden saavuttamista. Voimakkaasti muutetuiksi voidaan nimetä ne rannikkovedet, joissa hydrologis-morfologiset tekijät ovat muuttuneet niin paljon, ettei hyvää ekologista tilaa voida saavuttaa ilman merkittävää haittaa vesistön tärkeille käyttötarkoituksille. Näissä rannikkovesissä ekologinen luokitus tehdään muista rannikkovesistä poikkeavalla tavalla (ks. Luku 5).

Rannikkovesien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arvioinnissa käytetään seuraavia tekijöitä:

1. Muutetun / rakennetun rantaviivan osuus (esim. asutus, teollisuus ja satamatoiminnot) rantaviivan kokonaispituudesta
2. Muutetun alueen pinta-ala (satama-alueet, ruoppaus- ja läjitysalueet, laiva- ja veneväylät)
3. Siltojen ja pengerteiden vaikutusalueen pinta-ala
4. Luontainen yhteys mereen / padotut merenlahdet

Hydrologis-morfologisen tila-arvioinnin kriteerit on kuvattu tämän oppaan toisessa osassa. Hydrologis-morfologisesti erinomaiseen tilaan määritetään rannikkovedet, joissa on enintään vähäisiä muutoksia hydrologis-morfologisissa tekijöissä ja muutosten summa on enintään 4 pistettä. Tyydyttävään tai sitä huonompaan hydrologis-morfologiseen tilaan määritetään rannikkovedet, joissa vähintään yhden kriteerin suhteen muutoksen on arvioitu olevan suuri tai hydrologis-morfologisten muutosten summa on vähintään 6 pistettä. Näissä rannikkovesissä voi olla suuria muutoksia, mutta on mahdollista, että ainakin osa tähän ryhmään kuuluvista rannikkovesistä voi saavuttaa hyvälle ekologiselle tilalle asetettavat tavoitteet tilaa parantavilla toimenpiteillä.

Lisätietoja: Antton Keto, Mika Marttunen



5 Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien luokittelu

Vesistön nimeäminen voimakkaasti muutetuksi on vesienhoitoa koskevan lain (22 §) perusteella mahdollista seuraavien edellytysten vallitessa.

- Vesimuodostumaa on rakentamalla tai säännöstelemällä muutettu ja siitä on seurannut vesiekosysteemin tilan huonontuminen.
- Hyvää ekologista tilaa ei voida saavuttaa aiheuttamatta merkittäviä haitallisia vaikutuksia vesistön tärkeille käyttötavoitteille (esim. tulvasuojelu, vesivoimatuotanto, virkistyskäyttö) tai ympäristön tilaan laajemmin.
- Vesistön rakentamisella saatua hyötyä ei voida saavuttaa muilla teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisilla sekä ympäristön kannalta merkittävästi paremmilla keinoilla.

Voimakkaasti muutetuissa vesimuodostumissa ei voida suoraan soveltaa luonnonvesien vertailuarvojen ja biologisten tekijöiden vasteiden perusteella määritettyjä luokittelukriteereitä. Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien tilan arvioinnissa on otettava huomioon seuraavat seikat:

- Voimakkaasti muutetuksi voidaan nimetä vain vesistö, jonka ekologinen tila on huonompi kuin hyvä. Jos esimerkiksi alustavasti voimakkaasti muutetuksi nimetyn vesimuodostuman tilan arvioidaan olevan hyvä, niin silloin nimeäminen voimakkaasti muutetuksi ei edellisen perusteella ole mahdollista.
- Ekologisen tilan arviointi tehdään ensimmäisellä suunnittelukaudella suuressa osassa vesimuodostumia vajavaisen biologisen aineiston perusteella.
- Luonnonvesien luokittelujärjestelmä ei riittävässä määrin ota huomioon hydrologis-morfologisten paineiden vaikutusta. Kasvillisuus, pohjaeläimistö ja kalasto reagoivat hydrologis-morfologisiin muutoksiin yleensä vedenlaatu,

kasviplanktonia ja piileviä voimakkaammin. Tästä seuraa, että sitä käytettäessä on mahdollista, että voimakkaastikin säännöstellyt järvet luokituvat hyvään tilaan. Siksi arvioissa on tarpeen huomioida paineiden suuruus ja lopullinen arviointi tapahtuu asiantuntijoiden kokonaisarvioinnin perusteella.

- Saavutettavissa olevan tilan luokittelu vaatii tapauskohtaista harkintaa ja siinä otetaan huomioon sekä vesimuodostuman nykyinen tila että mahdollisuudet parantaa sitä.

Muutettujen vesien luokittelussa keskeinen kysymys on, kuinka paljon tilaa on mahdollista parantaa hydrologis-morfologisilla toimenpiteillä. Tämä on otettava huomioon luokittelussa, vaikka voimakkaasti muutetuissa vesissä ympäristötavoitteet hydrologis-morfologisille paineille herkemmillä tekijöillä ovatkin lievemmät kuin luonnonvesissä.

5.1

Parhaan saavutettavissa olevan tilan määrittäminen

Voimakkaasti muutetuissa ja keinotekoisissa vesissä on tilatavoitteena hyvä saavutettavissa oleva ekologinen tila. Se määritetään saman vesimuodostuman parhaan saavutettavissa olevan ekologisen tilan kautta, joka on voimakkaasti muutetun tai keinotekoisien veden vertailutila. Hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa on vain vähäisiä muutoksia biologisten muuttujien arvoissa verrattuna parhaaseen saavutettavissa olevaan tilan arvoihin. Keinotekoisien ja voimakkaasti muutettujen vesien tavoiteasettelu poikkeaa siis muista vesistä, joissa tavoitteeksi asetetaan vertailuvesistöjen mukaan määritetty hyvä ekologinen tila.

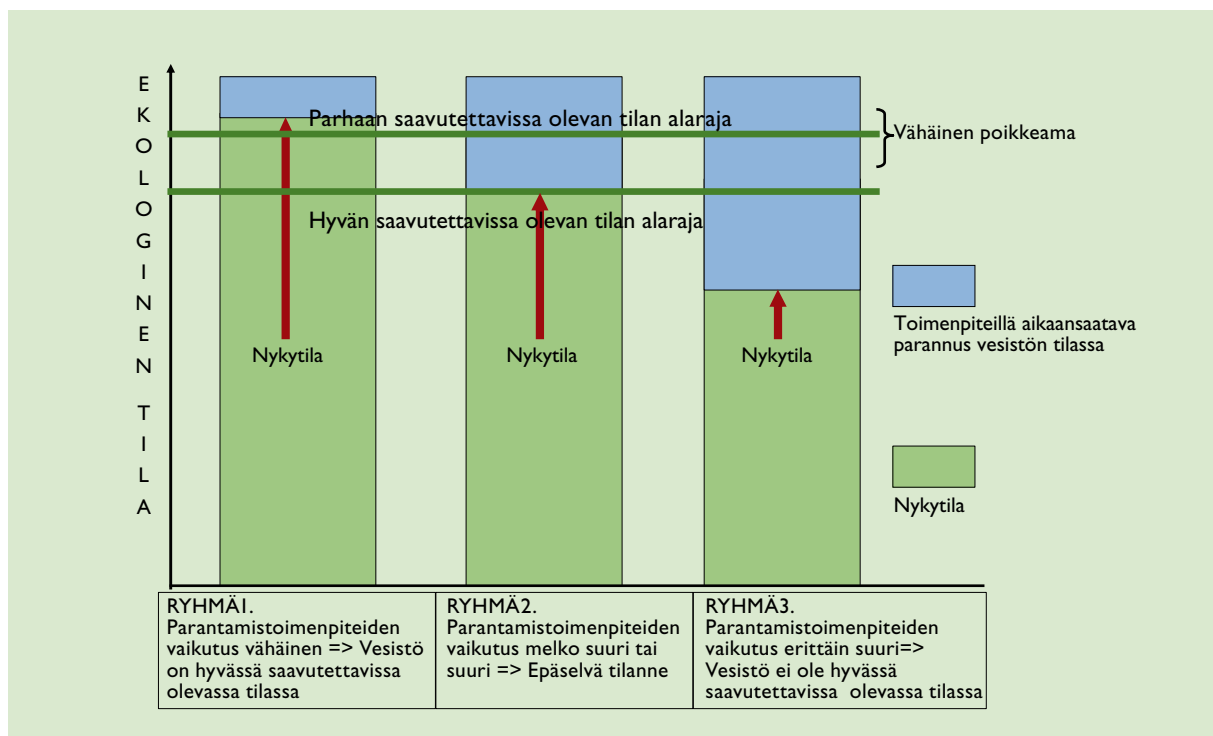
Hyvän saavutettavissa olevan tilan määrittäminen

Parhaassa saavutettavissa olevassa tilassa on olennaista:

- toteuttaa kaikki teknis-taloudellisesti toteuttamiskelpoiset hydrologis-morfologiset parantamistoimenpiteet
- aikaansaada ekologinen jatkumo
- ottaa kalastosta ja muusta eliöstöstä huomioon vain kestävät kannat, jotka ovat kotiutuneet ja lisääntyvät luontaisesti
- jättää huomiotta suorat kalastonhoidolliset toimenpiteet ja kalastus.

Ensimmäisellä suunnittelukierroksella voimakkaasti muutettujen vesien luokittelua ei tehty direktiivin mukaisesti ensin arvioimalla paras saavutettavissa oleva ekologinen tila vesimuodostumakohtaisesti, koska arviointitapa koettiin monimutkaiseksi. Tilan arviointi tehtiin suoraviivaisemmin tunnistamalla vain toteuttamiskelpoiset tilan parantamistoimenpiteet eli arvioimalla onko vesimuodostuma yli vai alle hyvän saavutettavissa olevan tila.

Voimakkaasti muutettujen vesien ympäristötavoite, hyvä saavutettavissa oleva ekologinen tila, voidaan muutettuja vesiä koskevan EU-ohjeiston perusteella määrittää kahdella toisistaan huomattavasti poikkeavalla tavalla. Yksinkertaisemmassa, tässä oppaassa kuvatussa lähestymistavassa ympäristötavoitteen määrittäminen tapahtuu vesistön nykytilasta käsin. Prosessissa arvioidaan ensin, kuinka paljon ekologista tilaa eli veden biologisten laatutekijöiden arvoja ja fysikaalis-kemiallista laatua voidaan parantaa sellaisilla hydrologis-morfologisilla parannustoimilla, joista ei aiheudu merkittäviä haitallisia vaikutuksia vesistön tärkeälle käytölle (Kuva 4). Lähestymistapaa on testattu Kemijärvellä ja tulokset on koottu loppuraporttiin "Keinotekoisten ja voimakkaasti muutettujen vesien vertailutilan määrittäminen – tavoiteasettelu biologisten aineistojen ja toimen-



Kuva 4. Parantamistoimenpiteiden ekologisten vaikutusten ja voimakkaasti muutettujen vesistöjen tilan välinen yhteys.

piteiden avulla" (Savolainen ym. 2006). Toisessa vaihtoehdossa kuvitellaan vastaavaan tyyppiin kuuluva luonnonmukainen vesimuodostuma ja sijoitetaan siihen ne vesimuodostuman hydrologis-morfologiset muutokset, joita ei ole mahdollista poistaa. Tämän jälkeen arvioidaan, mikä vesimuodostuman tila olisi. Tämä tila muodostaisi vesimuodostuman tavoitetilan. Tätä lähestymistapaa on pidetty liian teoreettisena eikä sitä kuvata tässä oppaassa.

Tarkastelu etenee niin, että ensiksi tunnistetaan kaikki sellaiset hydrologis-morfologiset parannustoimet, joilla voidaan parantaa vesistön ekologista tilaa. Niistä karsitaan pois sellaiset, jotka aiheuttavat merkittävää haittaa vesienhoitolain 22 §:ssä mainituille käyttömuodoille (virkistyskäyttö, vesiliikenne, vesivoiman tuotanto, tulvasuojelu, ammattikalastus, luonnonsuojelu, jne.).

Toisessa vaiheessa arvioidaan suuruusluokatasolla, kuinka suuria vaikutuksia yksittäisillä toimenpiteillä on biologisiin laatutekijöihin ja veden laatuun. Parhaimmissa tapauksissa toimenpiteiden vaikutuksia voidaan kuvata täsmällisen numeerisesti – esimerkiksi, kuinka monen kalalajin vaelluksen uoman muutostyö sallisi tai kuinka paljon tiettyä kutuhabitaattia voidaan lisätä ja kuinka tämä esimerkiksi kirjallisuuden perusteella vaikuttaisi poikastuotantoon. Puutteellisen aineiston tai toimenpiteillä saavutettavien vaikutusten epävarmuuden takia vaikutusarvioita joudutaan esittämään myös asiantuntija-arvioina. Arvioinnissa erityistä huomiota kiinnitetään toimenpiteiden vaikutuksiin eliöyhteisöjen lisääntymiseen ja elinkiertoon välttämättömiin elinympäristöihin. Esimerkiksi, jos toimenpiteellä on merkittäviä myönteisiä vaikutuksia arvokkaiden kalakantojen luontaiseen lisääntymiskiertykseen, niin silloin aikaansaattavan parannuksen voidaan arvioida olevan vähintään suuri.

Seuraavaksi arvioidaan kaikkien vaiheessa kaksi tarkasteltujen parannustoimien kokonaisvaikutuksia biologisiin laatutekijöihin, veden laatuun sekä vesistön käyttömuotoihin. Ekologisten vaikutusten kokonaisarvioinnissa tarkastellaan kaikkia kansallisen vesienhoidon biologisia laatutekijöitä. Myös tässä kohdassa tehtävässä arviossa otetaan korostetusti huomioon ne vaikutukset, jotka kohdistuvat eliöyhteisöjen lisääntymiseen ja elinkiertoon välttämättömiin elinympäristöihin.

Vaikutusten suuruusluokkaa voidaan arvioida seuraavilla periaatteilla:

Vähäinen vaikutus: Jos muutokset laatutekijöiden arvoissa ovat alle 10 %, niin silloin vaikutukset ekologiseen tilaan voidaan arvioida vähäisiksi.

Melko suuri tai suuri vaikutus: Jos muutokset laatutekijöiden arvoissa ovat 10–40 %, niin silloin vaikutukset ekologiseen tilaan voidaan arvioida melko suuriksi tai suuriksi. Jos vain yhdessä tekijässä tapahtuu 20–40 %:n muutos, niin silloin lopputulos riippuu siitä noudatetaanko luokittelussa keskiarvoistamista (lopputulos on vähäinen vaikutus) vai heikoin lenkki periaatetta (lopputulos on melko suuri vaikutus).

Erittäin suuri vaikutus: Jos muutokset laatutekijöiden arvoissa ovat yli 40 %, niin silloin vaikutukset ekologiseen tilaan voidaan arvioida erittäin suuriksi.

Mikäli toimenpiteistä yhdessä aiheutuu merkittävää haittaa vesistön käyttömuodoille, niin silloin toimenpiteitä karsitaan niin, ettei yhteisvaikutus ylitä merkittävää haittaa. Jos toimenpiteitä joudutaan karsimaan, niin vähentäminen aloitetaan toimenpiteitä, joista syntyvät ekologiset hyödyt suhteessa käyttömuodoille aiheutuvaan haittaan ovat suhteessa pienimmät.

Kolmannessa vaiheessa ekologisten yhteisvaikutusten perusteella vesistö määritetään johonkin seuraavista ryhmistä:

Ryhmä 1: HyMo-toimenpiteillä ei ole vaikutusta tai on vain vähäisiä ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. Ryhmään kuuluvat vesimuodostumat, jotka ovat jo vähintään hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa.

Ryhmä 2: HyMo-toimenpiteillä on melko suuria tai suuria ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. Ryhmään kuuluvat vesimuodostumat, jotka eivät ehkä vielä ole hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa.

Ryhmä 3: HyMo-toimenpiteillä on erittäin suuria ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. Ryhmään kuuluvat vesimuodostumat eivät ole hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa.

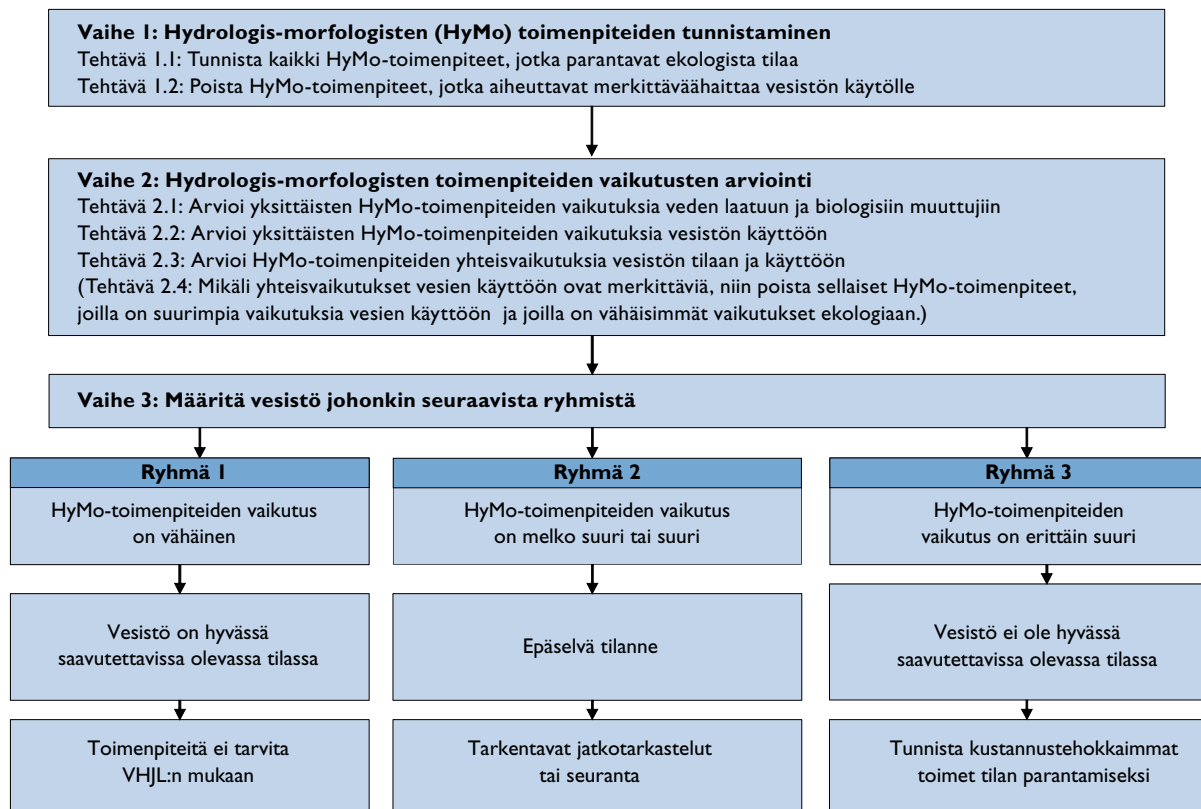
Merkittävälle haitalle ei ole mahdollista määrittää yksikäsitteistä kaikissa tilanteissa soveltuvaa kriteeriä. Merkittävyyden arvioinnissa on otettava huomioon vaikutukset esimerkiksi vesivoimalaitosten tuotantoon sekä voimalaitoksen kannattavuuteen. Suurissa vesistöissä 5–10 % menetystä voimataloudelle voidaan suurella varmuudella pitää merkittävänä. On tärkeää muistaa, että toimenpiteiden sisällyttäminen tarkasteluun ei vielä tarkoita, että niitä olisi toteutettava. Tarkasteluun sisällytettävien toimenpiteiden avulla määritetään ensin paras saavutettavissa oleva tila ja sen pohjalta hyvä saavutettavissa oleva tila. Vasta sen jälkeen arvioidaan, tarvitaanko toimenpiteitä ja mitkä toimenpiteet voisivat tulla kyseeseen.

Merkittävän haitan arvioinnin vaikeudesta johtuen on mahdollista, että eri vesimuodostumissa käytetään toisistaan poikkeavia merkittävyyden kynnyksarvoja. Yksi mahdollisuus on ottaa tämä huomioon parhaan ja hyvän saavutettavissa olevan tilan määrittämisessä seuraavien esimerkkien mukaisesti.

Esimerkki 1: Tarkasteluun on sisällytetty toimenpiteitä, joiden vaikutukset vesistön tärkeälle käytölle ovat niin suuret, että suurella varmuudella ollaan kynnyksarvon tuntumassa tai jopa sen yli. Tällöin paras saavutettavissa oleva tila saatetaan arvioida hieman "yläkanttiin". Tilanteen korjaamiseksi hyvä saavutettavissa oleva tila voidaan määrittää tässä tapauksessa poikkeamaan "vähäistä" enemmän parhaasta saavutettavissa olevasta tilasta.

Esimerkki 2: Tarkasteluun on sisällytetty toimenpiteitä, joiden vaikutukset vesistön tärkeälle käytölle eivät ole vielä merkittäviä ja arvioijilla on yleisesti tuntuma, että ollaan merkittävän haitan kynnyksarvon alapuolella. Tällöin paras saavutettavissa oleva tila saatetaan arvioida hieman "aläkanttiin". Tilanteen korjaamiseksi hyvä saavutettavissa oleva tila voidaan määrittää tässä tapauksessa poikkeamaan enemmän kuin esimerkissä 1 parhaasta saavutettavissa olevasta tilasta.

Yksi tapa välttää merkittävän haitan määrittämiseen liittyvät ongelmat on tehdä tarkastelu useammalla olettamuksella eli arvioida sitä, kuinka



Kuva 5. Tavoitteiden asettaminen mahdollisten parannustoimien avulla on nelivaiheinen prosessi, jossa jaetaan voimakkaasti muutetut vedet tila-arvion suhteen karkeasti kolmeen ryhmään.

paljon arvioinnin lopputulokseen (=arvioon toimenpiteiden ekologisten vaikutusten suuruudesta) vaikuttaa se, kuinka merkittäväksi haitta on määritetty. Kemijärven tapauksarkastelussa (Savolainen ym. 2006) testattiin toimenpiteiden vaikutuksia kolmella vaihtoehdoisella olettamuksella siitä, mikä voisi olla merkittävä haitta. Voimataloudellinen menetys oli vaihtoehdossa yksi yli 2 %, vaihtoehdossa kaksi yli 5 % ja vaihtoehdossa kolme yli 10 %. Tarkasteltu 10 %:n oletus merkitsi yhden miljoonan euron vuotuista menetystä vesivoimatuotannolle, sillä Kemijärven säännöstelyhyödyn on vuonna 2004 arvioitu olleen suuruusluokkaa 10 miljoonaa euroa vuodessa. Tarkastelu osoitti, että Kemijärven tapauksessa järven ekologista tilaa ei ollut mahdollista parantaa merkittävästi missään tarkastelluissa vaihtoehdoista. Tämä johtui siitä, että merkittävien ekologisten hyötyjen aikaansaaminen olisi edellyttänyt huomattavaa nykyisen säännöstelyn muuttamista. Loppupäätelmä olikin, että Kemijärvi on vähintään hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa ja että arvioinnin lopputulos ei ollut herkkä merkittävän haitan kriteerille. Kemijärven tarkastelun tulosta ei voida yleistää koskemaan muita vesistöjä, mutta se osoitti, että kaikissa tapauksissa merkittävän haitan raja-arvoa ei ole tarpeen määrittää tarkasti, koska tarkastelun lopputulos ei ole sille erityisen herkkä.

Joissakin voimakkaasti rakennetuissa ja kuormitetuissa vesistöissä voi myös tapauskohtaisesti olla tarpeen arvioida, onko hydrologis-morfologisilla muutoksilla ollut sellaisia pysyviä kielteisiä vaikutuksia veden fysikaalis-kemialliseen laatuun, jotka vaikuttaisivat biologisiin laatutekijöihin. Jos tällaisia kielteisiä vaikutuksia on, ne otetaan huomioon arvioitaessa hydrologis-morfologisilla tilan parantamistoimenpiteillä aikaansaattavia vaikutuksia. Hydrologis-morfologisten toimenpiteiden hyödyt voivat tällaisissa tapauksissa jäädä pienemmäksi kuin tilanteessa, jossa korkeammat vedenlaatuvoitteet voidaan saavuttaa.

Ryhmään 2 ja 3 kuuluville vesimuodostumille voi olla tarpeen arvioida, voiko vesistön tila parantua tarkasteluun valituilla HyMo-toimenpiteillä niin paljon, että hyvä ekologinen tila on mahdollista saavuttaa. Tällaisessa tapauksessa vesimuodostuma ei olisikaan voimakkaasti muutettu.

Kaunistonkosken pato Kiskojoen vesistössä (yläkuva, Seppo Hellsten), vedenkorkeusasteikko (keskikuva, Auri Sarvilinna) ja Kuusankosken edustaa (alin kuva, Kari-Matti Vuori).



Tila-luokan arviointi

Lähtökohtana voimakkaasti muutettujen vesien luokittelussa on, että kasviplankton ja piilevät sekä vedenlaatu luokitellaan samalla tavalla kuin ei-muutetuissa vesissä. Näiden laskennallista luokitus tulosta ei sovelleta sellaisenaan, vaan niiden ilmaiseman tilaluokan painoarvoa korjataan arvioimalla missä määrin kasvillisuuden, pohjaeläimistön ja kalaston tilaa on mahdollisuus parantaa kunnostustoimenpitein tai erilaisilla säännöstelykäytännöillä. Saavutettavissa olevan tilan arviointityössä sovelletaan Ympäristöhallinnon ohjetta "Voimakkaasti muutettuja ja keinotekoisia pintavesiä koskevat erityiskysymykset ja hydrologis-morfologisen tilan arviointi" (Ympäristöhallinto 2008). Varsinaisessa luokittelussa edetään seuraavasti:

1. Arvioi mahdollisuuksien mukaan vedenlaadun yleisten olosuhteiden sekä kasviplanktonin (järvet) tai piilevien (joet) tilaluokka (HERTTAN Vesimuodostumat-osajärjestelmään tallennettu arvioitu luokka). Pisteytä näiden tekijöiden sama luokka ekologisen luokitusohjeen normaali-käytännön mukaisesti (0,9–0,7–0,5–0,3–0,1).
2. Arvioi hydrologis-morfologisten parantamistoimenpiteiden vaikutus kasvillisuuteen, pohjaeläimistöön ja kalastoon (keskimääräinen vaikutus).
3. Määritä arvo kertoimelle, joka kuvaa sitä, kuinka paljon vesistön tilaa voidaan parantaa (= kunnostuskerroin). Laskennallinen luokka

määrätään kertomalla vedenlaadun/levien tilaluokka ko. kertoimella:

- a. Korkeintaan vähäiset parantamismahdollisuudet (ryhmä 1) = 0,9–1
- b. Melko suuret tai suuret parantamismahdollisuudet (ryhmä 2) = 0,7–0,8
- c. Erittäin suuret parantamismahdollisuudet (ryhmä 3) = 0,5–0,6

Kunnostuskertoimelle voi tarvittaessa antaa myös em. arvojen välille sijoitettavia väliarvoja. Kunnostuskertoimen arvoa määritettäessä on varottava tilannetta, että sama vaikutus otetaan huomioon sekä vedenlaadussa ja sitten kunnostuskerrotoimessa. Esimerkiksi hydrologis-morfologinen muuttuneisuus voi jo näkyä veden laadussa, jolloin sitä ei pidä ottaa toiseen kertaan huomioon kunnostuskertoimessa.

4. Arvioidaan vielä kriittisesti laskennallisen luokan uskottavuutta suhteessa vesimuodostumaan kohdistuviin paineisiin ja kunnostuksen mahdollisuuksiin.

Lähteet

- Savolainen, M., Marttunen, M., Kyykkä, L., Hokka, V. & Muotka, J. 2006. Keinotekoisien ja voimakkaasti muutettujen vesien vertailutilan määrittäminen - tavoiteasettelu biologisten aineistojen ja toimenpiteiden avulla. Raportti 28.11.2006. 69 s. <http://www.energia.fi/fi/julkaisut/ymparistopooli/tutkimusaineisto/keinotekoisien%20ja%20voimakkaasti%20muutettujen%20vesien%20loppuraportti.pdf> [Viitattu 27.6.2008].
- Ympäristöhallinto. 2008. TPO-projekti. Voimakkaasti muutettuja ja keinotekoisia pintavesiä koskevat erityiskysymykset ja hydrologis-morfologisen tilan arviointi. Versio 27.6.2008. 31 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=88314&lan=fi> [Viitattu 27.6.2008].

Taulukko 7. Esimerkkejä voimakkaasti muutettujen vesien luokituksesta kertoimien avulla. Voimakkaasti muutettujen vesien tila luokitellaan hyväksi, tyydyttäväksi, välttäväksi tai huonoksi suhteutettuna parhaaseen saavutettavissa olevaan ekologiseen tilaan.

	Esimerkki 1:	Esimerkki 2	Esimerkki 3
	Mahdolliset toimenpiteet häiriöiden lieventämiseksi on tehty, ei enempää parantamismahdollisuuksia. Tilaluokka määräytyy hyväksi vedenlaadun ja kasviplanktonin luokitus tuloksen mukaisesti	Kalaston tilaa voidaan kohtalaisen paljon parantaa kalateiden ja kunnostuksen avulla ja säännöstelykäytännön muutoksilla voitaisiin selvästi parantaa rantakasvillisuuden tilaa. Rehevyyttä kuvaavan luokituksen painoarvoa syytä korjata kertoimella 0,7.	Kohteessa on huomattavan paljon mahdollisuuksia parantaa kalaston ja pohjaeläimistön tilaa. Rehevyyttä kuvaavaa luokitusta syytä korjata kertoimella 0,5.
Veden laatu	0,7	0,7	0,7
Kasviplankton	0,7	0,7	0,7
Kunnostuskerroin	1	0,75	0,55
Laskennallinen luokka*	0,7*1=0,7 HYVÄ	0,7*0,7=0,49 TYYDYTTÄVÄ	0,7*0,5=0,35 VÄLTÄVÄ
Arvioitu luokka	HYVÄ (Perustelut: HyMo-muuttuneisuus parantunut erittäin suuresta suureksi, habitattikunnostukset tehty siellä missä voidaan, kalatiet toimivat)	TYYDYTTÄVÄ	VÄLTÄVÄ (Perustelut: ei toimivia kalateitä, kaikki peratut kosket kunnostettavissa, säännöstelykäytäntöä voitaisiin muuttaa ekologisemmaksi)

* Huom! Kertoimia sovelletaan vedenlaadun ja kasviplanktonin pisteytysten keskiarvoon ja tilaluokka määräytyy laskennallisesti ekologisen luokittelun ohjeen ELS-pistearvojen luokituskriteereiden mukaisesti (E=1-0,8, H=0,8-0,6 jne.).

SISÄLLYS LIITTEET OSA I

Liite 1. Joet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat jokityypeittäin ja muuttujittain	50
Liite 1.1 Jokien pohjaeläimet	50
Liite 1.1.1 Jokien pohjaeläinten tyyppille ominaiset taksonit	52
Liite 1.1.2 Jokien pohjaeläinten tyyppille ominaiset EPT-heimot sekä heimojen ASPT-pisteet.....	53
Liite 1.2 Jokien päällykslevät.....	54
Liite 1.3 Jokien kalat	54
Liite 1.3.1 Ympäristömuutoksia ilmentävät tai niitä sietävät kalalajit.	56
Liite 1.4 Jokien vedenlaatu	56
Liite 2. Järvet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat järvityypeittäin ja muuttujittain	57
Liite 2.1 Järvien kasviplankton.....	57
Liite 2.1.1 Kasviplankton: erinomaista – hyvää ekologista tilaa ilmentävät indikaattorilajit erilaisille järvityypeille	58
Liite 2.1.2 Kasviplankton: kuormitusta ilmentävät indikaattorilajit erilaisille järvityypeille.....	59
Liite 2.1.3 Kasviplankton: haitalliset sinilevälajit	60
Liite 2.2 Järvien vesikasvit.....	61
Liite 2.2.1 Vesikasvien tyyppilajit ja niiden yleisyys eri järvityypeissä Etelä-Suomessa nykyaineistolla laskettuna	62
Liite 2.2.2 Vesikasvien tyyppilajit ja niiden yleisyys eri järvityypeissä Pohjois-Suomessa nykyaineistolla laskettuna..	63
Liite 2.2.3 Varsinaisten vesikasvien jako eri ryhmiin rehevöitymisen sietokyvyn perusteella	63
Liite 2.3 Järvien pohjaeläimet	64
Liite 2.4 Järvien kalat.....	65
Liite 2.5 Järvien vedenlaatu.....	71
Liite 3. Rannikkovedet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat rannikkotyypeittäin ja muuttujittain	72
Liite 3.1 Rannikkovesien kasviplankton.....	72
Liite 3.2 Rannikkovesien vesikasvit.....	73
Liite 3.3 Rannikkovesien pohjaeläimet	74
Liite 3.3.1 Rannikkovesien pohjaeläinten lajien (taksonien) herkkyys- ja toleranssi arvot.....	75
Liite 3.4 Rannikkovesien vedenlaatu	76
Liite 4. Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien luokittelu, tarkastelua helpottavat taulukot	77

Liite I. Joet.Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat jokityypeittäin ja muuttujittain.

Liite I. I Jokien pohjaeläimet.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
St ja ESt Suuret ja erittäin suuret turvemaiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,65				
			ELS					
	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	27	25,0	18,8	12,5	6,3
			ELS		0,93	0,69	0,46	0,23
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	15	13,0	9,8	6,5	3,3
			ELS		0,87	0,65	0,43	0,22
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,482	0,432	0,335	0,238	0,142
			EIS		0,89	0,69	0,49	0,29
Sk ja ESk Suuret ja erittäin suuret kangas-maiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,40				
			ELS					
	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	20	18,5	13,9	9,3	4,6
			ELS		0,93	0,69	0,46	0,23
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	12	10	7,5	5	2,5
			ELS		0,83	0,63	0,42	0,21
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,437	0,376	0,293	0,211	0,128
			EIS		0,86	0,67	0,48	0,29
Ssa Suuret savimaiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,19				
			ELS					
	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	24,3	20,3	16,2	8,1	2,7
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,11
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	13,5	11,25	9	4,5	1,5
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,11
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,434	0,362	0,289	0,145	0,048
			EIS		0,83	0,67	0,33	0,11
Kt Keskisuuret turvemaiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,68				
			ELS					
	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	25	21,0	15,8	10,5	5,3
			ELS		0,84	0,63	0,42	0,21
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	14	12,0	9,0	6,0	3,0
			ELS		0,86	0,64	0,43	0,21
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,456	0,374	0,292	0,210	0,127
			EIS		0,82	0,64	0,46	0,28
Kk Keskisuuret kangasmaiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,55				
			ELS					
	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	21	15,8	11,8	7,9	3,9
			ELS		0,75	0,56	0,38	0,19
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	11,5	10,8	8,1	5,4	2,7
			ELS		0,93	0,70	0,47	0,23
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,444	0,415	0,323	0,230	0,138
			ELS		0,93	0,73	0,52	0,31

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailuolot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Ksa Keskisuuret savimaiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,21				
	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	22,5	18,8	15,0	7,5	2,5
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,11
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	12,6	10,5	8,4	4,2	1,4
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,11
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,410	0,342	0,273	0,137	0,046
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,111
	Pt Pienet turvemaiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,53			
Tyyppilajien määrä		syksy	taksonien lkm	14,0	12,0	9,0	6,0	3,0
			ELS		0,86	0,64	0,43	0,21
Tyyppi-EPT-heimojen määrä		syksy	heimojen lkm	9,5	8,0	6,0	4,0	2,0
			ELS		0,84	0,63	0,42	0,21
PMA		syksy	indeksi-arvo	0,456	0,402	0,313	0,224	0,134
			ELS		0,88	0,69	0,49	0,29
Pk Pienet kangasmaiden joet		ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,75			
	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	16,0	14,0	10,5	7,0	3,5
			ELS		0,88	0,66	0,44	0,22
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	10,0	9,0	6,8	4,5	2,3
			ELS		0,90	0,68	0,45	0,23
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,457	0,384	0,299	0,214	0,130
			ELS		0,84	0,65	0,47	0,28
	Psa Pienet savimaiden joet	ASPT-2	syksy	indeksi-arvo	4,08			
Tyyppilajien määrä		syksy	taksonien lkm	12,6	10,5	8,4	4,2	1,4
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,11
Tyyppi-EPT-heimojen määrä		syksy	heimojen lkm	8,6	7,125	5,7	2,85	0,95
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,11
PMA		syksy	indeksi-arvo	0,410	0,342	0,274	0,137	0,046
			ELS		0,83	0,67	0,33	0,11
Pk_PoLa Pohjois-Lapin pienet kangasmaiden joet		Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	15,0	12,7	9,5	6,4
	ELS				0,85	0,64	0,42	0,2
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	9,0	7,7	5,8	3,9	1,9
			ELS		0,86	0,64	0,43	0,21
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,635	0,530	0,409	0,287	0,166
			ELS		0,83	0,64	0,45	0,26
Kk_PoLa Pohjois-Lapin keskiuuret kangasmaiden joet	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	17,5	14,9	11,2	7,5	3,7
			ELS		0,85	0,64	0,43	0,21
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	11,0	8,9	6,7	4,5	2,2
			ELS		0,81	0,61	0,40	0,20
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,546	0,403	0,313	0,224	0,134
			ELS		0,74	0,57	0,41	0,25
Sk_PoLa Pohjois-Lapin suuret kangasmaiden joet	Tyyppilajien määrä	syksy	taksonien lkm	17,0	15,0	11,3	7,5	3,8
			ELS		0,88	0,66	0,44	0,22
	Tyyppi-EPT-heimojen määrä	syksy	heimojen lkm	12,0	11	8,25	5,5	2,75
			ELS		0,92	0,69	0,46	0,23
	PMA	syksy	indeksi-arvo	0,494	0,433	0,336	0,239	0,142
			ELS		0,88	0,68	0,48	0,29

Liite I.1.1 Jokien pohjaeläinten tyypille ominaiset taksonit.

Taksoni	Jokityyppi								
	Pt	Pk	Kt	Kk	St	Sk	PLPk	PLKk	PLSk
<i>Pisidiidae</i>									
<i>Radix</i> spp.									
<i>Erpobdella</i> spp.									
<i>Asellus aquaticus</i>									
<i>Ameletus inopinatus</i>									
<i>Baetis niger</i> group ¹⁾									
<i>Baetis rhodani</i>									
<i>Baetis vernus</i> group ²⁾									
<i>Caenis</i> spp.									
<i>Ephemerella aurivillii</i>									
<i>Ephemerella mucronata</i>									
<i>Heptagenia dalecarlica</i>									
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>									
<i>Heptagenia sulphurea</i>									
<i>Leptophlebiidae</i>									
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>									
<i>Amphinemura borealis</i>									
<i>Arcynopteryx compacta</i>									
<i>Capnia</i> spp.									
<i>Capnopsis schilleri</i>									
<i>Diura</i> spp.									
<i>Isoperla</i> spp.									
<i>Leuctra</i> spp.									
<i>Protonemura</i> spp.									
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>									
<i>Elmis aenea</i>									
<i>Hydraena</i> spp.									
<i>Limnius volckmari</i>									
<i>Oulimnius tuberculatus</i>									
<i>Agapetus</i> spp.									
<i>Apatania</i> spp.									
<i>Arctopsyche ladogensis</i>									
<i>Athripsodes</i> spp.									
<i>Ceraclea</i> spp.									
<i>Ceratopsyche nevae</i>									
<i>Ceratopsyche silfvenii</i>									
<i>Cheumatopsyche lepida</i>									
<i>Hydropsyche pellucidula</i>									
<i>Hydropsyche siltalai</i>									
<i>Hydroptila</i> spp.									
<i>Ithytrichia lamellaris</i>									
<i>Lepidostoma hirtum</i>									
<i>Limnephilidae</i>									
<i>Micrasema</i> spp.									
<i>Nemoura</i> spp.									
<i>Neureclipsis bimaculata</i>									
<i>Oxyethira</i> spp.									
<i>Philopotamus montanus</i>									
<i>Plectonemia conspersa</i>									
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>									
<i>Rhyacophila nubila</i>									
<i>Sericostoma personatum</i>									
<i>Ceratopogonidae.</i>									
<i>Dicranota</i> spp.									
<i>Empididae</i>									
<i>Limoniidae & Tipulidae</i>									
<i>Simuliidae</i>									

¹⁾ *B. niger*, *B. digitatus* ja *B. muticus*, ²⁾ *B. vernus*, *B. subalpinus*, *B. fuscatus*

Liite 1.1.2 Jokien pohjaeläinten tyypille ominaiset EPT-heimot sekä heimojen ASPT-pisteet.

Heimo	ASPT	Jokityyppi								
		Pt	Pk	Kt	Kk	St	Sk	PLPk	PLKk	PLSk
<i>Oligochaeta</i>	1									
<i>Planariidae</i>	5									
<i>Acrolaxidae</i>	3									
<i>Ancylidae</i>	6									
<i>Bithyniidae</i>	3									
<i>Lymnaeidae</i>	3									
<i>Physidae</i>	3									
<i>Planorbidae</i>	3									
<i>Valvatidae</i>	3									
<i>Sphaeridae</i>	3									
<i>Unionidae</i>	6									
<i>Erpobdellidae</i>	3									
<i>Glossiphoniidae</i>	3									
<i>Helobdellidae</i>	3									
<i>Piscicolidae</i>	4									
<i>Asellidae</i>	3									
<i>Astacidae</i>	8									
<i>Gammaridae</i>	6									
<i>Baetidae</i>	4									
<i>Caenidae</i>	7									
<i>Ephemerellidae</i>	10									
<i>Ephemeridae</i>	10									
<i>Heptagenidae</i>	10									
<i>Leptophlebiidae</i>	10									
<i>Siphonuridae</i>	10									
<i>Aeshnidae</i>	8									
<i>Calopterygidae</i>	8									
<i>Coenagriidae</i>	6									
<i>Cordulegasteridae</i>	8									
<i>Corduliidae</i>	8									
<i>Gomphidae</i>	8									
<i>Lestidae</i>	8									
<i>Libellulidae</i>	8									
<i>Platycnemididae</i>	6									
<i>Capniidae</i>	10									
<i>Chloroperlidae</i>	10									
<i>Leuctridae</i>	10									
<i>Nemouridae</i>	7									
<i>Perlodidae</i>	10									
<i>Taeniopterygidae</i>	10									
<i>Gerridae</i>	5									
<i>Hydrometridae</i>	5									
<i>Mesoveliidae</i>	5									
<i>Aphelocheiridae</i>	10									
<i>Corixidae</i>	5									
<i>Naucoridae</i>	5									
<i>Nepidae</i>	5									
<i>Notonectidae</i>	5									
<i>Chrysomelidae</i>	5									
<i>Curculionidae</i>	5									
<i>Dryopidae</i>	5									
<i>Dytiscidae</i>	5									
<i>Elmidae</i>	5									
<i>Gyrinidae</i>	5									
<i>Haliplidae</i>	5									
<i>Helophoridae</i>	5									
<i>Hydraenidae</i>	5									
<i>Hydrophilidae</i>	5									
<i>Sialidae</i>	4									
<i>Arctopsychidae</i>	6									
<i>Beraidae</i>	10									
<i>Brachycentridae</i>	10									
<i>Glossosomatidea</i>	7									
<i>Goeridae</i>	10									
<i>Hydropsychidae</i>	5									
<i>Hydroptilidae</i>	6									
<i>Lepidostomatidae</i>	10									
<i>Leptoceridae</i>	10									
<i>Limnephilidae</i>	7									
<i>Limoniidae</i>	5									
<i>Molannidae</i>	10									
<i>Odontoceridae</i>	10									
<i>Philopotamidae</i>	8									
<i>Phryganeidae</i>	10									
<i>Polycentropodidae</i>	7									
<i>Psychomyiidae</i>	8									
<i>Rhyacophilidae</i>	7									
<i>Sericostomatidae</i>	10									
<i>Chironomidae</i>	2									
<i>Simuliidae</i>	5									
<i>Tipulidae</i>	5									

Liite 1.2 Jokien päällylevät.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Luokkarajat			
				E/H	H/T	T/V	V/Hu
St ja ESt Suuret ja erittäin suuret turvemaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Sk ja ESk Suuret ja erittäin suuret kangasmaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Ssa Suuret savimaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Kt Keskisuuret turvemaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Kk Keskisuuret kangas-maiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Ksa Keskisuuret savimaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Pt Pienet turvemaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Pk Pienet kangasmaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Psa Pienet savimaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Pk_PoLa Pohjois-Lapin pienet kangasmaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Kk_PoLa Pohjois-Lapin keskisuuret kangasmaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9
Sk_PoLa Pohjois-Lapin suuret kangasmaiden joet	IPS	syksy	indeksi-arvo	17	15	12	9

Liite 1.3 Jokien kalat

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
St ja ESt Suuret ja erittäin suuret turvemaiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,7	0,54	0,41	0,27	0,13
			ELS		0,77	0,58	0,38	0,19
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	7,53	6,78	5,08	3,39	1,69
			ELS		0,9	0,68	0,45	0,23
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0	0,01	7,00	14,00	21,00
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	6	6	3,4,5,7,8	1,2,9,10	11 ja >
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,55	0,55	0,41	0,28	0,14
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
Sk ja ESk Suuret ja erittäin suuret kangas-maiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,72	0,68	0,51	0,34	0,17
			ELS		0,94	0,71	0,47	0,24
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	6,67	6,67	5,00	3,34	1,67
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0	0,01	1,67	3,33	5,00
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	4	4	3,2,6,7	1,8,9	10 ja >
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,75	0,75	0,56	0,38	0,19
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
Ssa Suuret savimaiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,63	0,48	0,36	0,24	0,12
			ELS		0,69	0,52	0,34	0,17
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	5,65	5,65	4,24	2,83	1,41
			ELS		1	0,75	0,5	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0,25	0,25	9,00	17,75	26,50
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	6	6	3,4,5,7,8	1,2,9,10	11 ja >
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,41	0,41	0,31	0,21	0,10
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
Kestävien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,18	0,18	0,29	0,58	0,88	
		ELS		1	0,75	0,50	0,25	

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Kt Keskisuuret turvemaiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,77	0,75	0,56	0,38	0,19
			ELS		0,95	0,71	0,47	0,24
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	2	2	1,5	1	0,38
			ELS		1	0,75	0,5	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0,00	0,01	4,67	9,33	14,00
			ELS		1	0,75	0,5	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	4	4	3,2,5	1,6	7 ja >
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,95	0,95	0,71	0,48	0,24
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
Kestävien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0	0,01	0,27	0,53	0,80	
		ELS		1	0,75	0,50	0,25	
Kk Keskisuuret kangas-maiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,75	0,64	0,48	0,32	0,19
			ELS		0,89	0,67	0,45	0,22
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	7	7	5,25	3,5	1,75
			ELS		1	0,75	0,5	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0	0,01	1,43	2,87	4,30
			ELS		1	0,75	0,5	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	4	4	3,2,5	1,6	7 ja >
			ELS		1	0,75	0,5	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,95	0,95	0,71	0,48	0,24
			ELS		1	0,75	0,5	0,25
Kestävien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0	0,01	0,28	0,57	0,85	
		ELS		1	0,75	0,5	0,25	
Ksa Keskisuuret savimaiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,69	0,68	0,51	0,34	0,17
			ELS		0,86	0,64	0,42	0,22
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	1,50	1,50	1,13	0,75	0,38
			ELS		1,00	0,75	0,50	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0,25	0,25	5,69	22,03	49,25
			ELS		1,00	0,75	0,50	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	4,00	4,00	3,2,5	1,6	7 ja >
			ELS		1,00	0,75	0,5	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,71	0,71	0,53	0,36	0,18
			ELS		1,00	0,75	0,50	0,25
Kestävien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,25	0,25	0,33	0,67	0,99	
		ELS		1,00	0,75	0,50	0,25	
Pt Pienet turvemaiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,77	0,75	0,56	0,38	0,19
			ELS		0,95	0,71	0,47	0,24
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	3	3	2,25	1,5	0,75
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0	0,01	0,67	1,33	2,00
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	3	3	4, 2, 1	5, 6	7 ja >
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,7	0,7	0,53	0,35	0,18
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
Kestävien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,1	0,10	0,23	0,47	0,70	
		ELS		1	0,75	0,50	0,25	
Pk Pienet kangasmaiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,75	0,64	0,48	0,32	0,19
			ELS		0,89	0,67	0,45	0,22
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	3	3	2,25	1,5	0,75
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0	0,01	0,67	1,33	2,00
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	3	3	4,2,1	5, 6	7 ja >
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,7	0,7	0,53	0,35	0,18
			ELS		1	0,75	0,50	0,25
Kestävien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,1	0,1	0,23	0,47	0,70	
		ELS		1	0,75	0,50	0,25	
Psa Pienet savimaiden joet	Kalaindeksi	syksy	Indeksiarvo	0,69	0,68	0,51	0,34	0,17
			ELS		0,86	0,64	0,42	0,22
	0+-lohen ja taimenen poikaset	syksy	tiheys aarille	2,25	2,25	1,69	1,13	0,56
			ELS		1,00	0,75	0,50	0,25
	Särkikalat	syksy	tiheys aarille	0,25	0,25	1,08	1,92	2,75
			ELS		1,00	0,75	0,50	0,25
	Lajilukumäärä	syksy	lajien lkm	3,00	3,00	4,2,1	5, 6	7 ja >
			ELS		1,00	0,75	0,50	0,25
	Herkkien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,53	0,53	0,39	0,26	0,13
			ELS		1,00	0,75	0,50	0,25
Kestävien lajien suht. osuus	syksy	osuus lajeista	0,13	0,13	0,29	0,58	0,88	
		ELS		1,00	0,75	0,50	0,25	

Liite 1.3.1 Ympäristömuutoksia ilmentävät tai niitä sietävät kalalajit.

Ympäristömuutoksille herkät kalalajit	
Siika	<i>Coregonus sp.</i>
Kivisimppu	<i>Cottus gobio</i>
Kirjoeväsimppu	<i>Cottus poecilopus</i>
Jokinahkiainen	<i>Lampetra fluviatilis</i>
Pikkunahkiainen	<i>Lampetra planeri</i>
Lohi	<i>Salmo salar</i>
Taimen	<i>Salmo trutta</i>
Nierä	<i>Salvelinus alpinus</i>
Harjus	<i>Thymallus thymallus</i>
Ympäristömuutoksille tolerantit (kestävät) kalalajit	
Kymmenpiikki	<i>Pungitius pungitius</i>
Kolmipiikki	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Ahven	<i>Perca fluviatilis</i>
Salakka	<i>Alburnus alburnus</i>
Särki	<i>Rutilus rutilus</i>
Lahna	<i>Abramis brama</i>
Ruutana	<i>Carassius carassius</i>
Ankerias	<i>Anguilla anguilla</i>

Liite 1.4 Jokien vedenlaatu.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailuolot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
St ja ESt Suuret ja erittäin suuret turvemaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<20	20	40	60	90
	kok. N (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<450	450	900	1500	2500
	pH-minimi (keskiarvo)	vuosi		>5,7	5,7	5,5	5,0	4,8
Sk ja ESk Suuret ja erittäin suuret kangasmaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<15	15	35	55	85
	kok. N (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<335	335	800	1400	2400
	pH-minimi (keskiarvo)	vuosi		>5,8	5,8	5,6	5,1	4,9
Ssa Suuret savimaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<40	40	60	100	130
Kt Keskisuuret turvemaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<20	20	40	60	90
	kok. N (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<450	450	900	1500	2500
	pH-minimi (keskiarvo)	vuosi		>5,7	5,7	5,5	5,0	4,8
Kk Keskisuuret kangasmaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<15	15	35	55	85
	kok. N (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<335	335	800	1400	2400
	pH-minimi (keskiarvo)	vuosi		>5,8	5,8	5,6	5,1	4,9
Ksa Keskisuuret savimaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<40	40	60	100	130
Pt Pienet turvemaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<20	20	40	60	90
	kok. N (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<450	450	900	1500	2500
	pH-minimi (keskiarvo)	vuosi		>5,6	5,6	5,4	5,0	4,8
Pk Pienet kangasmaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<15	15	35	55	85
	kok. N (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<335	335	800	1400	2400
	pH-minimi (keskiarvo)	vuosi		>5,8	5,8	5,6	5,1	4,9
Psa Pienet savimaiden joet	kok. P (vuosimediaani)	vuosi	µg/l	<40	40	60	100	130

Liite 2. Järvet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat järvityypeittäin ja muuttujittain.

Liite 2.1 Järvien kasviplankton

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailuolot	Luokkarajat				
					E/H	H/T	T/V	V/Hu	
Vh Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,5	0,6	1,3	2,6	5,2	
			ELS		0,82	0,39	0,19	0,10	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	3,0	4	7	14	28
			ELS	0,75		0,43	0,21	0,11	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	0,5	3,0	16,0	33,0	66,0	
			ELS		0,98	0,84	0,67	0,34	
Ph Pienet humusjärvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,9	1,5	3,8	7,6	14	
			ELS		0,60	0,24	0,12	0,06	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	5,0	7	15	24	48
			ELS	0,71		0,33	0,21	0,10	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	3,5	5,0	20	40	70	
			ELS		0,98	0,78	0,62	0,31	
Kh Keskikokoiset humusjärvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,9	1,2	3,3	6,6	13	
			ELS		0,75	0,27	0,14	0,07	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	5,0	7	12	24	48
			ELS	0,71		0,42	0,21	0,10	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	3,5	5,0	20	40	70	
			ELS		0,98	0,78	0,62	0,31	
SVh Suuret vähähumuksiset järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,4	0,5	0,9	1,9	3,8	
			ELS		0,80	0,44	0,21	0,11	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	3,0	3,6	7	13	26
			ELS	0,83		0,43	0,23	0,12	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	3,3	4,5	17	33	66	
			ELS		0,98	0,85	0,69	0,35	
Sh Suuret humusjärvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,7	0,9	1,7	3,4	6,7	
			ELS		0,72	0,40	0,20	0,10	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	4,5	6	11	20	40
			ELS	0,75		0,41	0,23	0,11	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	4,2	7,5	18	36	73	
			ELS		0,97	0,86	0,67	0,28	
Rh Runsas-humuksiset järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,6	1,3	2,4	4,8	9,6	
			ELS		0,46	0,25	0,13	0,06	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	8,5	12	20	40	80
			ELS	0,71		0,43	0,21	0,11	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	3,5	5,0	20	40	70	
			ELS		0,98	0,78	0,62	0,31	
MVh Matalat vähähumuksiset järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,7	1,2	2,3	4,6	9,2	
			ELS		0,58	0,3	0,15	0,08	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	3,3	5	8	15	30
			ELS	0,66		0,41	0,22	0,11	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	3,5	5,0	20	40	70	
			ELS		0,98	0,78	0,62	0,31	
Mh Matalat humusjärvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	0,9	1,6	4,4	8,8	17	
			ELS		0,56	0,20	0,11	0,05	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	6,4	12	20	40	60
			ELS	0,53		0,32	0,16	0,11	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	3,5	5,0	20	40	70	
			ELS		0,98	0,78	0,62	0,31	
MRh Matalat runsas-humuksiset järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	1,2	2	5,4	10,6	21,2	
			ELS		0,60	0,22	0,11	0,06	
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	11	15	25	50	100
			ELS	0,73		0,44	0,22	0,11	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	3,5	5,0	20	40	70	
			ELS		0,98	0,78	0,62	0,31	
Lv Hyvin lyhytviipymäiset järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	Tästä tyypistä ei ole riittävästi aineistoa.					
			ELS						
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	4	5*	8*	20*	35*
			ELS	0,80		0,50	0,20	0,11	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	Tästä tyypistä ei ole riittävästi aineistoa.					
			ELS						
PoLa Pohjois-Lapin järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	Tästä tyypistä ei ole riittävästi aineistoa.					
			ELS						
	α-klorofylli	kasvukausi	VI-IX	μg/l	2	3	5	10	20
			ELS	0,67		0,40	0,20	0,10	
	sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	Tästä tyypistä ei ole riittävästi aineistoa.					
			ELS						
RrRk Runsas-ravinteiset ja runsas-kalkkiset järvet	Biomassa	kesä-elo	mg/l	Tästä tyypistä ei ole riittävästi aineistoa.					
			ELS						
	α-klorofylli Rr (savialueet)	kasvukausi	VI-IX	μg/l	7	12	20	40	60
			ELS	0,58		0,35	0,18	0,12	
	α-klorofylli Rk (ja muut tyyppin järvet)	kasvukausi	VI-IX	μg/l	3	7	12	25	50
			ELS	0,44		0,26	0,12	0,06	
sinilevien %-osuus	heinä-elo	%	Tästä tyypistä ei ole riittävästi aineistoa.						
		ELS							

* Luvut ovat suuntaa antavia. Voi olla järkeväämpää käyttää vedenlaadultaan samantyyppisen, pidempi viipymäisen järvityypin arvoja.

Liite 2.1.1 Kasviplankton: erinomaista – hyvää ekologista tilaa ilmentävät indikaattorilajit erilaisille järvityypeille.

Pohjoismaiset järvityypit LN2a vastaavat suomalaisia kirkasvetisiä järviä ja LN3a ja LN8a humusjärviä (Ptacnik ym. 2008). FI = Suomalaisista järvistä määritetyt indikaattorit (Lepistö ym. 2004). Kirjaintunnukset taulukossa merkitsevät mitä ekologista luokkaa laji indikoi: E=Erinomainen, H=Hyvä, T=Tydyttävä, V=Välttävä ja Hu=Huono. E/H ja T/V= indikoi näiden luokkien väliä. Kuor.= laji indikoi kuormitettuja oloja.

Taksonit	LN2a	FI	LN3a & LN8a	FI
	Kirkkaat	Kirkkaat	Humus	Humus
<i>Anabaena lemmermannii</i>	-	E/H	H/T	-
<i>Aphanothece clathrata</i>	-	H	-	-
<i>Aulacoseira ambigua</i>	-	kuor.	-	H
<i>Bicosoeca planktonica</i>	H	-	-	-
<i>Bicosoeca</i> sp.	-	kuor.	H/T	H
<i>Bitrichia chodatii</i>	H	-	H	-
<i>Ceratium furcoides</i>	-	H	-	-
<i>Chroococcus minutus</i>	-	H	-	-
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	E/H	-	-	-
<i>Chrysolykos planktonicus</i>	H/T	H	-	-
<i>Crucigenia quadrata</i>	E/H	-	-	-
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	-	-	H/T	-
<i>Cyclotella radiosa</i>	H/T	-	-	-
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	E/H	kuor.	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	E/H	H/T	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	H/T	E/H	E/H	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	-	-	E/H	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	-	-	H
<i>Dinobryon sociale</i>	H/T	-	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i>	-	E/H	H/T	-
<i>Gymnodinium helveticum</i>	H/T	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> sp.	H/T	-	H/T	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-	-	E/H	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	E/H	H/T	-
<i>Kephyrion ovale</i>	-	E/H	-	-
<i>Kephyrion skujai</i>	-	H	-	-
<i>Kephyrion</i> sp.	H/T	H	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i>			H/T	-
<i>Merismopedia warmingiana</i>	-	E/H	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	H/T	-	H	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	H/T	-	E/H	-
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	-	H	-	-
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	E/H	-	-	-
<i>Nephrocytium lunatum</i>	H	-	-	-
<i>Oocystis rhomboidea</i>	-	H	-	-
<i>Peridinium inconspicuum</i>	H/T	E/H	H/T	-
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	H	H	E/H	-
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	-	H	H/T	-
<i>Radiocystis geminata</i>	-	H	-	-
<i>Staurodesmus mamillatus</i>	-	-	H/T	-
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-	-	H/T	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	H	-	-
<i>Tetraedron minimum</i>	H/T	H	-	-
<i>Tetraedriella jovetii</i>	-	-	-	H
<i>Woronichinia compacta</i>	-	-	E/H	-

Liite 2.1.2 Kasviplankton: kuormitusta ilmentävät indikaattorilajit erilaisille järvytyypeille.

Pohjoismaiset järvytyypit LN2a vastaavat suomalaisia kirkasvetisiä järviä ja LN3a ja LN8a humusjärviä (Ptacnik ym. 2008). FI = Suomalaisista järvistä määritetyt indikaattorit (Lepistö ym. 2004). Kirjaintunnukset taulukossa merkitsevät mitä ekologista luokkaa laji indikoi: E=Erinomainen, H=Hyvä, T=Tyydyttävä, V=Välttävä ja Hu=Huono. T/V= indikoi luokkien T ja V väliä.

Taksonit	LN2a Kirkkaat	FI Kirkkaat	LN3a & LN8a Humus	FI Humus
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	-	T/V	T/V	-
<i>Anabaena</i> sp.	T	-	T	T/V
<i>Ankyra lanceolata</i>	T	-	-	T/V
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> / spp.	T	-	T/V	T/V
<i>Aphanothece holsatica</i>	-	T/V	-	-
<i>Aphanothece minutissima</i>	-	-	-	T/V
<i>Aphanothece</i> sp.	T/V	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	T	-	T/V	-
<i>Aulacoseira ambigua</i>	-	T/V	-	H
<i>Aulacoseira granulata</i>	-	T/V	T/V	-
<i>A. granulata</i> v. <i>angustissima</i>	-	T	-	-
<i>Aulacoseira italica</i>	-	T/V	-	-
<i>Aulacoseira subarctica</i>	-	-	T/V	-
<i>Aulacoseira tenella</i>	-	T/V	-	-
<i>A. italica</i> v. <i>tenuissima</i>	-	T/V	-	-
<i>Aulomonas purdyi</i>	T	-	T	-
<i>Bicosoeca</i> sp.	-	T	T	H
<i>Chrysochromulina parva</i>	-	-	T/V	-
<i>Chrysococcus</i> sp.	-	-	T/V	-
<i>Closterium acutum</i>	T/V	-	T/V	-
<i>Closterium gracile</i>	-	T	-	-
<i>Closterium kuetzingii</i>	-	-	T	-
<i>Coelastrum microporum</i>	T	-	-	-
<i>Cosmarium</i> sp.	T	-	T/V	-
<i>Diatoma tenuis</i>	TV	-	-	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	-	-	T/V	-
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	H	T/V	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>	T	-	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i>	T	-	E/H	-
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	-	-	-	T
<i>Eudorina elegans</i>	T	-	-	-
<i>Eunotia zasuminensis</i>	-	-	T/V	-
<i>Fragilaria</i> sp./ <i>crotonensis</i>	T	-	T	T/V
<i>Fragilaria ulna</i>	T/V	T/V	T/V	-
<i>Gonyostomum semen</i>	T/V	-	T/V	-
<i>Koliella longiseta</i>	T/V	-	-	-
<i>Koliella</i> sp.	T/V	-	T	-
<i>Mallomonas caudata</i>	T/V	-	T	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	T	-	T	-
<i>Micractinium pusillum</i>	-	T/V	-	-
<i>Monoraphidium minutum</i>	-	-	T/V	-
<i>Nitzschia</i> sp.	T/V	T/V	-	-
<i>Pediastrum boryanum</i>	T/V	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i>	-	-	T/V	-
<i>Pediastrum primum</i>	-	-	T	-
<i>Pediastrum tetras</i>	T/V	-	-	-
<i>Peridinium</i> sp.	T	-	T/V	-
<i>Peridinium willei</i>	T/V	-	-	-
<i>Planktothrix agardhii</i>	T/V	-	-	-
<i>Planktothrix compressa</i>	T/V	-	-	-
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	T	H	H/T	-
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	-	T/V	-	T/V
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	T	-	T	-
<i>Scenedesmus</i> sp.	T	T/V	T/V	-
<i>Snowella atomus</i>	-	-	-	T
<i>Spondylosium planum</i>	T	-	T/V	-
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i>	T	-	-	-
<i>Staurodesmus triangularis</i>	T/V	-	-	-
<i>Stephanodiscus</i> sp.	-	T/V	-	-
<i>Tabellaria fenestrata</i>	T/V	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	T	H	T	-
<i>Tetraedron minimum</i>	H/T	H	T	-
<i>Woronichinia naegeliana</i>	T	-	T	T/V

Liite 2.1.3 Kasviplankton: haitalliset sinilevälajit

Rubin-koodi	Haitalliset sinilevät
ANAF+VI	<i>Anabaena affinis</i> f. <i>vigueri</i> (Denis&Fremy) Kom.
ANAU;IN	<i>Anabaena augstumnalis</i> v. <i>incrassata</i> (Nyg.) Geitl.
ANFL+TR	<i>Anabaena flos-aquae</i> f. <i>treleasii</i> (Born.&Flah.) El.
ANSC;IN	<i>Anabaena scheremetievii</i> v. <i>incurvata</i> El.
ANABAEQ	<i>Anabaena aequalis</i> Borge
ANABAFF	<i>Anabaena affinis</i> Lemm.
ANABAPH	<i>Anabaena aphanizomenoides</i> Forti
ANABAUG	<i>Anabaena augstumnalis</i> Schmidle
ANABAL	<i>Anabaena baltica</i> Schmidt
ANABCIR	<i>Anabaena circinalis</i> Rab.
ANABCRA	<i>Anabaena crassa</i> (Lemm.) Kom.-Legn. & Cronb.
ANABCUR	<i>Anabaena curva</i> Hill
ANABCYL	<i>Anabaena cylindrica</i> Lemm.
ANABELL	<i>Anabaena elliptica</i> Lemm.
ANABFLO	<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngn.) Breb.
ANABFUS	<i>Anabaena fusca</i> Hill
ANABHAL	<i>Anabaena halbfassii</i> Bachm.
ANABHIE	<i>Anabaena hieronymusii</i> Lemm.
ANABHUN	<i>Anabaena hungarica</i>
ANABINA	<i>Anabaena inaequalis</i> (Kütz.) Born.&Flah.
ANABJON	<i>Anabaena jonssonii</i> Boye-Pet.
ANABLAP	<i>Anabaena lapponica</i> Borge
ANABLEM	<i>Anabaena lemmermannii</i> P.Richter
ANABLEV	<i>Anabaena levanderi</i> Lemm.
ANABMAC	<i>Anabaena macrospora</i> Kleb.
ANABMEN	<i>Anabaena mendotea</i> Trelease
ANABMID	<i>Anabaena minderi</i> Hub.-Pest.
ANABMII	<i>Anabaena miniata</i> Skuja
ANABMUC	<i>Anabaena mucosa</i> Legn.&Elor., 1992
ANABOSC	<i>Anabaena oscillarioides</i> Bory
ANABPER	<i>Anabaena perturbata</i>
ANABPLA	<i>Anabaena planctonica</i> Brunnthaler
ANABSMI	<i>Anabaena smithii</i> Kom.
ANABSOL	<i>Anabaena solitaria</i> Kleb.
ANABSPI	<i>Anabaena spiroides</i> Kleb.
ANABTOR	<i>Anabaena torulosa</i> (Carm.) Lagerh.
ANABUTE	<i>Anabaena utermoehlii</i> Geitl.
ANABVAR	<i>Anabaena variabilis</i> Kütz.
ANABVOL	<i>Anabaena volzii</i> Lemm.
ANABZIN	<i>Anabaena zinserlingii</i> Kos.

Rubin-koodi	Haitalliset sinilevät
ANABANIZ	<i>Anabaena</i> sp. "straight"
ANABAN2Z	<i>Anabaena</i> sp. "twisted"
ANABANAZ	<i>Anabaena</i> sp.
APFL+GR	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> f. <i>gracile</i> (Lemm.) El.
APHA FLE	<i>Aphanizomenon flexuosum</i> Komarek&Kobacik
APHA FLO	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs
APHA GRA	<i>Aphanizomenon gracile</i> (Lemm.) Lemm.
APHA ISS	<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i> (Usacev) Proshk.-Lavr.
APHA KLE	<i>Aphanizomenon klebanii</i>
APHA OVA	<i>Aphanizomenon ovalisporum</i> Forti
APHA PAR	<i>Aphanizomenon paraflexuosum</i> Watanabe
APHA SKU	<i>Aphanizomenon skujae</i> Kom.-Legn.&Cronb.
APHA YEZ	<i>Aphanizomenon yezoense</i> Watanabe
APHANIZZ	<i>Aphanizomenon</i> sp.
MICR AER	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.
MICR BOT	<i>Microcystis botrys</i> Teil.
MICR DES	<i>Microcystis densa</i> G.S.West
MICR FIR	<i>Microcystis firma</i> (Kütz.) Schmidle
MICR FLO	<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner
MICR ICH	<i>Microcystis ichthyoblebe</i> Kütz.
MICR MAG	<i>Microcystis marginata</i> (Menegh.) Kütz.
MICR NAT	<i>Microcystis natans</i> Lemm.
MICR NOV	<i>Microcystis novacekii</i> (Kom.) Comp.
MICR REI	<i>Microcystis reinboldii</i> (Richter) Forti
MICR ROB	<i>Microcystis robusta</i> (Clark) Nyg.
MICR WES	<i>Microcystis wesenbergii</i> (Kom.) Starm.
MICR VIR	<i>Microcystis viridis</i> (A.Braun) Lemm.
MICROCYZ	<i>Microcystis</i> sp.
PLAN AGA	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagnostidis&Kom.
PLAN MOU	<i>Planktothrix mougeotii</i> (Bory) Anagn.&Kom.
PLAN RAC	<i>Planktothrix raciborskii</i> (Wolosz.) Anagn.&Kom.
PLAN RUB	<i>Planktothrix rubescens</i> (DeCandolle ex Gomont) Anagn.&Kom.
PLATHRIZ	<i>Planktothrix</i> sp.
WORO COM	<i>Woronichinia compacta</i> (Lemm.) Kom.&Hind.
WORO ELO	<i>Woronichinia elorantae</i> Kom. & Kom.-Legn.
WORO KAR	<i>Woronichinia karelica</i> Kom. & Kom.-Legn.
WORO NAE	<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin
WORONICZ	<i>Woronichinia</i> sp.

Liite 2.2 Järvien vesikasvit

Tyyppi	Tyyppilajien suhteellinen osuus (TT50SO)							Mallin samankaltaisuus (PMA)							Referenssi indeksi (RI)						
	Yksikkö	Vertailu- järvä	Kuormi- tettuja järvä	Vertailu- arvo	E/H	H/T	T/V	V/Hu	Yksikkö	Vertailu- arvo	E/H	H/T	T/V	V/Hu	Yksikkö	Vertailu- arvo	E/H	H/T	T/V	V/Hu	
																					Yksikkö
Vh-N	TT50SO	12	2	0,71	0,47	0,35	0,24	0,12	PMA	53,33	41,92	31,44	20,96	10,48	RI	100,00	75,53	31,65	-12,23	-56,12	
Vh-N	ELS				0,67	0,50	0,33	0,17	ELS		0,79	0,59	0,39	0,20	ELS		0,88	0,66	0,44	0,22	
Vh-S	TT50SO	11	1	0,71	0,58	0,44	0,29	0,15	PMA	53,91	52,32	39,24	26,16	13,08	RI	68,75	58,33	18,75	-20,83	-60,42	
Vh-S	ELS				0,82	0,62	0,41	0,21	ELS		0,97	0,73	0,49	0,24	ELS		0,94	0,70	0,47	0,23	
Ph-N	TT50SO	12	7	0,65	0,46	0,34	0,23	0,11	PMA	54,25	45,29	33,97	22,65	11,32	RI	85,71	57,14	17,86	-21,43	-60,71	
Ph-N	ELS				0,71	0,53	0,35	0,18	ELS		0,83	0,63	0,42	0,21	ELS		0,85	0,63	0,42	0,21	
Ph-S	TT50SO	4	7	0,80	0,57	0,42	0,28	0,14	PMA	58,80	49,87	37,40	24,93	12,47	RI	68,18	38,96	4,22	-30,52	-65,26	
Ph-S	ELS				0,70	0,53	0,35	0,18	ELS		0,85	0,64	0,42	0,21	ELS		0,83	0,62	0,41	0,21	
Kh-N	TT50SO	9	2	0,76	0,62	0,47	0,31	0,16	PMA	60,28	47,99	35,99	23,99	12,00	RI	91,67	66,67	25,00	-16,67	-58,33	
Kh-N	ELS				0,81	0,61	0,41	0,20	ELS		0,80	0,60	0,40	0,20	ELS		0,87	0,65	0,43	0,22	
Kh-S	TT50SO	5	6	0,79	0,70	0,53	0,35	0,18	PMA	60,94	57,66	43,24	28,83	14,41	RI	66,67	58,82	19,12	-20,59	-60,29	
Kh-S	ELS				0,88	0,66	0,44	0,22	ELS		0,95	0,71	0,47	0,24	ELS		0,95	0,71	0,48	0,24	
SVh-N	TT50SO	8	0	0,66	0,47	0,35	0,23	0,12	PMA	46,71	36,66	27,49	18,33	9,16	RI	90,00	81,25	35,94	-9,38	-54,69	
SVh-N	ELS				0,70	0,53	0,35	0,18	ELS		0,78	0,59	0,39	0,20	ELS		0,95	0,72	0,48	0,24	
SVh-S	TT50SO	8	15	0,72	0,60	0,45	0,30	0,15	PMA	56,13	53,04	39,78	26,52	13,26	RI	57,49	43,47	7,60	-28,26	-64,13	
SVh-S	ELS				0,84	0,63	0,42	0,21	ELS		0,94	0,71	0,47	0,24	ELS		0,91	0,68	0,46	0,23	
Sh-N	TT50SO	2	5	0,57	0,52	0,39	0,26	0,13	PMA	61,88	61,88	46,41	30,94	15,47	RI	83,46	81,15	35,87	-9,42	-54,71	
Sh-N	ELS				0,92	0,69	0,46	0,23	ELS		1,00	0,75	0,50	0,25	ELS		0,99	0,74	0,49	0,25	
Sh-S	TT50SO	7	14	0,86	0,71	0,53	0,35	0,18	PMA	65,66	51,40	38,55	25,70	12,85	RI	52,27	37,72	3,29	-31,14	-65,57	
Sh-S	ELS				0,82	0,62	0,41	0,21	ELS		0,78	0,59	0,39	0,20	ELS		0,90	0,68	0,45	0,23	
Rh-N	TT50SO	3	2	0,78	0,74	0,55	0,37	0,18	PMA	63,59	62,30	46,72	31,15	15,57	RI	75,00	56,67	17,50	-21,67	-60,83	
Rh-N	ELS				0,95	0,71	0,47	0,24	ELS		0,98	0,73	0,49	0,24	ELS		0,90	0,67	0,45	0,22	
Rh-S	TT50SO	2	2	0,57	0,56	0,42	0,28	0,14	PMA	72,32	72,32	54,24	36,16	18,08	RI	48,72	38,46	3,85	-30,77	-65,38	
Rh-S	ELS				0,98	0,74	0,49	0,25	ELS		1,00	0,75	0,50	0,25	ELS		0,93	0,70	0,47	0,23	
MVh-N	TT50SO	6	1	0,69	0,53	0,40	0,27	0,13	PMA	63,08	55,70	41,77	27,85	13,92	RI	97,22	84,38	38,28	-7,81	-53,91	
MVh-N	ELS				0,78	0,58	0,39	0,19	ELS		0,88	0,66	0,44	0,22	ELS		0,93	0,70	0,47	0,23	
MVh-S	TT50SO	1	3	1,00	1,00	0,75	0,50	0,25	PMA	100,00	100,00	75,00	50,00	25,00	RI	50,00	50	12,5	-25	-62,5	
MVh-S	ELS				1,00	0,75	0,50	0,25	ELS		1,00	0,75	0,50	0,25	ELS		1	0,75	0,5	0,25	
Mh-N	TT50SO	35	13	0,71	0,46	0,34	0,23	0,11	PMA	47,72	34,94	26,21	17,47	8,74	RI	81,67	58,33	18,75	-20,83	-60,42	
Mh-N	ELS				0,64	0,48	0,32	0,16	ELS		0,73	0,55	0,37	0,18	ELS		0,87	0,65	0,44	0,22	
Mh-S	TT50SO	6	7	0,59	0,49	0,37	0,25	0,12	PMA	50,97	47,27	35,45	23,63	11,82	RI	47,79	6,25	-20,31	-46,88	-73,44	
Mh-S	ELS				0,83	0,63	0,42	0,21	ELS		0,93	0,70	0,46	0,23	ELS		0,72	0,54	0,36	0,18	
MRh-N	TT50SO	11	15	0,72	0,64	0,48	0,32	0,16	PMA	50,75	39,31	29,49	19,66	9,83	RI	69,62	41,88	6,41	-29,06	-64,53	
MRh-N	ELS				0,89	0,67	0,44	0,22	ELS		0,77	0,58	0,39	0,19	ELS		0,84	0,63	0,42	0,21	
MRh-S	TT50SO	2	11	0,58	0,55	0,41	0,28	0,14	PMA	62,47	62,47	46,85	31,23	15,62	RI	37,69	33,08	-0,19	-33,46	-66,73	
MRh-S	ELS				0,94	0,71	0,47	0,24	ELS		1,00	0,75	0,50	0,25	ELS		0,97	0,72	0,48	0,24	
PoLa	TT50SO	19	0	0,56	0,31	0,24	0,16	0,08	PMA	45,34	32,60	24,45	16,30	8,15	RI	100,00	84,52	38,39	-7,74	-53,87	
PoLa	ELS				0,56	0,42	0,28	0,14	ELS		0,72	0,54	0,36	0,18	ELS		0,92	0,69	0,46	0,23	
RkRr-N	TT50SO	14	1	0,59	0,33	0,25	0,16	0,08	PMA	46,12	38,54	28,90	19,27	9,63	RI	70,24	40,42	5,31	-29,79	-64,90	
RkRr-N	ELS				0,56	0,42	0,28	0,14	ELS		0,84	0,63	0,42	0,21	ELS		0,82	0,62	0,41	0,21	
RkRr-S	TT50SO	0	17						PMA						RI						
RkRr-S	ELS								ELS						ELS						

N = Pohjois-Suomi, S = Etelä-Suomi
ei luotettavaa arvoa
ei referenssiäjärvä, ei käytetty

Liite 2.2. I Vesikasvien tyyppilajit ja niiden yleisyys eri järvityypeissä Etelä-Suomessa nykyaineistolla laskettuna.

Järvityypeissä, joissa vertailujärviä on vähemmän kuin 5, voidaan tyyppilajeja pitää alustavina.

Etelä-Suomi	Järvityypit						RrRk	Sh	SVh	Vh	Yht.
	Kh	Mh	MRh	MVh	Ph	Rh					
Tyypille ominaiset lajit											
<i>Equisetum fluviatile</i>	100	100	100	100	100	100		100	100	89	10
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	100	67	100	100	100	100		57	88	89	10
<i>Nuphar lutea</i>	100	100	100	100	100	100		100	100	100	10
<i>Phragmites australis</i>	100	100	100	100	100	100		100	100	100	10
<i>Carex rostrata</i>	80	100	100	100	100	100			75	89	9
<i>Eleocharis palustris</i>	100	83	100	100	100	100		100	88	78	9
<i>Potamogeton natans</i>	100	100		100	100	100		100	88	67	9
<i>Sparganium gramineum</i>	100	100		100	75	100		100	75	56	9
<i>Isoetes lacustris</i>	100		100	100	75	100		100	75	100	8
<i>Lobelia dortmanna</i>	100		100	100	75	100		100	88	100	8
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	60	83			75			86	100	67	7
<i>Carex lasiocarpa</i>	80	83	100	100	100	100				89	7
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	100	67		100	100			86	88	89	7
<i>Potentilla palustris</i>	80			100	100			57	63	78	7
<i>Ranunculus reptans</i>	100			100	75	100		100	88	100	7
<i>Isoetes echinospora</i>	80		100			100		71	75	67	6
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>		100	100	100	75					78	6
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	60	83			75			100	100		6
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	80		100		100	100				56	6
<i>Subularia aquatica</i>	80	67			75			100	75	56	6
<i>Eleocharis acicularis</i>	80							100	75	78	5
<i>Juncus bulbosus</i>	60			100	75					56	4
<i>Lythrum salicaria</i>	60							71	63		4
<i>Ranunculus peltatus</i>	60							86	88	56	4
<i>Carex acuta</i>								100	88		3
<i>Lemna minor</i>								71	63		3
<i>Sparganium emersum</i>		83						71			3
<i>Typha latifolia</i>		67		100							3
<i>Utricularia vulgaris</i>			100					57			3
<i>Warrnstorfia procera</i>				100		100				56	3
<i>Calla palustris</i>					100					56	2
<i>Carex elata</i>	60								75		2
<i>Elodea canadensis</i>								71	88		2
<i>Fontinalis antipyretica</i>	60					100					2
<i>Glyceria fluitans</i>								86	63		2
<i>Iris pseudacorus</i>				100				57			2
<i>Persicaria amphibia</i>								100	88		2
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		83									2
<i>Sparganium angustifolium</i>				100						56	2
<i>Warrnstorfia trichophylla</i>		83		100							2
<i>Alopecurus aequalis</i>								57			1
<i>Calligonon megalophyllum</i>		67									1
<i>Callitriche palustris</i>	60										1
<i>Caltha palustris</i>								57			1
<i>Carex vesicaria</i>								71			1
<i>Drepanocladus longifolius</i>								57			1
<i>Drepanocladus sordidus</i>		83									1
<i>Elatine hydropiper</i>								57			1
<i>Fontinalis hypnoides</i>						100					1
<i>Menyanthes trifoliata</i>				100							1
<i>Nymphaea tetragona</i>			100								1
<i>Phalaris arundinacea</i>								86			1
<i>Potamogeton alpinus</i>		67									1
<i>Potamogeton gramineus</i>	60										1
<i>Potamogeton obtusifolius</i>											1
<i>Sagittaria natans</i>								71			1
<i>Sparganium natans</i>		67									1
<i>Utricularia intermedia</i>			100								1
<i>Utricularia minor</i>				100							1
Tyyppilajien määrä	27	22	15	23	21	16		34	26	25	
Vertailujärvien määrä	5	6	2	1	4	2	*	7	8	9	

Luontaisesti rehevissä (RrRk) järvissä ei vertailutilaa ole pystytty määrittämään.

Liite 2.2.2 Vesikasvien tyyppilajit ja niiden yleisyys eri järvityypeissä Pohjois-Suomessa nykyaikaisella laskettuna.

Järvityypeissä, joissa vertailujärviä on vähemmän kuin 5, voidaan tyyppilajeja pitää alustavina. Pohjois-Suomella tarkoitetaan tässä yhteydessä lähinnä Lapin läänin järviä mukaan lukien Kuusamon itään virtaavien vesistöjen järvet.

Pohjois-Suomi	Järvityyppi											
Tyypille ominaiset lajit	Kh	Mh	MRh	MVh	Ph	PoLa	Rh	RrRk	Sh	SVh	Vh	Yht.
<i>Carex rostrata</i>	89	91	100	100	100	74	100	100	100	63	75	11
<i>Equisetum fluviatile</i>	89	97	100	83	92	68	100	93	100	88	100	11
<i>Potentilla palustris</i>	89	97	82	83	75	53	100	93	100	63	92	11
<i>Ranunculus reptans</i>	89	83	91	67	92	68	100		100	75	92	10
<i>Carex aquatilis</i>	67	91	73		67		100	64	100	75	75	9
<i>Isoetes lacustris</i>	67	60		83	75	58	67		100		92	8
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	100	77	91		58		67	86		88	67	8
<i>Isoetes echinospora</i>	67	71	91	83			67		100	75		7
<i>Menyanthes trifoliata</i>	78	63	64	67	58			64			67	7
<i>Phragmites australis</i>	78	69	82		67		100	86	100			7
<i>Sparganium angustifolium</i>	56	54		83	83	79				63	92	7
<i>Eleocharis acicularis</i>	67	57					67		100	63	75	6
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>		74	91		100		100	64	100			6
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	78	57		67		68				100	92	6
<i>Nuphar lutea x pumila</i>	56	66	82	67	58		67					6
<i>Ranunculus peltatus</i>	78	54		67		63				100	92	6
<i>Potamogeton gramineus</i>	67		55						100	63		4
<i>Subularia aquatica</i>	100	60			58					63		4
<i>Caltha palustris</i>	67						67		100			3
<i>Fontinalis antipyretica</i>	56		73				67					3
<i>Nuphar pumila</i>		60	73				67					3
<i>Callitriche palustris</i>			55				100					2
<i>Hippuris vulgaris</i>	56							57				2
<i>Nuphar lutea</i>			64					79				2
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>			73				67					2
<i>Potamogeton alpinus</i>			64					64				2
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	78							71				2
<i>Potamogeton natans</i>			64				67					2
<i>Scorpidium scorpioides</i>									88	58		2
<i>Utricularia vulgaris</i>		51			58							2
<i>Worstonia trichophylla</i>	56		55									2
<i>Calliergon megalophyllum</i>			64									1
<i>Carex lasiocarpa</i>				67								1
<i>Drepanocladus longifolius</i>			55									1
<i>Drepanocladus sordidus</i>			64									1
<i>Myriophyllum sibiricum</i>								57				1
<i>Nitella opaca</i>									100			1
<i>Potamogeton praelongus</i>								71				1
<i>Schoenoplectus lacustris</i>							67					1
<i>Sparganium gramineum</i>			55									1
<i>Worstonia procera</i>			55									1
Tyyppilajien määrä	22	19	25	12	14	8	19	14	13	14	13	
Vertailujärvien määrä	9	35	11	6	12	19	3	14	2	8	12	

Liite 2.2.3 Varsinaisten vesikasvien jako eri ryhmiin rehevöitymisen sietokyvyn perusteella.

Kuormitukselle herkät lajit	Kuormitusta sietävät lajit	Indifferentit lajit
<i>Callitriche hermaphrodita</i>	<i>Callitriche cophocarpa</i>	<i>Callitriche palustris</i>
<i>Chara aspera</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara fragilis</i>
<i>Chara globularis</i>	<i>Elatine triandra</i>	<i>Crassula aquatica</i>
<i>Elatine hypodipiper</i>	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	<i>Elodea canadensis</i>
<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Nuphar lutea</i>
<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Lemna trisulca</i>	<i>Nuphar pumila</i>
<i>Isoetes lacustris</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>
<i>Littorella uniflora</i>	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	<i>Nymphaea tetragona</i>
<i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	<i>Persicaria amphibia</i>
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Sagittaria natans x sagittifolia</i>	<i>Potamogeton alpinus</i>
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Potamogeton natans</i>
<i>Nitella flexilis</i>	<i>Stratiotes aloides</i>	<i>Sagittaria natans</i>
<i>Nitella opaca</i>		<i>Sparganium gramineum</i>
<i>Nuphar lutea x pumila</i>		<i>Sparganium natans</i>
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		<i>Utricularia intermedia</i>
<i>Potamogeton compressus</i>		<i>Utricularia minor</i>
<i>Potamogeton filiformis</i>		<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>Potamogeton gramineus</i>		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		
<i>Potamogeton praelongus</i>		
<i>Ranunculus confervoides</i>		
<i>Ranunculus peltatus</i>		
<i>Ranunculus reptans</i>		
<i>Sparganium angustifolium</i>		
<i>Sparganium hyperboreum</i>		
<i>Subularia aquatica</i>		
<i>Utricularia australis</i>		

Liite 2.3 Järvien pohjaeläimet.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Vh Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
			indeksi-arvo	0,373	0,316	0,237	0,158	0,079
	PMA	syksy	ELS		0,85	0,63	0,42	0,21
Ph Pienet humusjärvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
			indeksi-arvo	0,423	0,304	0,228	0,152	0,076
	PMA	syksy	ELS		0,72	0,54	0,36	0,18
Kh Keskikokoiset humusjärvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
			indeksi-arvo	0,391	0,286	0,214	0,143	0,072
	PMA	syksy	ELS		0,73	0,55	0,36	0,18
SVh Suuret vähähumuksiset järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
			indeksi-arvo	0,477	0,420	0,315	0,210	0,105
	PMA	syksy	ELS		0,88	0,66	0,44	0,22
Sh Suuret humusjärvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
			indeksi-arvo	0,567	0,454	0,341	0,227	0,114
	PMA	syksy	ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
Rh Runsas-humuksiset järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
MVh Matalat vähähumuksiset järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
Mh Matalat humusjärvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
MRh Matalat runsas-humuksiset järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
Lv Hyvin lyhytviipymäiset järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
PoLa Pohjois-Lapin järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.
RrRk Runsas-ravinteiset ja runsas- kalkkiset järvet	BQI-I	syksy	indeksi-arvo	A	75 % vert. arv.	60 % vert. arv.	30 % vert. arv.	10 % vert. arv.

A= arvioidaan paikkakohtaisesti regressioyhtälöllä
vert.arv.= vertailuarvosta

Liite 2.4 Järvien kalat (Vh, Ph).

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Vh Pienet ja keskikokoiset vähähumukaiset järvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö	863	259	194	130	65
			ELS		0,30	0,23	0,15	0,08
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö	863	1240	1493	1874	2518
			ELS		0,70	0,58	0,46	0,34
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö	33	15	11	7	4
			ELS		0,45	0,34	0,23	0,11
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö	33	48	60	78	113
			ELS		0,68	0,55	0,42	0,29
	Särkikalojen biom. osuus ³	heinä-elo	%	36	54	61	70	82
			ELS		0,67	0,59	0,51	0,44
	Petomaisten ahvenkalojen biom. osuus	heinä-elo	%	28	18	13	9	4
			ELS		0,63	0,48	0,32	0,16
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak. ⁴	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
			ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kijoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	
		ELS		0,80	0,60	0,40	0,20	
Ph Pienet humusjärvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö	898	227	170	113	57
			ELS		0,25	0,19	0,13	0,06
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö	898	1229	1475	1843	2457
			ELS		0,73	0,61	0,49	0,37
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö	38	11	8	5	3
			ELS		0,28	0,21	0,14	0,07
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö	38	51	63	82	117
			ELS		0,74	0,60	0,46	0,33
	Särkikalojen biom. osuus ³	heinä-elo	%	50	59	66	74	85
			ELS		0,84	0,76	0,67	0,59
	Petomaisten ahvenkalojen biom. osuus	heinä-elo	%	17	13	10	7	3
			ELS		0,75	0,56	0,37	0,19
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali populaatio-rakenne	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali populaatio-rakenne	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali populaatio-rakenne
			ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	
		ELS		0,80	0,60	0,40	0,20	

1 esim. happamoituminen, 2 esim. rehevöityminen, 3 biomassan osuus, 4 populaatio-rakenne

Liite 2.4 Järvien kalat (Kh, SVh).

Typpi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Kh Kesäaikojen humusjärvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö	596	384	288	192	96
			ELS		0,64	0,48	0,32	0,16
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö	596	841	1024	1308	1812
			ELS		0,71	0,58	0,46	0,33
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö	31	19	14	9	5
			ELS		0,61	0,45	0,30	0,15
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö	31	45	55	69	93
			ELS		0,68	0,56	0,45	0,33
	Särkikalajien biom. osuus ³	heinä-elo	%	38	45	52	62	77
			ELS		0,83	0,72	0,60	0,49
	Petomaisten ahvenkalajien biom. osuus	heinä-elo	%	21	18	14	9	5
			ELS		0,87	0,65	0,43	0,22
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/ tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul. rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
			ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/ tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	
		ELS		0,80	0,60	0,40	0,20	
SVh Suuret vähähumukiset järvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö	895	614	460	307	153
			ELS		0,69	0,51	0,34	0,17
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö	895	987	1231	1634	2431
			ELS		0,91	0,73	0,55	0,37
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö	39	24	18	12	6
			ELS		0,62	0,47	0,31	0,16
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö	39	48	60	82	130
			ELS		0,81	0,64	0,47	0,30
	Särkikalajien biom. osuus ³	heinä-elo	%	40	46	53	63	77
			ELS		0,88	0,76	0,64	0,52
	Petomaisten ahvenkalajien biom. osuus	heinä-elo	%	39	36	27	18	9
			ELS		0,93	0,70	0,47	0,23
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/ tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul. rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
			ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/ tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	
		ELS		0,80	0,60	0,40	0,20	

Liite 2.4 Järvien kalat (Sh, Rh).

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailuolot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Sh Suuret humusjärvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	596	384 0,64	288 0,48	192 0,32	96 0,16
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	596	841 0,71	1024 0,58	1308 0,46	1812 0,33
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	31	19 0,61	14 0,45	9 0,30	5 0,15
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	31	45 0,68	55 0,56	69 0,45	93 0,33
	Särkikalojen biom. osuus ³	heinä-elo	% ELS	38	45 0,83	52 0,72	62 0,60	77 0,49
	Petomaisten ahvenkalojen biom. osuus	heinä-elo	% ELS	21	18 0,87	14 0,65	9 0,43	5 0,22
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20
	Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kijoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20
Rh Runsas-humuksiset järvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	715	236 0,33	177 0,25	118 0,17	59 0,08
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	715	822 0,87	973 0,73	1193 0,60	1540 0,46
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	26	9 0,33	6 0,25	4 0,16	2 0,08
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	26	31 0,83	38 0,68	48 0,53	67 0,38
	Särkikalojen biom. osuus ³	heinä-elo	% ELS	37	59 0,63	65 0,57	74 0,50	85 0,44
	Petomaisten ahvenkalojen biom. osuus	heinä-elo	% ELS	29	23 0,76	17 0,57	11 0,38	6 0,19
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20
	Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivennuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20

Liite 2.4 Järvien kalat (MVh, Mh).

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat				
					E/H	H/T	T/V	V/Hu	
MVh Matalat vähähumukset järvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	1628	937 0,58	703 0,43	469 0,29	234 0,14	
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	1628	2327 0,70	2673 0,61	3138 0,52	3801 0,43	
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	55	34 0,63	26 0,47	17 0,31	9 0,16	
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	55	89 0,62	107 0,51	134 0,41	181 0,30	
	Särkikalajien biom. osuus ³	heinä-elo	% ELS	50	65 0,77	72 0,71	79 0,64	88 0,57	
	Petomaisten ahvenkalajien biom. osuus	heinä-elo	% ELS	21	16 0,73	12 0,55	8 0,36	4 0,18	
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul. rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.	
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20	
	Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimmppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20	
	Mh Matalat humusjärvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	1552	1001 0,64	751 0,48	501 0,32	250 0,16
		Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	1552	2003 0,78	2363 0,66	2880 0,54	3688 0,42
Yksilömäärä, laskeva ¹		heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	53	51 0,96	39 0,72	26 0,48	13 0,24	
Yksilömäärä, nouseva ²		heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	53	84 0,63	98 0,54	118 0,45	147 0,36	
Särkikalajien biom. osuus ³		heinä-elo	% ELS	50	65 0,77	72 0,71	79 0,64	88 0,57	
Petomaisten ahvenkalajien biom. osuus		heinä-elo	% ELS	14	9 0,67	7 0,51	5 0,34	2 0,17	
Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)		kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul. rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.	
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20	
Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)		kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoevä- simppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20	

Liite 2.4 Järvien kalat (MRh, Lv).

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
MRh Matalat runsas-humukaiset järvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	997	661 0,66	495 0,50	330 0,33	165 0,17
	Biomassa, nouseva ²	heinä-elo	g/verkkoyö ELS	997	1456 0,68	1834 0,54	2478 0,40	3816 0,26
	Yksilömäärä, laskeva ¹	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	35	30 0,85	22 0,63	15 0,42	7 0,21
	Yksilömäärä, nouseva ²	heinä-elo	lkm/verkkoyö ELS	35	45 0,79	58 0,61	81 0,43	138 0,26
	Särkikalojen biom. osuus ³	heinä-elo	% ELS	50	65 0,77	72 0,71	79 0,64	88 0,57
	Petomaisten ahvenkalojen biom. osuus	heinä-elo	% ELS	32	30 0,92	22 0,69	15 0,46	7 0,23
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20
	Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjo- eväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20
Lv Hyvin lyhytviipymäiset järvet	Biomassasta ja yksilömäärästä ei ole riittävästi aineistoa.							
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
				ELS	0,80	0,60	0,40	0,20
	Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.
ELS				0,80	0,60	0,40	0,20	

Liite 2.4 Järvien kalat (PoLa, RrRk).

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
PoLa Pohjois-Lapin järvet	Biomassasta ja yksilömäärästä ei ole riittävästi aineistoa.							
	Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul. rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
			ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
	Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.
			ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
	RrRk Runsas-ravinteiset ja runsas-kalkkiset järvet	Biomassa, laskeva ¹	heinä-elo	g/verkkoyö	2224	588	441	294
ELS					0,26	0,20	0,13	0,07
Biomassa, nouseva ²		heinä-elo	g/verkkoyö	2224	2224	2653	3288	4323
			ELS		1,00	0,84	0,68	0,51
Yksilömäärä, laskeva ¹		heinä-elo	lkm/verkkoyö	94	30	22	15	7
			ELS		0,32	0,24	0,16	0,08
Yksilömäärä, nouseva ²		heinä-elo	lkm/verkkoyö	94	94	114	144	196
			ELS		1,00	0,83	0,66	0,48
Särkikalojen biom. osuus ³		heinä-elo	%	55	55	62	71	83
			ELS		1,00	0,89	0,78	0,66
Petomaisten ahvenkalojen biom. osuus		heinä-elo	%	22	21	16	10	5
			ELS		0,98	0,73	0,49	0,24
Indikaattori-lajit (<200 ha järvet)		kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul. rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, hyvin epänormaali popul.rak.
			ELS		0,80	0,60	0,40	0,20
Indikaattori-lajit (>200 ha järvet)	kaikki havainnot	lajiryhmä		nieriä, siika, muttu, kivenuoliainen ja/tai härkäsimppu	made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja/tai kymmenpiikki	ahven, hauki ja/tai särki, normaali popul.rak.	ahven, hauki ja/tai särki, epänormaali popul.rak.	
		ELS		0,80	0,60	0,40	0,20	

Liite 2.5 Järvien vedenlaatu.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailuolot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Vh Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	8	10	18	35	70
	kok. N (0-2 m)		µg/l	320	400	500	750	1000
Ph Pienet humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	13	18	28	45	90
	kok. N (0-2 m)		µg/l	430	510	700	1000	1500
Kh Keskikokoiset humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	13	18	28	45	90
	kok. N (0-2 m)		µg/l	400	540	660	1000	1500
SVh Suuret vähähumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	8	10	18	35	70
	kok. N (0-2 m)		µg/l	350	400	500	700	900
Sh Suuret humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	12	15	25	40	80
	kok. N (0-2 m)		µg/l	400	460	600	900	1300
Rh Runsas-humuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	22	30	45	65	120
	kok. N (0-2 m)		µg/l	520	590	750	1100	1800
MVh Matalat vähähumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	11	15	25	45	80
	kok. N (0-2 m)		µg/l	380	480	600	1000	1500
Mh Matalat humusjärvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	20	25	40	65	100
	kok. N (0-2 m)		µg/l	510	600	750	1100	1800
MRh Matalat runsashumuksiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	30	40	55	80	150
	kok. N (0-2 m)		µg/l	610	680	850	1400	2200
Lv Hyvin lyhytviipymäiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	12	25*	40*	70*	90*
	kok. N (0-2 m)		µg/l	360	450*	610*	900*	1400*
PoLa Pohjois-Lapin järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	5	9	12	15	20
	kok. N (0-2 m)		µg/l	170	190	300	400	600
Rr Runsasravinteiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	30	40	55	75	120
	kok. N (0-2 m)		µg/l	670	780	930	1200	1800
Rk Runsaskalkkiset järvet	kok. P (0-2 m)	kasvukausi VI-IX	µg/l	10	20	30	50	80
	kok. N (0-2 m)		µg/l	400	550	750	1100	1600

* Luvut ovat suuntaa antavia. Voi olla järkevempää käyttää vedenlaadultaan samantyyppisen, pidempi viipymäisen järviyypin arvoja.

Liite 3. Rannikkovedet. Vuoden 2008 ekologisen luokituksen vertailuarvot ja luokkarajat rannikkovesityypeittäin ja muuttujittain.

Liite 3.1 Rannikkovesien kasviplankton.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailu- olot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Ss Suomenlahden sisäsaaristo	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	2,6	3,2	4,7	13	26
			ELS		0,81	0,55	0,20	0,10
Su Suomenlahden ulkosaaristo	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	2,3	2,8	4,1	12	23
			ELS		0,82	0,56	0,19	0,10
Ls Lounainen sisäsaaristo	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	2,0	2,4	3,7	10	20
			ELS		0,83	0,54	0,20	0,10
Lv Lounainen välsaaristo	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	1,8	2,2	3,2	9	18
			ELS		0,82	0,56	0,20	0,10
Lu Lounainen ulkosaaristo	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	1,6	1,9	2,9	8	16
			ELS		0,84	0,55	0,20	0,10
Ses Selkämeren sisemmät rannikkovedet	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	1,6	1,9	2,8	8	16
			ELS		0,84	0,57	0,20	0,10
Seu Selkämeren ulommat rannikkovedet	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	1,3	1,6	2,3	7	13
			ELS		0,81	0,57	0,19	0,10
Ms Merenkurkun sisäsaaristo	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	2,6	3,1	4,7	13	26
			ELS		0,84	0,55	0,20	0,10
Mu Merenkurkun ulkosaaristo	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	1,6	1,7	2,4	8	16
			ELS		0,94	0,67	0,20	0,10
Ps Perämeren sisemmät rannikkovedet	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	2,3	2,7	4,1	11	23
			ELS		0,66	0,44	0,22	0,15
Pu Perämeren ulommat rannikkovedet	<i>a</i> -klorofylli	VII-VIII	µg/l	1,6	1,9	2,9	8	16
			ELS		0,84	0,55	0,20	0,10

Liite 3.2 Rannikkovesien vesikasvit.

Tyyppi	Muuttuja	Ranta- vyöhyke	Kausi	Yksikkö	Vertailu- arvo	Luokkarajat			
						E/H	H/T	T/V	V/Hu
Ss Suomenlahden sisäsaaristo	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	suojaisa	kesä	m	3	2,5	1,5	0,7	0,5
				ELS		0,83	0,5	0,2	0
		avoin	kesä	m	4,5	4	2,5	1	0,7
				ELS		0,88	0,55	0,2	0
Su Suomenlahden ulkosaaristo	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	suojaisa	kesä	m	4	3,5	2,5	1	0,5
				ELS		0,87	0,62	0,25	0
		avoin	kesä	m	7	6	4	1,5	1
				ELS		0,85	0,57	0,21	0,14
Ls Lounainen sisäsaaristo	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	suojaisa	kesä	m	3	2,2	1,3	0,7	.
				ELS		0,73	0,43	0,23	0
		avoin	kesä	m	6	5	2,5	1	.
				ELS		0,83	0,41	0,16	0
Lv Lounainen välisaaristo	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	suojaisa	kesä	m	3	2,5	1,5	0,7	.
				ELS		0,83	0,5	0,23	0
		avoin	kesä	m	7	5	3	1	.
				ELS		0,71	0,42	0,14	0
Lu Lounainen ulkosaaristo	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	suojaisa	kesä	m	7	6	3,5	1,5	1
				ELS		0,85	0,5	0,21	0,14
		avoin	kesä	m	8	7	4,5	2,5	1
				ELS		0,88	0,56	0,31	0,12
Ses Selkämeren sisemmät rannikkovedet	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	suojaisa	kesä	m	4	3	2	1	0,7
				ELS		0,75	0,5	0,25	0,17
		avoin	kesä	m	7	5,5	4	2	1
				ELS		0,78	0,57	0,28	0,14
Seu Selkämeren ulommat rannikkovedet	Rakkolevällä ei ole tällä tyyppillä merkitystä ekologisessa luokittelussa, sillä saaria tai luotoja alueella on niukasti.								
Ms Merenkurkun sisäsaaristo	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	avoin	kesä	m	5	4	2,5	1,5	0,7
				ELS		0,8	0,5	0,3	0,14
Mu Merenkurkun ulkosaaristo	Rakkolevä-vyöhykkeen max syvyys	avoin	kesä	m	6	5	3,5	2,5	1
				ELS		0,83	0,58	0,41	0,16
Ps Perämeren sisemmät rannikkovedet	Perämerelle ei ole soveltuvaa mittaria, rakkolevä ei kasva								
Pu Perämeren ulommat rannikkovedet	Perämerelle ei ole soveltuvaa mittaria								

Liite 3.3 Rannikkovesien pohjaeläimet.

Tyyppi	Muuttuja	Syvyysväli	Yksikkö	Vertailuarvo	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Ss Suomenlahden sisäsaaristo	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,63	0,55	0,33	0,22	0,11
		0-10	ELS		0,87	0,52	0,35	0,17
		10+	BBI	0,49	0,42	0,25	0,17	0,08
		10+	ELS		0,86	0,51	0,34	0,17
Su Suomenlahden ulkosaaristo	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,85	0,81	0,48	0,32	0,16
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,37	0,19
		10+	BBI	0,61	0,57	0,34	0,23	0,11
		10+	ELS		0,94	0,56	0,37	0,19
Ls Lounainen sisäsaaristo	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,65	0,58	0,35	0,23	0,12
		0-10	ELS		0,89	0,53	0,35	0,18
		10+	BBI	0,59	0,56	0,34	0,22	0,11
		10+	ELS		0,95	0,57	0,38	0,19
Lv Lounainen välisaaristo	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,75	0,7	0,42	0,28	0,14
		0-10	ELS		0,93	0,56	0,37	0,19
		10+	BBI	0,60	0,53	0,32	0,21	0,11
		10+	ELS		0,89	0,53	0,36	0,18
Lu Lounainen ulkosaaristo	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,83	0,74	0,44	0,29	0,15
		0-10	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18
		10+	BBI	0,68	0,62	0,37	0,25	0,12
		10+	ELS		0,90	0,54	0,36	0,18
Ses Selkämeren sisemmät rannikkovedet	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,55	0,52	0,31	0,21	0,10
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,38	0,19
		10+	BBI	0,75	0,71	0,42	0,28	0,14
		10+	ELS		0,95	0,57	0,38	0,19
Seu Selkämeren ulommat rannikkovedet	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,76	0,67	0,40	0,27	0,13
		0-10	ELS		0,88	0,53	0,35	0,18
		10+	BBI	0,66	0,60	0,36	0,24	0,12
		10+	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18
Ms Merenkurkun sisäsaaristo	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,68	0,64	0,39	0,26	0,13
		0-10	ELS		0,94	0,57	0,38	0,19
		10+	BBI	0,89	0,86	0,52	0,34	0,17
		10+	ELS		0,97	0,58	0,39	0,19
Mu Merenkurkun ulkosaaristo	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,76	0,71	0,43	0,28	0,14
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,38	0,19
		10+	BBI	0,64	0,64	0,38	0,25	0,13
		10+	ELS		0,98	0,59	0,39	0,20
Ps Perämeren sisemmät rannikkovedet	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,62	0,60	0,36	0,24	0,12
		0-10	ELS		0,96	0,57	0,38	0,19
		10+	BBI	0,61	0,56	0,33	0,22	0,11
		10+	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18
Pu Perämeren ulommat rannikkovedet	BBI-indeksi	0-10	BBI	0,55	0,52	0,31	0,21	0,10
		0-10	ELS		0,94	0,56	0,37	0,19
		10+	BBI	0,57	0,53	0,32	0,21	0,10
		10+	ELS		0,92	0,55	0,37	0,18

Liite 3.3.1 Rannikkovesien pohjaeläinten lajien (taksonien) herkkyy- ja toleranssi-arvot.

I-Erittäin tolerantti, 5-Tolerantti, 10-Herkkä ja 15-Erittäin Herkkä

Taxa	Herkkyy- / Toleranssi-arvot	Taxa	Herkkyy- / Toleranssi-arvot
<i>Oligochaeta</i> *	1	<i>Idotea, muut</i> ***	10
<i>Hediste diversicolor</i>	5	<i>Heterotanais oerstedii</i>	5
<i>Eteone</i> **	10	<i>Ostracoda</i> *	15
<i>Bylgides sarsi</i>	15	<i>Coleoptera</i> **	10
<i>Fabricia sabella</i>	10	<i>Ceratopogonidae</i> **	5
<i>Manayunkia aestuarina</i>	10	<i>Chaoboridae</i> **	1
<i>Marenzelleria</i> **	5	<i>Chironomidae</i> *	1
<i>Pygospio elegans</i>	5	<i>Trichoptera</i> **	15
<i>Polydora ciliate</i>	1	<i>Ephemeroptera</i> **	10
<i>Spio filicornis</i>	10	<i>Mya arenaria</i>	10
<i>Streblospio benedicti</i>	5	<i>Cerastoderma glaucum</i>	10
<i>Trochochaeta multisetosa</i>	5	<i>Pisidium</i> **	15
<i>Terebellides stroemi</i>	10	<i>Sphaerium</i> **	10
<i>Arenicola marina</i>	10	<i>Macoma</i> **	5
<i>Capitella</i> **	1	<i>Mytilus edulis</i>	5
<i>Heteromastus filiformis</i>	5	<i>Lymnaeidae, muut</i> ***	10
<i>Scoloplos armiger</i>	10	<i>Valvata macrostoma</i>	5
<i>Crangon crangon</i>	10	<i>Valvata piscinalis</i>	10
<i>Leptocheirus pilosus</i>	5	<i>Bithynia tentaculata</i>	10
<i>Corophium volutator</i>	10	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	10
<i>Gammarus</i> **	10	<i>Hydrobiidae, muut</i> ***	5
<i>Bathyporeia pilosa</i>	15	<i>Littorina saxatilis</i>	10
<i>Phoxocephalus holbolli</i>	15	<i>Rissoa</i> **	15
<i>Monoporeia affinis</i>	15	<i>Retusa truncatula</i>	15
<i>Pontoporeia femorata</i>	15	<i>Limapontia</i>	15
<i>Diastylis rathkei</i>	10	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	15
<i>Asellus aquaticus</i>	5	<i>Nemertea, muut</i> ***	10
<i>Jaera</i> **	15	<i>Turbellaria</i> **	10
<i>Saduria entomon</i>	10	<i>Halicryptus spinulosus</i>	15
<i>Idotea balthica</i>	5	<i>Priapulus caudatus</i>	10

- * Lasketaan yhteen kaikki Chironomidae-heimon eri lajien yksilömäärät ja käytetään Chironomidaen herkkyyssarvoa. Ostracodot ja Oligochaetat käsitellään samalla tavoin. Chironomidae-, Oligochaeta- ja Ostracoda-ryhmiä käsitellään laskennoissa kuten yksittäisiä lajeja eli esim. Chironomidae muodostaa laskennoissa yhden lajin riippumatta siitä montako lajia aineistossa on.
- ** Mikäli näistä ryhmiä on ilmoitettu lajitasolle määritettynä, määräytyy kyseisen lajin herkkyytaso ryhmän arvosta. Mikäli lajeja on useampia, ilmoitetaan kaikki lajit erikseen ja niille käytetään samaa ryhmätason herkkyyssarvoa. Lajitasolle määritetyt yksilöt käsitellään myös lajitietoina esim. diversiteetin ja lajiluvun laskemisessa.
- *** Ilmoitetaan lajinimi samassa yhteydessä ryhmälle "muut" ilmoitetun herkkyytason kanssa. Lajeja ei tule ryhmitellä "muihin lajeihin" vaan ne ilmoitetaan yksittäisinä lajiniminä, jos ne on lajitasolle määritetty. Lajitasolle määritetyt yksilöt käsitellään myös lajitietoina esim. diversiteetin ja lajiluvun laskemisessa.

Liite 3.4 Rannikkovesien vedenlaatu.

Tyyppi	Muuttuja	Kausi	Yksikkö	Vertailuolot	Luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/Hu
Ss Suomenlahden sisäsaaristo	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	390	468	585	1170	1560
	näkösyvyys	VII-VIII	m	5,4	4,5	3,0	1,1	0,5
Su Suomenlahden ulkosaaristo	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	19	23	29	57	76
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	340	408	510	1020	1360
	näkösyvyys	VII-VIII	m	6,7	5,6	3,7	1,3	0,7
Ls Lounainen sisäsaaristo	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	19	23	29	57	76
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	325	390	488	975	1300
	näkösyvyys	VII-VIII	m	5,5	4,6	3,1	1,1	0,6
Lv Lounainen välisaaristo	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	19	23	29	57	76
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	260	312	390	780	1040
	näkösyvyys	VII-VIII	m	7,0	5,8	3,9	1,4	0,7
Lu Lounainen ulkosaaristo	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	18	22	27	54	72
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	230	276	345	690	920
	näkösyvyys	VII-VIII	m	8,9	7,4	4,9	1,8	0,9
Ses Selkämeren sisemmät rannikkovedet	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	14	17	21	42	56
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	270	324	405	810	1080
	näkösyvyys	VII-VIII	m	7,0	5,8	3,9	1,4	0,7
Seu Selkämeren ulommat rannikkovedet	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	10	12	15	30	40
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	230	276	345	690	920
	näkösyvyys	VII-VIII	m	9,2	7,7	5,1	1,8	0,9
Ms Merenkurkun sisäsaaristo	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	8	10	12	24	32
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	310	372	465	930	1240
	näkösyvyys	VII-VIII	m	4,8	4,0	2,7	1,0	0,5
Mu Merenkurkun ulkosaaristo	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	7	8	11	21	28
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	250	300	375	750	1000
	näkösyvyys	VII-VIII	m	7,8	6,5	4,3	1,6	0,8
Ps Perämeren sisemmät rannikkovedet	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	8	10	12	24	32
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	275	330	413	825	1100
	näkösyvyys	VII-VIII	m	4,5	3,8	2,5	0,9	0,5
Pu Perämeren ulommat rannikkovedet	kok. P (0-5 m)	I-III	µg/l	6	7	9	18	24
	kok. N (0-5 m)	I-III	µg/l	250	300	375	750	1000
	näkösyvyys	VII-VIII	m	6,9	5,8	3,8	1,4	0,7

Liite 4.Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien luokittelu, tarkastelua helpottavat taulukot

Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksessa (PPO) on edellä kuvatun ohjeistuksen ja SYKEN esittämien yksinkertaistusehdotusten pohjalta kehitetty menettelytapa, jota on sovellettu ympäristökeskuksen järjestämissä KeVomu-alatyöryhmän kolmessa työpajassa. PPO:n kokemusten perusteella menettelytapaa on edelleen yksinkertaistettu. Seuraavassa esitetään tarkastelun vaiheet ja taulukot, joita täyttämällä Tarkastelussa on kolme päävaihetta.

Vaiheessa 1 selvitetään onko fysikaalis-kemiallinen veden laatu selvästi hyvää huonompi ja onko syy tähän pääasiassa ulkoisessa kuormituksessa. Tarkastelu perustuu viranomaisarviointiin vesimuodostuman veden laadusta. Vaihe on erittäin tärkeä vesistöissä, joihin kohdistuu voimakasta kuormitusta.

Taulukko 1. Vaiheessa 1 sovellettava taulukko.

VAIHE 1. Arvioinnin ensimmäinen vaihe perustuu viranomaisarviointiin vesimuodostuman veden laadusta. Voit halutessasi kommentoida arviota.		
	Kyllä	Ei
Onko fysikaalis-kemiallinen veden laatu selvästi hyvää huonompi ja onko syy tähän pääasiassa ulkoisessa kuormituksessa?		
Perustelut arviolle:		
JATKA VAIHEESEEN 2		

Vaiheessa 2 listataan keinot, joilla voidaan parantaa vesimuodostuman hydrologis-morfologista tilaa. Sen jälkeen arvioidaan niiden vaikutuksia vesistön tärkeisiin käyttömuotoihin sekä biologisiin laatutekijöihin ja veden laatuun. Arvioinnissa erityistä huomiota kiinnitetään toimenpiteiden vaikutuksiin eliöyhteisöjen lisääntymiseen ja elinkiertoon välttämättömiin elinympäristöihin. Esimerkiksi, jos jokivesimuodostumassa toimenpideyhdistelmällä saadaan aikaan useamman arvokalan luontaisesti lisääntyvä kestävä kanta, niin parannus tarkasteltavan vesimuodostuman kalaston tilassa on suuri. Parasta saavutettavissa olevaa tilaa määritettäessä voidaan tarkasteluun sisällyttää toimenpiteitä, joiden toteutuminen vuoteen 2015 mennessä on epävarmaa.

Niissä vesistöissä, joissa vaiheen 1 vedenlaatutarkastelu luokitti tilan hyvää huonommaksi, tulee tarkastelussa pohtia teoreettista tilannetta, jossa vedenlaatu olisi hyvä. Näissä vesissä lopputulos johtaa aina toimenpiteisiin, sillä vaikka HyMo-tarkastelun mukaisesti päädyttäisiinkin hyvään saavutettavissa olevaan tilaan, niin koska veden laadun suhteen tila on hyvää huonompi, on lopullinen luokka hyvää saavutettavissa olevaa tilaa huonompi.

Taulukko 2. Vaiheessa 2 sovellettava taulukko. Toimenpiteet ovat esimerkkejä Kalajoen keski- ja yläosan tilan parantamiseksi ehdotetuista hydrologis-morfologisista toimenpiteistä.

VAIHE 2. Arvioi, aiheuttaako esitetty yksittäinen toimenpide merkittävää haittaa tärkeälle käyttömuodolle. Arvioi lisäksi kunkin toimenpiteen vaikutuksia biologisiin laatutekijöihin ja veden laatuun asteikolla (1-5). Prosenttiluvut kuvaavat ohjeellisesti muutoksen suuruutta. Muutoksen suuruutta arvioidaan sekä ekologisen laatusuhteen muuttumisen että elinympäristön määrän lisääntymisen perusteella.							
Toimenpide Kalajoen keski- ja yläosan tilan parantamiseksi	Aiheuttaako toimenpide merkittävää haittaa vesistön tärkeälle käyttömuodolle?		Arvio toimenpiteen vaikutus biologisiin laatutekijöihin ja veden laatuun ("1">40 %,"2">25-40 %,"3" 10-25 %,"4">10 %,"5"<2 %)				Kuuluuko toimenpidekokonaisuuteen?
	Kyllä	Ei	Kalat	Pohja-eläimet	Vesikasvit	Veden laatu	
Kalatiek voimalaitosten yhteyteen. Virtaama 0,5 m ³ /s. Käyttö 5 kk.							
Kalatiek voimalaitosten yhteyteen. Virtaama 0,5 m ³ /s. Käyttö 3 kk.							
Ohitusuomat voimalaitosten yhteyteen. Virtaama 1 m ³ /s läpi vuoden.							
Ohitusuomat voimalaitosten yhteyteen. Virtaama 2 m ³ /s läpi vuoden.							
Lyhytaikaisäädön lopettaminen.							
Lyhytaikaisäädön lopettaminen kesä-elokuussa.							
Lyhytaikaisäädön lieventäminen siten, että minimivirtaama on 1 m ³ /s							
Lyhytaikaisäädön lieventäminen siten, että minimivirtaama on 2 m ³ /s							
Järvien säännöstelyn kehittäminen.							
Jämsänkosken vähävetisen uoman kunnostus ja jatkuvan 0,3 m ³ /s virtaaman takaaminen uomaan.							
Jämsänkosken vähävetisen uoman kunnostus ja jatkuvan 0,6 m ³ /s virtaaman takaaminen uomaan.							
Rantaviivan monimuotoistaminen pengerryillä ja suoristetuilla alueilla.							
Vähämerkityksellisten pengerten poisto ja pengerten siirto kauemmaksi uomasta							
Pohjapatojen kunnostus ja vesiliöiden liikkumisen turvaaminen pohjapatojen ohi							
Patoaltaissa olevien pienialaisten virtapaikkojen kunnostus							
Muu mikä?							

ASTEIKKO		
Numeroarvo	Luonnehdinta	Prosentuaalinen muutos
1	Erittäin suuri	>40 %
2	Suuri	>25–40 %
3	Melko suuri	>10–25 %
4	Vähäinen	>2–10 %
5	Ei lainkaan	0–2 %

Vaiheessa 2 voidaan käyttää myös karkeampaa arviointiasteikkoa kuin taulukossa 2. Viiden eri prosentuaalisen suurusluokan sijasta voidaan käyttää esim. kolmiportaista asteikkoa. On kuitenkin syytä käyttää samoja sanallisia luonnehdintoja kuin ohjeessa ja määritellä, mitkä prosentuaaliset arviot kuuluvat mihinkin sanalliseen arvioon.

Vaiheessa 3 valitaan tarkastelluista toimenpiteistä sellainen toimenpidekokonaisuus, joka parantaa mahdollisimman paljon ekologista tilaa, mutta joka ei kokonaisuutenakaan aiheuta merkittävää haittaa millekään tärkeälle käyttömuodolle. Toimenpidekokonaisuuden tulee myös olla teknis-taloudellisesti toteuttamiskelpoinen. Sen jälkeen arvioidaan toimenpidekokonaisuuden vaikutusta biologisiin laatu-tekijöihin ja veden laatuun. Myös tässä kohdassa tehtävässä arviossa otetaan korostetusti huomioon ne vaikutukset, jotka kohdistuvat eliöyhteisöjen lisääntymiseen ja elinkiertoon välttämättömiin elinympäristöihin. Esimerkiksi, jos toimenpidekokonaisuudella arvioidaan olevan erittäin suuri vaikutus mainittuihin seikkoihin kalaston osalta, niin kokonaisarvio on, että toimenpiteellä on suuria ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. Tällöin vesimuodostuman ei vielä katsota olevan hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa (Ryhmä 3). Mikäli toimenpidekokonaisuudella arvioidaan olevan suuri vaikutus mainittuihin seikkoihin kalaston osalta, niin kokonaisarvio on, että toimenpiteellä on melko suuria ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. Tällöin vesimuodostuman ei ehkä ole hyvässä saavutettavissa olevassa tilassa (Ryhmä 2).

Osassa ryhmään 2 ja 3 kuuluvia vesimuodostumia voi olla tarpeen arvioida, voiko niiden tila parantua tarkasteluun valituilla HyMo-toimenpiteillä ja / tai muilla toimenpiteillä niin paljon, että hyvä ekologinen tila on mahdollista saavuttaa. Tällaisessa tapauksessa vesimuodostuma ei ole voimakkaasti muutettu.

Ryhmään 2 sijoittuvien ns. epäselvien tapausten osalta voidaan edetä seuraavasti:

- Niissä vesimuodostumissa, joista ei ole riittävästi tietoa, esitetään toimenpideohjelmissa tehtäväksi täydentäviä selvityksiä ennen seuraava vesienhoitosuunnitelmakierrosta, jotta arviota saadaan tarkennettua.
- Mikäli tietoa on kohtuullisesti ja arvioita voidaan pitää riittävän luotettavana, voidaan tilanteesta riippuen toimia seuraavilla tavoilla:
 - Jos toimenpidekokonaisuuden vaikutus on arvioitu melko suureksi, niin silloin ei ole tarvetta toimenpiteisiin ensimmäisellä suunnittelukaudella. Jos toimenpiteistä kuitenkin vallitse yksimielisyys eri tahojen kanssa, niin toimenpiteitä voidaan esittää jo tämän kierroksen toimenpideohjelmissa.
 - Jos toimenpidekokonaisuuden vaikutus on arvioitu suureksi, niin silloin toimenpideohjelmissa voidaan esittää kustannustehokkaimmaksi arvioituja toimenpiteitä tilan parantamiseksi.

Taulukko 3. Vaiheen 3 tarkastelussa sovellettava taulukko.

VAIHE 3.Valitse edellisestä taulukosta sellainen toimenpidekokonaisuus, joka parantaa mahdollisimman paljon ekologista tilaa, mutta ei kokonaisuutenakaan aiheuta merkittävää haittaa tärkeälle käyttömuodolle.Arvioi valitsemiesi toimenpiteiden kokonaisvaikutukset biologisiin laatutekijöihin ja veden laatuun.			
Arvio valitun toimenpidekokonaisuuden vaikutuksesta biologisiin laatutekijöihin ja veden laatuun seuraavalla asteikolla ("1">40 %,"2" 25-40 %,"3" 10-25 %,"4">2-10 %,"5"<2 %)			
Kalat	Pohjaeläimet	Vesikasvit	Veden laatu

Arvioi edellisen perusteella, mihin seuraavista ryhmistä vesimuodostuma kuuluu.

RYHMÄ 1:Valitulla toimenpidekokonaisuudella on korkeintaan vähäisiä ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. HyMo-ominaisuudet eivät ole este hyvälle saavutettavissa olevalle tilalle.

RYHMÄ 2:Valitulla toimenpidekokonaisuudella on melko suuria tai suuria ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. HyMo-ominaisuudet voivat olla este hyvälle saavutettavissa olevalle tilalle.

RYHMÄ 3:Valitulla toimenpidekokonaisuudella on erittäin suuria ekologista tilaa parantavia vaikutuksia. HyMo-ominaisuudet ovat este hyvälle saavutettavissa olevalle tilalle.

Mahdolliset kommentit:

--

Osa II

Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi

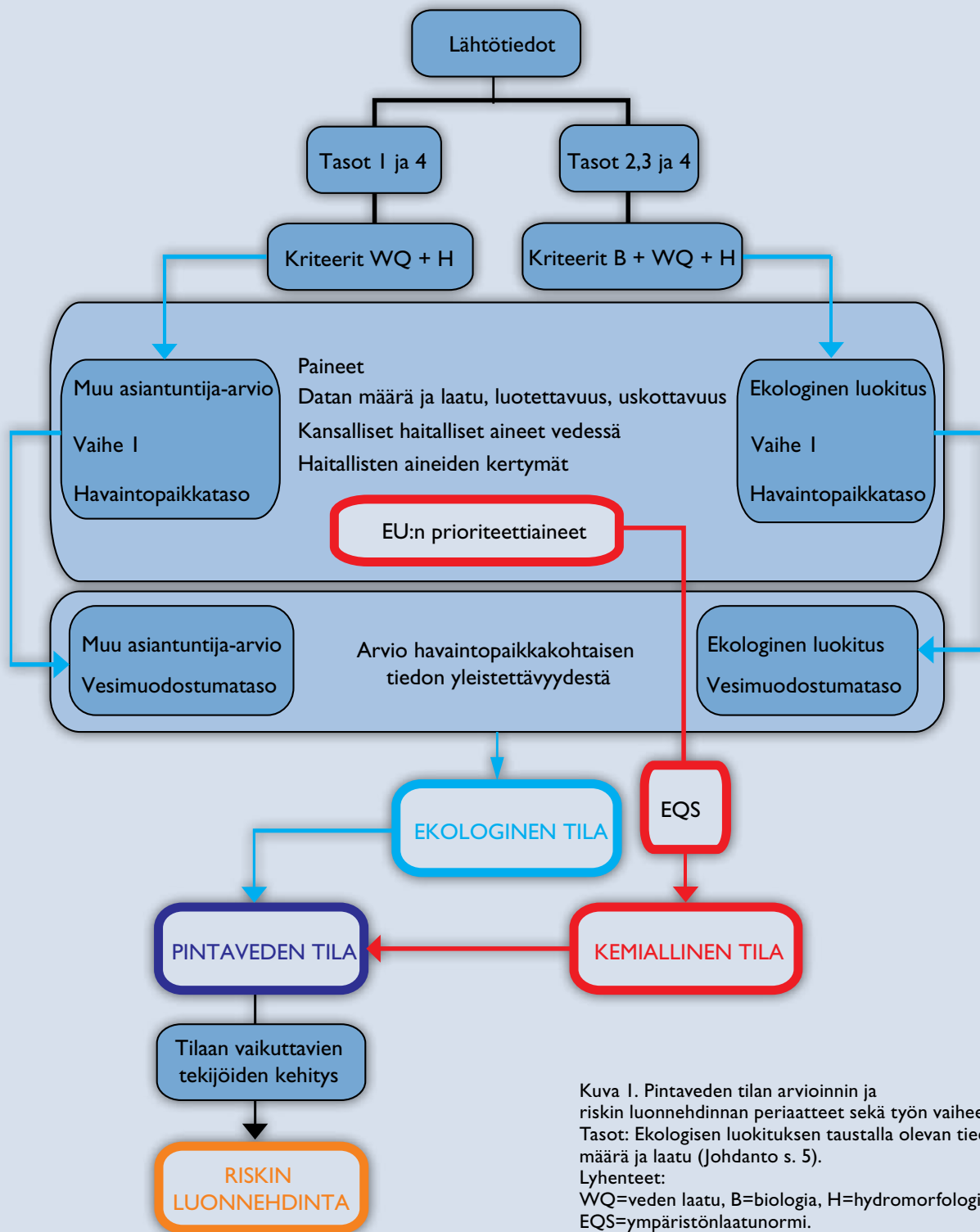
**Vuori K.-M., Bilaletdin Ä., Bäck S., Keto A.,
Lehtinen A., Londesborough S., Malve O.,
Mannio J., Mitikka S., Tattari S., Vuoristo H.**

Tässä ohjeessa kuvataan vesimuodostuma-kohtaisesti tehtävä vesien tilan kokonaisarviointi ja luokittelu. Ohjeen toinen tarkoitus on tukea vesienhoidon toimenpiteiden vaikutusten arviointia.

Kokonaisarvioinnilla tarkoitetaan yhden- nettyä tarkastelua, jossa arvioidaan ihmistoi- minnan vaikutuksia vesimuodostuman tilaan biologisten tekijöiden, yleisen vedenlaadun, haitallisten aineiden pitoisuuksien, hydro- morfologisen muuttuneisuuden sekä vesiin kohdistuvien paineiden perusteella. Vesien- hoitotyössä on tärkeää tunnistaa ne pintave- sikohteet, joissa ympäristötavoitteet voivat jäädä saavuttamatta ja joihin näin ollen on kohdistettava toimenpideohjelmissa erityistä huomiota.

SISÄLLYS

1. Ympäristövaikutusten arviointi luokittelun tukena	83
2. Ihmistoiminnan ympäristö- vaikutusten arviointi	85
2.1 Tietojen keruu	85
2.2 Yleisluonnehdinta merkittävistä paineista ja vaikutuksista	85
2.2.1 Kuormituksen nykyisen tason arviointi	85
2.2.2 Biologisten tekijöiden nykytila ja luokittelu	89
2.2.3 Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden nykytila ja luokittelu	90
2.2.4 Hydrologis-morfologisten tekijöiden nykytila ja luokittelu	93
2.3 Yhdennettyyn tarkasteluun perustuva kokonaisluokittelu ja riskin luonnehdinta	96
2.4 Kemiallinen tila	97
3. Yksityiskohtainen vaikutusten arviointi toimenpiteiden suunnittelua varten	99
3.1 Vaikutukset fysikaalis- kemiallisiin tekijöihin	99
3.2 Vaikutukset biologisiin tekijöihin	104
Lähteet	105
Litteet I– 5	107



Kuva 1. Pintaveden tilan arvioinnin ja riskin luonnehdinnan periaatteet sekä työn vaiheet. Tasot: Ekologisen luokituksen taustalla olevan tiedon määrä ja laatu (Johdanto s. 5). Lyhenteet: WQ=veden laatu, B=biologia, H=hydromorfologia, EQS=ympäristölaatuunormi.

1 Ympäristövaikutusten arviointi luokittelun tukena

Vesimuodostuman ekologista ja kemiallista luokittelua rajoittaa seurantatiedon puutteellisuus. Usein tietoa on saatavilla vain harvoista luokittelussa sovellettavista tekijöistä, tieto puuttuu kokonaan tai se edustaa ajallisesti ja paikallisesti hyvin suppeaa aluetta vesistössä. Tilan arvioinnin ja luokittelun tueksi tarvitaan siten kaikki mahdollinen tieto vesien tilaan vaikuttavista tekijöistä. Tieto on usein hajallaan eri lähteissä tai se täytyy erikseen koota. Vesienhoitotyössä tietojen keruuta varten on laadittu seuraavat taulukkopohjat:

- Yleisluonnehdinta vesimuodostumiin kohdistuvasta kuormituksesta, laatutekijöiden nykytilasta ja tilaluokittelusta.
- Paine-vaikutus -taulukko vesistöjen ekologiseen tilaan vaikuttavien tekijöiden arvioimiseksi.

Lisäksi ympäristöhallinnon HERTTA-tietojärjestelmän Pintavesien tila -osioon on luotu Vesimuodostumat-osa (VEMU), johon on tallennettu tiedot luokituspäätöksistä ja keskeiset luokituspäätöksen perustana olevat tiedot.

Vesienhoidon suunnittelussa tähdätään vuoteen 2015. Vaikutusten arvioinnin mittakaava ja tarkkuus tulee suhteuttaa tapauskohtaisesti vesiensuojeluongelmien ja käytettävissä olevien aineistojen perusteella. Pääperiaatteena on, että

tarkempi tarkastelu painottuu ensi vaiheessa vesiin, joissa on tunnettuja vesiensuojeluongelmia ja riittävästi tietoa tilaan vaikuttavista tekijöistä. Alueilla, joilla tiedetään tai arvioidaan olevan vain vähäisesti kuormittavaa toimintaa tai vesirakentamisen ja säännöstelyn aiheuttamia fysikaalisia muutoksia, voidaan tarkempi arviointi vesien herkkyydestä ja vaikutuksista tehdä tarvittaessa myöhemmin. Tarkastelua voi olla syytä myös tarkentaa aineistojen karttuessa.

Vesienhoitosuunnitelmassa tulisi arvioida vesien nykytilan ohella tilan tulevaa kehitystä ensimmäisellä hoitosuunnitelmakaudella vuoteen 2015 mennessä ottaen huomioon ihmistoiminnan ja vesiin kohdistuvissa paineissa tapahtuvat muutokset. Tätä vaihetta voidaan kutsua riskinluonnehdinnaksi: toimenpiteitä saatetaan tarvita myös sellaisilla vesillä, joiden tila tällä hetkellä vastaa ympäristötavoitteita. Arviointiprosessissa on kiinnitettävä huomiota myös saatavilla olevan tiedon määrään ja laatuun. Pintavesiä, joiden laatutekijöistä ei ole riittävästi luotettavaa tietoa, on syytä erottaa omiksi ryhmikseen jatkotarkasteluja sekä tarvittavan tiedon keräämistä varten.

Kuvassa 1 on esitetty ekologisen ja kemiallisen luokittelun kytkeytyminen riskinarviointiin.



2 Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi

2.1

Tietojen keruu

Kaikki ihmistoiminnan vaikutusten arvioinnin taustalla oleva tieto on syytä jollakin tavoin dokumentoida seuraavia vesienhoitosuunnitelmakausia varten. Osa tiedoista on mahdollista tallentaa suoraan ympäristöhallinnon HERTTAn Vesimuodostumat-tietojärjestelmään. Liitteissä 1.1–1.3 on kuvaus niistä taulukkopohjiin kerättävistä tiedoista, joita vaikutusten arvioinnin yhteydessä on ympäristöhallinnossa kerätty. Näihin taulukkopohjiin voidaan tallentaa myös sellaista tietoa, jolle ei ole tallennuspaikkaa tietojärjestelmässä. Tietoja voidaan kerätä tarpeen mukaan ottaen huomioon mm. pintavesimuodostuman ongelmat ja seuranta- tai tarkkailutiedon saatavuus.

Tietojen keruun pohjaksi laaditussa yleisluonnehdintataulukossa esitetään yhteenveto kuormituksen ja muiden vesiin kohdistuvien paineiden nykyisestä tasosta sekä biologisten, veden fyysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten tekijöiden kokonaistilasta sekä tieto EU-tason prioriteettiaineiden perusteella arvioidusta kemiallisesta tilasta. Lisäksi tavoitteena on arvioida, miten tila kehittyy, mikäli vesiensuojelun ja -hoidon taso säilyy nykyisellään (BAU eli ”Business as usual”-arvio) sekä millainen on kehitys eri toimenpidevaihtoehtoilta.

Paine-vaikutustaulukkoon voidaan koota arviot eri painetekijöiden suhteellisesta merkityksestä tila-arvioinnissa käytettävien laatutekijöiden kannalta. Paine-vaikutustarkastelu on tarpeellinen erityisesti silloin, jos vesimuodostuman tila on todennäköisesti hyvää heikompi.

Paine-vaikutustaulukon perusajatuksena on pisteyttää (asteikko 0-4) eri painetekijöiden arvioitu suhteellinen merkitys laatutekijän tilan heikkeneemiseen. Arvio voidaan tehdä vedenlaadun tilaluokalle yleisesti tai kullekin luokittelussa käytetylle muuttujalle erikseen (esim. kok.P 3, kok.N 2, pH-minimi 4). Arviointi voidaan tehdä myös yksittäisille osatekijöille (esim. kalanviljely) tai ryhmälle kokonaisuudessaan (esim. pistekuormitus). Työssä käytetään tutkimus- ja seurantatuloksia, soveltuvia malleja ja asiantuntija-arviointia.

2.2

Yleisluonnehdinta merkittävistä paineista ja vaikutuksista

Seuraavassa on kuvattu, miten ihmistoiminnan ympäristövaikutuksia arvioidaan paineiden ja luokitustiedon yhteistarkastelulla. Paineita koskevan tiedon hankintaa ja siinä käytettäviä menetelmiä käsitellään lähemmin piste- ja hajakuormituksen osalta. Ekologisen tilan luokittelua käsitellään erityisesti vesimuodostumatasolla tehtävän kokonaisarvion osalta. Siihen liittyen esitetään mm. ohjeet hydrologis-morfologisen tilan arvioimiseksi sekä kuvataan haitallisten aineiden merkitys ekologisen ja kemiallisen tilan arvioinnissa.

2.2.1

Kuormituksen nykyisen tason arviointi

Sisäinen kuormitus

Vesiin kohdistuvia paineita on tarkasteltava monipuolisesti, esim. kuormituksessa on syytä ottaa huomioon sekä sisäinen että ulkoinen kuormitus.

Sisäinen kuormitus on merkittävä tilaan vaikuttava tekijä järvissä ja rannikkovesissä.

Järvien ja rannikkovesien sisäisen kuormituksen nykyisestä tasosta kootaan tieto karkeasti luokitellen seuraavasti:

- 1 = voimakkaasti sisäkuormitteinen,
- 2 = lievästi sisäkuormitteinen,
- 3 = epäselvä, vaatii lisäselvitystä.

Tarkastelu voi perustua tutkimustuloksiin tai niiden puuttuessa asiantuntija-arvioihin. Kohteissa, joissa sisäisen kuormituksen mekanismista on tarkempaa tutkimustietoa, voidaan edelleen toimenpiteiden kohdentamista varten arvioida yksityiskohtaisemmin (ks. liite 1.1 "*Yleisluonnehdinta*"-taulukko) eri mekanismien (R=resuspensio, B=bioturbaatio, K=konvektio) suhteellista merkitystä havaittuihin ongelmiin. Ympäristöhallinnon VEMU-tietojärjestelmässä sisäinen kuormitus voidaan toistaiseksi kirjata tilaa heikentäväksi tekijäksi kohdassa "Tilaa heikentävä toiminta - Muut paineet". Sisäisen kuormituksen merkitystä tilaa heikentävänä tekijänä on usein tarpeen arvioida vaikka sen syynä olisi jo loppunut kuormitus, esim. 1970- ja 1980-lukujen voimakas orgaanisen aineen kuormitus metsäteollisuuslaitoksilta.

Tapauskohtaisesti tulisi esittää perusteet sisäkuormitteisuuden luokitukselle, esim. tiedot pohjan läheisessä vesikerroksessa mitatuista korkeista fosforipitoisuuksista sekä huonoista happitilanteista ja niiden toistuvuudesta. Tämä voidaan tehdä liitteen 1.1 sarakkeessa "Arviointitapa", johon kirjataan menetelmät (seuranta, mallinnus, asiantuntija-arviointi) ja niiden tietolähteet.

Ulkoisen kuormitus

Kaikissa tarkasteluun valituissa vesimuodostumissa on syytä arvioida ulkoisen kuormituksen (yhteenlaskettu hajakuormitus ja pistekuormitus) tasoa ensin karkealla luokittelulla (liite 1.1):

- 0 = Ei merkittävää ihmistoiminnasta aiheutuvaa kuormitusta,
- 1 = Kuormitustaso ilmentää vähäistä ihmistoiminnan vaikutusta,
- 2 = Kohtalainen ihmistoiminnan vaikutus,
- 3 = Suurehko ihmistoiminnan vaikutus,
- 4 = Erittäin suuri vaikutus.

Mikäli ulkoisella kuormituksella arvioidaan olevan merkitystä tilan heikkenemisessä, edetään arvioimaan minkä tasoisella kuormituksella hyvä tila olisi saavutettavissa tai vastaavasti erinomainen/hyvä tila ylläpidettävissä. Tiedot voidaan tallentaa

liitteen 1.1 kohtaan "*Ulkoisen kuormituksen tavoitetaso*". Tämä tarkoittaa ns. *LakeLoadResponse*-työkalun (LLR) avulla tai muulla tavoin määritettyä kokonaisfosfori- ja/tai kokonaistypikuormituksen tavoitetasoa. Kyseisen työkalun ensimmäinen versio (LLR.v1) on käytettävissä Internetissä osoitteessa http://coherens/~tth_kr/lakestate/.

Samassa osoitteessa on myös mallin käyttöön liittyviä ohjeita ja koulutusmateriaalia. Aiheesta on enemmän tietoa myös jäljempänä luvussa 3. Seuraavassa esitetään eräitä lähtökohtia kuormituksen tasoa ilmentävän luokittelun tekemiseksi.

Yleisiä kuormituksen arviointimenetelmiä on esitetty lukuisissa eurooppalaisissa raporteissa (mm. EEA 2005, 2007; Grizzetti & Bouraoui 2006). Alueellisissa ympäristökeskuksissa tehtyä vesimuodostumien ominaispiirteiden alustavaa tarkastelua varten laadittiin sisäiseen käyttöön myös opas: "Pintavesiä kuormittavan ja muuttavan toiminnan alustava tunnistaminen & veden hankinnan ja tarpeen ennusteet (SYKE, julkaisematon, 12.8.2004). Vesienhoitotyötä varten siinä esitetyt menettelyt tarkistettiin mm. siksi, että em. oppaassa esitetty vesistöaluejaon osa-alueisiin perustuva kuormituksen arviointitapa ei kaikin osin vastannut vesimuodostumakohtaisen arvioinnin tarpeita.

Vesimuodostuman kokonaiskuormitus tulisi, milloin mahdollista, arvioida mitattujen ainepitoisuuksien perusteella. Jokisuilla käytetään HELCOM-työssä (Helsinki Comission, Baltic Marine Environment Protection Comission) raportoituja kuormitusarvoja (<http://www.helcom.fi>). Ainepitoisuuksiin perustuva arvio voidaan laskea joko keskiarvomenetelmällä tai pitoisuuden ja virtaaman väliseen korrelaatioon pohjautuvalla menetelmällä (Kauppila & Koskiahho 2003, menetelmät 1 ja 4). Kokonaiskuormitus voidaan jakaa eri kuormituslähteisiin esimerkiksi ympäristöhallinnossa kehitetyn ulkoisen kuormituksen arviointityökalun, VEPS:in (Tattari & Linjama 2004), avulla tai käyttäen jollain muulla tavalla määritettyjä ominaiskuormitusarvoja (HERTTA-tietojärjestelmä > Ympäristön kuormitus > Vesistökuormitusarviot (VEPS)). VEPS:iä käytettäessä on otettava huomioon menetelmän yleistävä luonne ja korjattava tuloksia tarvittaessa asiantuntijatiedoilla.

VEPS:issä kuormituksen suuruus ja sen jakautuminen eri kuormituslähteisiin voidaan arvioida jokaiselle kolmannen jakovaiheen (Ekholm 1993) vesistöalueelle. VEPS käyttää tietolähteenä ympäristöhallinnon tietojärjestelmiä ja lisäksi malleihin

ja tutkimuksiin perustuvia arvioita eri kuormituslähteistä (mm. Tattari ym. 2001; Rekolainen ym. 1995; Granlund ym. 2000; Mattson ym. 2003; Kenttämies 2006; Kortelainen ym. 2006). VEPS:istä on kehitteillä uudistettu testiversio, johon tarkennetaan hulevesien mukana tulevaa kuormitusta RY-VE-tutkimusten perusteella (Peltola-Thies 2005). Lisäksi siihen on tehty joitakin hajakuormitusta koskevia muutoksia. Testiversiota voidaan käyttää sellaisenaan, mutta se pyritään kehittämään nopeasti hyväksyttäväksi versioksi. Turvetuotanto on vuodesta 2004 lähtien saatavilla ympäristöhallinnon VAHTI-tietojärjestelmän pistekuormitustietona. Suuren vaihtelun vuoksi on kuitenkin syytä harkita turvetuotannon kuormituksen arviointia saatavilla olevien vuosien keskiarvona.

VEPS on staattinen malli, joka tuottaa kyseisen vesistöalueen potentiaalisen kuormitusriskin. Laskennassa ei huomioida erilaisten hydrologisten vuosien aiheuttamaa kuormituksen vaihtelua. VEPS:ssä pistekuormituksen ja laskeuman osalta tulokset perustuvat mittauksiin, joten ainoastaan nämä kuormittajat muuttuvat ajallisesti. Maatalouden osalta kuormitusluku edustaa 10 vuoden keskimääräistä kuormitusta. Metsätalouden toimenpiteiden määrä (maanmuokkaus, kunnostusojitus) pohjautuu Metsätalustolliseen vuosikirjaan.

SYKEN VEMALA-projektissa (Vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosion kehitystyö) erilaisten hydrologisten vuosien aiheuttama kuormitusvaihtelu voidaan ottaa huomioon, koska malli on dynaaminen ja toimii vuorokauden aika-askeleella. Mallia kehitetään parhaillaan, mutta tuloksia on jo esillä Itämereen laskevista jokivesistöistä sekä Iisalmen reitiltä vesistömallijärjestelmän www-sivuilla (<http://www.ymparisto.fi/ymparistontila> > Pintavedet). Sivun oikeasta reunasta valitaan: *Ajankohtainen vesitilanne* > *Vesistöennusteet, vesitilannekartat ja tulvavaroitukset* > *Jatkuvasti päivittyvä aineisto* > *Kuormituslaskenta*, josta edelleen vesistöaluekohtaisiin kuormitustietoihin pääsee valitsemalla joko *Kokonaisfosforikuormitus Itämereen Suomen vesistöistä* tai *Iisalmen reitti*.

VEPS:n kuormitustietoja voidaan esittää myös karttapohjaisina, jolloin riskialueiden osoittaminen on ainakin teoreettisesti mahdollista. Yksiselitteisiä luokkarajojen määräytymisen perusteita ei ulkoisen kuormituksen tasolle ole voitu osoittaa ja täten tässä ohjeessa esitetyille viitteellisille luokkarajoille ei ole tieteellistä perustetta. Kuormituksen tasoa ei

käytännössä tulisi kuvata samoilla luokkarajoilla, vaan niitä pitäisi arvioida tapauskohtaisesti tai ryhmitellen mm. pintavesityypin perusteella. Esimerkiksi savimaiden jokivesistöissä suurehkoa ihmistoiminnan vaikutusta ilmentävä kuormituksen taso (luokka 3) voi olla absoluuttisesti paljon korkeampi kuin kangasmaiden jokivesistöissä erittäin suureksi (luokka 4) ihmistoiminnan aiheuttamaksi arvioitu kuormitus.

Toistaiseksi julkaistuissa kuormituskartoissa fosforin ja typen hajakuormituksen luokkarajat on valittu siten, että on mahdollista visuaalisesti erottaa erilaisia kuormitustasoja (esim. Rekolainen ym. 2006, 12). Siinä kuvattu luokitus hieman sovellettuna on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Viitteellinen esimerkki kokonaistypen ja -fosforin hajakuormituksen erääksi mahdolliseksi luokitukseksi. Arvot ilmentävät maa-alaa kohden laskettua kuormitusta.

Luonnehdinta	Fosfori, kg/km ² /a	Typpi, kg/km ² /a
Ilmentää vertailuuloja	Min–5	Min–50
Vähäinen ihmistoiminnan vaikutus	5–10	50–100
Kohtalainen vaikutus	10–20	100–200
Suurehko vaikutus	20–40	200–400
Vakava vaikutus	40–max	400–max

Vesienhoitotyötä varten on syytä kerätä tietoja myös muista tekijöistä kuin ravinnekuormituksesta. Tällaisia muita kuormittavia tekijöitä ovat mm. haitalliset aineet, kiintoaines, orgaaninen kuorma, öljypäästöt, hygieniaan vaikuttavat tekijät, lämpökuorma sekä radioaktiivisten aineiden aiheuttama kuorma. Päästölähteitä tarkastellaan monipuolisesti: luvanvaraisen kuormituksen lisäksi otetaan huomioon myös esim. liikenne, kemikaalivarastot sekä pilaantuneet maat mukaan lukien pohjavesien kautta pintavesiin kulkeutuvat aineet.

Vesienhoidon tietojärjestelmää (HERTTA, Pintavesien tila > Vesimuodostumat (VEMU)) on jatkossa tarkoitus kehittää siten, että kaikki kuormitustieto voidaan tallentaa järjestelmään.

On huomioitava, että eri kuormitustasojen heijastuminen ekologisessa tilassa riippuu vesistöjen luontaisesta tyypistä ja herkkyydestä kuormitukselle. Kuormitustason luokittelun tarkoituksena on tässä lähinnä antaa tukea luvun 2.3 mukaiselle vesimuodostuman tilan kokonaisarviolle ja riskin luonnehdinnalle, ei niinkään kuvata kuormituksen absoluuttisia riskejä ekologisten tilan kannalta.



Maatalous on suurin vesien ravinnekuormittaja. Talviaikaisella kasvipeitteisyydellä pyritään vähentämään ravinnekuormitusta. (Petri Ekholm)

Esimerkki järven ulkoisen kuormituksen laskennasta

Järvien valuma-alueiden määrittämiseen on VEMALA-projektissa (katso edellä vesistömallijärjestelmän [www-viittaus](http://www.viittaus.fi)) kehitetty menetelmä, jossa korkeusmallin ja uomaverkoston avulla voidaan tarvittaessa määrittää hyvinkin pienen järven yläpuolinen valuma-alue. Valuma-alueiden rajaukset löytyvät paikkatietoina ympäristöhallinnon sisäisiltä verkkosivuilta ([\\kk625\public\jarvishape](http://kk625/public/jarvishape) (valitse haluttu vesistöalue)) sekä pdf-kuvina ([\\kk625\public\vedenlaatu_v5](http://kk625/public\vedenlaatu_v5) (valitse haluttu vesistöalue)).

Hakemistosta <http://kk625.vyh.fi> on saatavissa myös tärkeimmät maankäyttöluokat aivan pienillekin järville, sekä järven omalle valuma-alueelle, että koko yläpuoliselle alueelle (alueen koko järviolaa, kohdejärven ala, peltoala, muu ala ja koko valuma-alueen ala). Hakemistopolku on: <http://kk625.vyh.fi> > Ennusteet > Kehitteillä olevat ennusteet: Vedenlaatulaskenta > Malli V.5: Valitaan haluttu vesistöalue > Järviokohtaiset tiedot > Valitaan järvi-
taulukosta sarakkeelta "Järven tiedot" *-merkki, ja linkin takaa saadaan kartta järven valuma-alueesta sekä tietoa järven yläpuolisista järvistä ja vesistöalueesta.

Ulkoisen kuormituksen arvioinnissa voidaan myös hyödyntää Suomessa kehitettyjä yksinkertaisia maankäytön ja kuormituksen välisiä reg-

ressioyhtälöitä, jotka on tuotettu pitkäaikaisten havaintosarjojen avulla. Peltoprosentin sekä kohdejärven ja muun vesialan erotuksella voidaan kohtuullisesti arvioida kuormitusta esim. ns. Rekolaisen kaavalla (Rekolainen 1989) tapauksissa, joissa maatalouden osuus kuormituksesta on suurta. Muuta alueella mahdollisesti tapahtuvaa järvisedimentaatiota voidaan arvioida esim. EU:n raportissa "EuroHarp 9-2004, Nutrient Retention Handbook", esitettyjen funktioiden avulla (Kronvang ym. 2004) tai kotimaassa kehitetyllä NUTLOAD:n funktiolla (Bilaledtin ym. 1991). Laskelmissa pitää huomioida myös mahdollinen piste- (VAHTI) ja haja-asutuksen aiheuttama kuormitus (Rakennus- ja huoneistorekisteri ja ominaiskuormitusarvio tai VEPS:n arvio). Jälkimmäiset kuormat on tosin selvitettävä osin käsityönä. Järville, joiden valuma-alue saadaan vesistöaluejaosta, käytetään VEPS:n tuloksia kuitenkin lisäämällä laskentaan järvisedimentaation vaikutus esim. yllä mainitun NUTLOAD-funktion avulla. Liitteessä 2 on esimerkkejä kuormituksen arvioinnista.

Kolmannen jakovaiheen sisällä olevien eri järvien, samoin kuin reittijärvien kuormat (eli maankäytöstä - pelloilta - laskettu kuorma, pistekuorma ja haja-asutuksen kuorma) on laskettava koko yläpuoliselta alueelta. Tässä työssä voidaan hyödyntää hakemiston <http://kk625.vyh.fi> (ks. yllä) tietoja maankäytön ja kokonaisfosforin osalta, mutta osin se on tehtävä käsityönä riippuen laskentatavan valinnasta ja siitä kuinka tarkasti kuormitus ositetaan eri kuormituslähteisiin.

Liitteessä 3 on esitetty käytännön läheinen menettely erityisesti maatalouden kuormittamien reittijärvien fosforikuormituksen ja maatalouden vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutusten arvioimiseksi vesienhoitotyössä (Bilaledtin & Kaipainen 2008).

Suurten vesistökokonaisuuksien sedimentaation laskenta

Edellisessä kohdassa kuvattu, kohdejärvien valuma-alueelle sisältyvien järvien karkea sedimentaatioehdotus perustuu vain tilastolliseen järvi-prosenttia hyödyntävään funktioon. Reittivesistöissä ja suuremmissa vesistökokonaisuuksissa tieteellinen lähestymistapa voi olla perusteltu. Fosforin nettosedimentaatiolle on kehitetty lukuisia, yleensä empiirisiä laskentamenetelmiä (Canfield & Bachmann 1981; Vollenweider 1969; Kirchner & Dillon 1975; Chapra 1975; Larsen & Mercier 1976;

Lappalainen 1977; Frisk 1978). Yhteistä näille menetelmille on, että pidättymiskerroin lasketaan jollain tavoin arvioitujen virtaaman (valuman), järven tilavuuden tai pinta-alan ja tulevan kuormituksen avulla.

Reittivesistöissä ja isoissa vesistökokonaisuuksissa myös tämä lähestymistapa on usein työläs, vaikkakaan ei matemaattisesti kovin mutkikas. Valmiin, yleisen käyttöliittymän kehittäminen tähän tarkoitukseen on hankalaa, ja tässä vaiheessa joudutaan tyytymään yleiseen ohjeistukseen. Edellä mainitussa VEMALA-projektissa (Vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosan kehittämishanke) SYKEN vesistömalliin lisätään kuormituksen ja ravinnepitoisuuden laskentaosio. Tällä työkalulla on mahdollista ainakin karkeasti simuloida kuormituspaineet monimutkaisessakin ympäristössä kullekin järvelle sekä mallintaa myös veden ravinnepitoisuudet valuma-alueen eri osissa. Kehitystyön ensimmäisiä tuloksia on esitetty ympäristöhallinnon sisäisessä käytössä olevassa hakemistossa. Hakemistopolku on: <http://kk625.vyh.fi> > Ennusteet > Kehitteillä olevat ennusteet: *Vedenlaatulaskenta* > Malli V.5: Valitaan haluttu vesistöalue > *Järvikohtaiset tiedot* > *Valitaan järvi* > *Tee kuva*. Graafisena esityksenä voi tarkastella mm. järven tulo- ja lähtövirtaamaa, veden korkeutta, fosforipitoisuutta ja -kuormitusta, nettosedimentaatiota sekä sisäistä kuormitusta.

2.2.2

Biologisten tekijöiden nykytila ja luokittelu

Ympäristöhallinnon VEMU-tietojärjestelmän on luotu luokittelussa käytettäville muuttujille ja niiden luokittelulle tallennus- ja laskentapohjia. Järjestelmään kootaan luokitustiedot SYKEN ja RKTLn kokoaman ekologisen luokittelun ohjeen mukaisesti (tämän oppaan osa I). Vesimuodostumakohtaisen tila-arvioinnin tarpeita varten tulee laskennallisia luokitustuloksia tarkastella kriittisesti ja määrittää kunkin laatutekijän sekä kaikkien biologisten tekijöiden yhteenvetotietona biologisten tekijöiden mukainen arvioitu luokka ottaen huomioon mm. seuraavia tekijöitä:

- Havaintojen riittävyys, luotettavuus ja edustavuus.
- Mahdolliset trendit muuttujissa.
- Sellaiset biologiset muuttujat, joille ei ole esitetty luokkarajoja, mutta joita voidaan käyttää apuna ihmistoiminnan vaikutusten arvioin-

nissa (mm. kasviplanktonin indikaattorilajit, leväkukintojen toistuvuus, suvantojen pohjaeläimistö, perifyton-tulokset, muut kalastoa koskevat tiedot kuin Nordic-verkkosarjoilla tai sähkökalastuksella saadut).

- Tieto paineista.

Kun on tietoa useammasta biologisesta laatutekijästä, voivat ne joissakin tilanteissa antaa laskennalliseksi tulokseksi toisistaan poikkeavia tuloksia. On myös yleistä, että paikkakohtaisten luokitusten tuloksia ei voida yleistää koskemaan koko vesimuodostumaan. Siksi on tärkeää, että tietojärjestelmästä löytyy perustelut sille, mihin tietoihin päätös luokituksista perustuu. Perustelut tallennetaan VEMU-tietojärjestelmään lisätietoina ja perusteluina kohtaan *Luokittelu > Vesimuodostuman tilan luokittelu > Biologinen luokittelu*. Tarkempia perusteluja voidaan tallentaa myös Luokittelu-kohdassa valintapalkin "Biologiset tekijät" alla oleviin laatutekijäkohtaisiin lisätietoihin.

Mikäli arvioinnissa ei ole käytettävissä ympäristöhallinnon VEMU-järjestelmää, voidaan luokittelutiedot tallentaa edellä mainitun periaatteen mukaisesti liitetaulukon 1.1 kohtaan "Biologiset muuttujat" kunkin luokittelumuuttujan ja laatutekijän osalta. Tällöin sarakkeeseen "Tekijän arvo, pisteytys, koodi tai luokka" täytetään kunkin muuttujan kohdalle laskennallinen (L) ja arvioitu (A) luokka, esim. L/A pohjaeläinten tyyppilajeille Tyydyttävä/Hyvä. Kunkin laatutekijän osalta riville LUOKKA kirjataan vastaavasti laskennallinen ja arvioitu luokka. Näistä ensimmäinen on luokitteluhjeen (Osa I) mukainen laskennallinen ja vallitseva luokka, eli pisteytysten mediaani. Arviointitapa-sarakkeeseen kirjataan selkeät perustelut luokittelulle etenkin silloin kun laskennallinen ja arvioitu luokittelu poikkeavat toisistaan. Biologisten muuttujien lopussa riville "Laskennallinen luokka biologisten tekijöiden mukaan" kirjataan luokitteluhjeen (Osa I) mukaisesti laatutekijöiden ELS-pistearvojen mediaani. Kohdassa "Arvioitu luokka" esitetään koko vesimuodostuman yhdennettyyn arviointiin perustuva biologisten tekijöiden mukainen luokka.

Luokan määräytymisessä voidaan käyttää apuna liitteessä 5 esitettyä riskin luonnehdinnan periaatetta. Tarkoituksena on siis lisätä biologisen luokituksen luotettavuutta, ei vielä tehdä päätöstä ekologisesta luokittelusta tai muuta kokonaisvaltaista asiantuntija-arviota tilasta (ks. luku 2.3).

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden nykytila ja luokittelu

Luokittelumuuttujat. Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden tilasta kootaan erikseen tiedot ns. yleisistä olosuhteista (VPD: liite V, asetus vesienhoidon järjestämisestä: liite 1) sekä EU-tasolla ja kansallisesti määritellyistä prioriteettiaineista.

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden yleisiä olosuhteita kuvaavat vedenlaatumuuttujat lasketaan ekologisen luokittelun ohjeessa kuvatulla tavalla. Ensimmäisen vesienhoitosuunnitelmakauden tarkastelujaksona on käytetty vuosia 2000–2007, ellei ollut perusteltua syytä poiketa siitä (ks. tämän oppaan osa I). Liitetaulukossa 1.1 tiedot tallennetaan kokonaisravinteiden ja pH-minimin kohdalle tilaluokkana. HERTTAn VEMU-tietojärjestelmään tallennetaan luokittelumuuttujien tilaluokka sekä erikseen arvioitu luokka luokitteluohjeen (Osa I) mukaisesti. Arvioidun luokan määrittelyssä tulisi käyttää hyväksi myös seuraavassa esitellyjä lisämuuttujia. Liitetaulukon 1.1 on koottu keskeisimmiksi katsottuja lisämuuttujia. VEMU-tietojärjestelmässä on toistaiseksi mahdollisuus tallentaa lisätietoja järvien osalta näkösyvyydestä (yleiset olosuhteet) sekä hygieniaindikaattoreista ja ammonium-typestä (muut havaitut vedenlaatumuuttujat).

Lisämuuttujat. Varsinaisten luokittelumuuttujien lisäksi luokittelun tueksi on syytä tarkastella sellaisia muita alueelta mitattuja vedenlaatusuureita, joilla on oletettavasti merkitystä paineiden kuvaajina. Lisämuuttujatarkastelu tehdään vain niissä tapauksissa, että ko. muuttuja on relevantti alueen paineiden kannalta. Tällaiset suureet vaihtelevat tapauskohtaisesti. Niitä voivat olla esim. näkösyvyys, happi, ammonium-typpeä ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitraattityppi ($\text{NO}_3\text{-N}$), arseeni (As) ja rauta (Fe) sekä muut metallit, natrium (Na), kloridi (Cl^-), sulfaatti (SO_4^-), syanidi (CN^-), mineraaliöljyt, fenolit, sähkönjohtavuus sekä AOX (adsorbable organic halogens) ja hygienian indikaattoribakteerit.

Lisämuuttujia käytetään tukemaan varsinaisten luokittelumuuttujien ja painetarkastelun avulla tehtävää arviointia. Näille suureille ei ole annettu vertailuarvoja tai luokkarajoja, vaan tarkastelu tehdään vertaamalla esim. kuormituslähteen ylä- ja alapuolista tilannetta. Lisäsuureille lasketaan tunnuslukuja, jotka kuvaavat parhaiten ko. paineen ajallista ja paikallista vaikutusta. Pääsääntöisesti

laskennassa käytetään järvien osalta päällysvedestä mitattuja pitoisuuksia. Poikkeuksena on esim. happitilanne ja jätevesien pohjanmyötäistä kulkeutumista kuvaavat tekijät kuten rauta ja sähkönjohtavuus. Näille lasketaan myös pohjanläheisen vesikerroksen tunnusluvut. Tunnuslukuina käytetään havaintojakson mediaaniarvoja, ellei ole perusteltua syytä poiketa tästä; esim. happitilanteille kerrostuneisuuskausien lopun mediaanit järvissä ja rannikkovesissä sekä alivirtaamakausten vastaavat arvot jokivesissä. Havaintojaksona käytetään samaa jaksoa kuin varsinaisilla vedenlaadun luokittelumuuttujilla ellei ole perusteltua syytä poiketa tästä. Syynä voi olla esim. jakson aikana tapahtunut merkittävät kuormitustason muutos.

Lisämuuttujatieto voidaan tarkasteluja varten pisteyttää asteikolla 0-4 suhteutettuna siihen, miten merkittävästi muuttujan tai muuttujaryhmän katsotaan osoittavan kuormituksen vaikutuksia (0=ei vaikutusta, 1=vähäinen vaikutus, 2=kohdalainen vaikutus, 3=suuri vaikutus, 4=vakava vaikutus tai 5=ei tietoa). Hygienian indikaattoribakteerien pisteytyksessä voidaan soveltaa yhdistelmää veden laadun käyttökelpoisuusluokituksen asteikosta ja uimavesidirektiivissä 2006/7/EY (luonnos uimavesiasetuksiksi sisältävät vastaavat arvot) esitetyistä raja-arvoista: (0=alle 10 kpl/100 ml, 1=alle 50 kpl/100 ml, 2=alle 100 kpl/100 ml, 3=yli 100 kpl/100 ml, mutta alle uimavesille asetetun huonon rajat ja 4=yli uimavesille asetetun huonon rajan). Muut tekijät voidaan pisteyttää asiantuntija-arvioon perustuen. Asiantuntija-arviossa on periaatteena suhteuttaa tarkastelujakson aikana havaittuja pitoisuuksia esim. ko. vesimuodostumassa eri aikakausina ja erilaisissa kuormitustilanteissa vallinneisiin pitoisuuksiin, vastaavanlaisen toiminnanharjoittajan muilla alueilla aiheuttamiin haittoihin, lupahakemuksissa määriteltyihin haitta-alueisiin jne.

Asiantuntija-arvion tukena käytettyjen lisämuuttujien tunnusluvut täytetään "Yleisluonnehdinta" taulukossa kohtaan "Vedenlaatu/Fys.kem. lisämuuttujat". Tietojärjestelmässä tiedot tallennetaan fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden tietoihin hygieniaindikaattoreiden ja ammonium-typen osalta kohtaan "Muut havaitut vedenlaatuvaikutukset" tai näkösyvyyden osalta kohtaan "Fys.kem. yleiset olosuhteet". Tietoja muista lisämuuttujista voidaan tallentaa kohtaan "Laatutekijän yhteenveito/lisätietoa".

Lisäsuureilla voi olla huomattavakin merkitys luokitustulokseen silloin, kun varsinaisten luokitelumuuuttujien aineisto on vähäistä tai antaa keskenään ristiriitaisia tuloksia tai poikkeaa merkittävästi painetarkastelun antamasta kuvasta.

Haitalliset aineet

Vesienhoitotyössä haitallisia aineita tarkastellaan sekä ekologisessa että kemiallisessa luokituksessa.

EU-tasolla on määritelty tietyt aineet prioriteettiaineiksi (haitalliset aineet) sekä vaarallisiksi prioriteettiaineiksi (vaaralliset aineet). Näille on asetettu koko yhteisön alueella noudatettavat ympäristölaatunormit, joiden perusteella luokitellaan kemiallinen tila. Yhteisötasoiset ympäristölaatunormit on annettu ympäristölaatunormidirektiivissä (direktiivi 2008/105/EY ympäristölaatunormeista vesipolitiikan alalla). Ympäristölaatunormidirektiivi saatetaan osaksi kansallista lainsäädäntöä asetuksella vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (VNA 1022/2006).

Lisäksi on tunnistettu kansallisesti haitallisia ja vaarallisia aineita ja määritetty näille ympäristölaatunormit. Asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (VNA 1022/2006) on toistaiseksi annettu ympäristölaatunormit kansallisella menettelyllä valituille haitallisille aineille sekä myöhemmin kumottavan ns. vaarallisten aineiden direktiivin (76/464/ETY) aineille. Osa jälkimmäisistä on myös yhteisön prioriteettiaineita.

Ensimmäisiä vesienhoitosuunnitelmia laadittaessa ei ympäristölaatunormidirektiiviä ollut vielä vahvistettu. Kemiallisen tilan arvioinnissa käytettiin ympäristölaatunormidirektiiviluonnoksessa

esitettyjä ympäristölaatunormeja (ks. luku 2.4). Laatunormeihin ei tullut muutoksia.

Pintavesien ekologisessa luokittelussa huomioidaan haitalliset aineet seuraavasti: jos haitallisen aineen pitoisuus ylittää kansallisesti asetetun ympäristölaatunormin voi vesistön ekologinen tila olla korkeintaan tyydyttävä. Kansallisten aineiden ympäristölaatunormien ylittyessä tyydyttävää heikompi tila määräytyy biologisten tekijöiden perusteella. Ympäristölaatunormidirektiiviluonnoksessa esitetyn EU-tason prioriteettiaineen ympäristölaatunormin ylittyminen ei sinänsä merkitse ekologisen tilan luokan heikkenemistä, vaan tilannetta tarkastellaan monipuolisesti ottaen huomioon mm. mahdolliset päästöt vesiin, aineiston luotettavuus ja riittävyys sekä biologisissa laatutekijöissä mahdollisesti näkyvät, haitallisista aineista johtuvat muutokset.

Haitallisten aineiden ympäristölaatunormit on esitetty liitteissä 4.1- 4.3.

Tiedot haitallisten aineiden esiintymisestä ympäristössä ovat varsin vähäiset ennen kuin uudistettu seurantaohjelma tuottaa lisää tuloksia. Arviot kemiallisesta ja ekologisesta tilasta joudutaan tekemään usein asiantuntija-arviona, ilman riittävää mittausaineistoa. On tärkeää, että luokitusperusteet dokumentoidaan selkeästi. HERTTAN VEMU-järjestelmän "Luokittelu"-kohdan "Haitalliset aineet" -osioon on tallennettu aineiden ympäristölaatunormit (aritmeettiset vuosikeskiarvot, enimmäispitoisuudet). Tässä kohdassa on myös esitetty lähinnä alustavina asiantuntija-arvoina tieto laatunormien ylittymisestä tai alittumisesta. "Lisätietoja"-kohtaan on lisäksi mahdollisuus tal-



lentaa tietoja muista havainnoista, kuten sedimentti- ja eliöpitoisuuksista.

Taustatietoja on mahdollista koota myös tarkemmin liitetaulukoihin 1.1 (Yleisluonnehdinta) ja 1.2 (Vesimuodostuman paine-vaikutus-tarkastelu). Taulukoihin voidaan luetteloida aineet tai aineryhmät, joita päästetään tai pääsee vesimuodostumaan. Aineet ryhmitellään sen mukaan, mitä tiedetään niiden pitoisuuksille asetettujen ympäristölaatunormien, ohjearvojen tai taustapitoisuustasojen ylittymisestä. Vesipitoisuuksien lisäksi tarkastellaan haitallisten aineiden esiintymistä sedimenteissä ja eliöstössä. Lisäksi ryhmittelyssä otetaan huomioon se, perustuuko tieto mittauksiin vai arvioihin (liite 1.3):

- Alittuu vedessä asiantuntija-arviona.
- Alittuu vedessä mittausten perusteella.
- Ylittyy vedessä asiantuntija-arviona.
- Ylittyy vedessä mittausten perustella.
- Rajatapaus.
- Ei tietoa.
- Alittuu asiantuntija-arviona, mutta sedimentissä/eliöissä korkeita pitoisuuksia.
- Alittuu mittausten perusteena, mutta sedimentissä/eliöissä korkeita pitoisuuksia.
- Ylittyy asiantuntija-arviona ja sedimentissä/eliöissä korkeita pitoisuuksia.
- Ylittyy mittausten perusteella ja sedimentissä/eliöissä korkeita pitoisuuksia.
- Rajatapaus ja sedimentissä/eliöstössä korkeita pitoisuuksia.

Pitoisuustietoa sedimentissä ja eliöstössä voidaan käyttää tukena, kun arvioidaan voiko haitallisilla aineilla olla vaikutusta biologisiin tekijöihin. Lisäksi ne antavat viitteitä esim. jätevesien vaikutuksesta alueella ja vaikutusalueen laajuudesta. Sedimentin ja eliöstön pitoisuuksien tarkastelu koskee erityisesti raskasmetalleja happamissa jokivesissä, ftalaaatteja eräissä yksittäisissä tapauksissa, TBT:tä satama- yms. alueiden sedimenteissä sekä elohopeaa kaloissa. Muita kuin lainsäädännössä mainittuja aineita ei ole lisätty VEMU:uun.

Vertailuarvoina arvioissa voidaan käyttää seuraavia:

- TBT sedimentissä 200 µg/kg (kuivapaino) (Ympäristöministeriö 2004)
- Elohopea sedimentissä 1 mg/kg (Ympäristöministeriö 2004)
- Elohopea kalassa: hauki 1 mg/kg (tuorepaino), muut lajit 0,5 mg/kg (Elohopean enimmäispi-

toisuus elintarvikkeena käytettävässä kalassa. Asetus EY 466/2001).

- Jokivesissä eliöstön tausta-arvojen ja pitoisuustasojen arvioinnissa voidaan metallien osalta käyttää esim. vesisammalille esitettyä luokitusta (Vuori 2002).

Myös haitallisten aineiden aiheuttamat toksisuushaitat on syytä ottaa huomioon. Tiedot kootaan eri haittatyypeistä ja ne koodataan seuraavasti:

- K=kalakuolemat,
- EK=kalojen epämuodostumat,
- EP=pohjaeläinten epämuodostumat,
- AT=havaittu akuutti toksisuus (in situ tai ympäristönäytteestä laboratoriossa mitattu, ilmoita mikä toksisuustesti),
- KT=havaittu krooninen toksisuus (ilmoita mikä).

Tällaisia toksisuushaittoja on jonkin verran selvitetty kuormitetuilla alueilla velvoitetarkkailuissa tai tutkimushankkeissa. Esim. pohjaeläinten epämuodostumista on julkaistua tutkimustietoa (mm. Honkanen 1999; Vuori 2002; Vuori ja Kukkonen 2002; Vuori ym. 2009).

Vesien tilan yleisluonnehdintaa varten tarkastellaan ylittävätkö/alittavatko pitoisuudet laatu- normit vai onko kyseessä lisäselvityksiä vaativa rajatapaus. Vastaavasti tarkastellaan yleisluonnehdintataulukossa yhteenvedonomaaisesti haitta- aineiden esiintyminen sedimentissä tai eliöstössä sekä mahdolliset ekotoksikologiset vaikutukset.

Pistemäisten päästölähteiden välittömään läheisyyteen voidaan rajata haitallisten aineiden sekoittumisvyöhykkeet, joita ei oteta huomioon kyseisen pintavesimuodostuman ympäristölaatu- normien mukaisuuden arvioinnissa. Sekoittumisvyöhykkeiden sijainti ja niiden määrittämisen perusteet tulee dokumentoida esim. tietojärjestelmään kohtaan lisätietoja. Sekoittumisvyöhykkeen rajaamista koskevia ohjeita voidaan tarkentaa, kun käsittelyssä oleva prioriteettinaidirektiivi astuu voimaan.

Tieto haitallisten aineiden esiintymisestä sedimenteissä tai eliöstössä sekä niiden aiheuttamista toksisuushaitoista viedään tietojärjestelmässä fysikaalis-kemiallisten tekijöiden nykytilan kokonaisarvion perusteluiksi tai/ja kemiallisen tilan "lisätieto ja perustelut" kohtaan.

Kokonaisarvio veden laadusta

Vedenlaatu- tietojen perusteella tehdään päätös fysikaalis-kemiallisten tekijöiden mukaisesta arvioidusta luokasta, jossa yhdistetään kaikkien

laatutekijöiden antama tieto veden tilasta. Las-kettujen tunnuslukujen lisäksi tarkastellaan mahdollisia muutossuuntia veden laadussa. Mikäli eri laatutekijät luokittuvat eri tavoin, painotetaan vesimuodostuman pääasiallista painetta kuvaavaa tekijää. Esim. ravinnekuormituksen kyseessä ollessa painotetaan kokonaisfosforituloksia, koska fosfori varsinkin sisävesillä on tärkein biomassan kasvua säätelevä tekijä, kun taas kokonaistypen pitoisuusvaihtelujen yhteys rehevöitymiseen on vaikeammin hallittavissa. Lisämuuttujia ja haitallisten aineiden esiintymistä käytetään apuna muodostamaan kokonaiskuvaa ihmistoiminnan vaikutuksesta veden laatuun. Lisäksi tarkastellaan paineita, aineiston riittävyyttä, luotettavuutta ja edustavuutta.

2.2.4

Hydrologis-morfologisten tekijöiden nykytila ja luokittelu

Alueellisissa ympäristökeskuksissa tehtiin vuosina 2004–2005 alustavaa arviointia jokien ja järvien hydrologis-morfologisesta muuttuneisuudesta. Siinä kirjattiin mm. tiedot vuosisäännöstelyn, lyhytaikaisäännöstelyn, vedenoton, patojen, perkausten, pengerrysten, rantaviivan ja uomien muutosten esiintymisestä. Tämän perusteella muodostettiin kokonaisarvio, jossa erotettiin pintavedet, joissa: "muutoksilla ei ole käytännön vaikutusta", "muutokset ovat vaikutuksiltaan vähäisiä" ja "muutokset ovat vaikutuksiltaan vähäistä suurempia". Tarkasteluja päivitetään vesienhoitotyötä varten käyttäen tässä oppaassa kuvattavia hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arviointikriteereitä. Alustavan arvioinnin avulla vähennetään yksityiskohtaisemmin arvioitavien pintavesien määrää tunnistamalla ne pintavedet, joissa hydrologis-morfologisten muutosten kokonaisvaikutus ekologiseen tilaan on merkitykseltään niin vähäinen, ettei yksityiskohtaisempaa arviointia tarvita.

HERTTAn VEMU-järjestelmään on luotu tallennuspohja hydrologis-morfologista (HyMo) muuttuneisuutta mittaavien tekijöiden tietojen tallentamista varten. Muuttuneisuuden luokittelu perustuu muuttujakohtaisiin pisteytyksiin ja niiden kokonaispistearvoihin. Luokittelulle esitetyt kriteerit perustuvat voimakkaasti muutettujen ja keinotekoisien pintavesien vesienhoidon T&K-hankkeiden tutkimustuloksiin (mm. Hellsten ym. 2005), toimenpideohjelmien laatimista opastavan -projektin yhteydessä koottuihin asiantuntija-arvi-



Keravanjoen koski Tikkurilassa (Raili Malinen)

oihin sekä keinotekoisia ja voimakkaasti muutettuja vesiä käsitelleen jaoksen loppuraporttiin (Ympäristöministeriö 2006). Ensimmäisen vaiheen tuloksille ei ole tallennuspaikkaa VEMU-järjestelmässä. Vain yksityiskohtaisemmin arvioitavien pintavesien HyMo-tila tallennetaan tietojärjestelmään.

Pisteytyksiä ja muuttuneisuusluokitusta tehtäessä on huomioitava, että tutkimustieto arvioinnissa käytettyjen muuttujien ominaisuuksista ja suhteesta vesien ekologiseen tilaan on toistaiseksi vähäistä. Näin ollen ohjeistuksessa esitetyt luokittelukriteerit on nähtävä viitteellisinä ja *niitä tulee soveltaa tapauskohtaisesti sen perusteella kuinka ääreviä, ekologisilta vaikutuksiltaan haitallisia hydrologis-morfologisia muutoksia todellisuudessa tiedetään tapahtuneen*. Taulukoissa esitetyt kriteerit perustuvat lähinnä suurten rakennettujen jokien ja säännösteltyjen järvien selvityksiin.

Jokien hydrologis-morfologisten muutosten arviointi perustuu taulukossa 2 esitettyihin muuttujiin ja niiden pisteytykseen. Pisteytys tehdään paineteki-jöittäin hydrologialle (lyhytaikaisäännöstely, muutos kevään ylivirtaamassa ja kriittisten alivirtaamien yleisyys), esteettömyydelle (padot ym. nousuesteenä toimivat rakenteet) sekä morfologialle (rantaviivan/uoman rakentaminen/muutos ja allastuminen eli

Taulukko 2. Jokien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arviointiasteikko. Prosenttiluvut ovat viitteellisiä ja vaativat tapauskohtaista harkintaa.

	1. Patojen ja muiden rakenteiden aiheuttamat nousuesteet	2. Allastuminen (rakennettu putouskorkeus, %)	3. Rakennettu osuus (% rantaviivan tai uoman kokonaispituudesta) (peratut, pengerrytyt, suojatut, uudet omat ja kuivat omat) ja rakentamisen vaikutukset vedenalaisiin habitaatteihin.	4. Lyhytaikais-säännöstelyn voimakkuus ¹⁾ (HQ-NQ)/MQ normaalissa vesitilanteessa	5. Muutos kevään ylivirtaamassa (%) tai kriittisten alivirtaamatilanteiden yleisyys
Erittäin suuri (4 pist.)	Täysin suljettu ³⁾ (90–100 %)	Yli 50	Yli 50, Muutos aiheuttanut alkuperäisten vedenalaisten habitaattien (mm. kosket) tuhoutumisen tai voimakkaan laadullisen heikkenemisen	Tapauskohtainen arviointi ²⁾	Yli 75
Suuri (3 pist.)	50–90 % suljettuna	30–50	30–50, Alkuperäiset vedenalaiset habitaatit suurelta osin tuhoutuneet/ laadullisesti voimakkaasti heikentyneet	Tapauskohtainen arviointi ²⁾	50–75
Melko suuri (2 pist.)	25–50 % suljettuna	15–30	15–30, Alkuperäisistä vedenalaisista habitaateista korkeintaan kolmannes tuhoutunut/ laadullisesti heikentynyt	Tapauskohtainen arviointi ²⁾	25–50
Vähäinen (1 pist.)	10–25 % suljettuna	5–15	5–15, Alkuperäisissä habitaateissa vähäistä laadullista heikkenemistä	Tapauskohtainen arviointi ²⁾	10–25
Ei lainkaan (0 pist.)	Alle 10 %	Alle 5	Alle 5, Alkuperäiset habitaatit	Tapauskohtainen arviointi ²⁾	Alle 10

¹⁾ Lyhytaikais-säännöstely käsittää viikko- ja vuorokausisäännöstelyn. HQ-NQ voidaan laskea viikon aikajaksolta.

²⁾ Otetaan huomioon vaikutukset alapuolisen vesistön vedenkorkeuksiin.

³⁾ Lyhytaikaista nousumahdollisuutta lukuun ottamatta. Arvioidaan tarvittaessa eri virtaamatilanteissa.

Taulukko 3. Järvien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arviointiasteikko. Prosenttiluvut ovat viitteellisiä ja vaativat tapauskohtaista harkintaa.

	1. Keskimääräisen talvialeneman ¹⁾ (m)	2. Keskimääräisen talvialeneman suhde keskisyvyyteen / vesipinta-alan muutos (%) ²⁾	3. Lasku (m) ³⁾ ja nosto ⁴⁾ Keskisyvyys nyt < 1,2 m > 1,2 m		4. Muutetun/Rakennetun rantaviivan osuus järven rantaviivan kokonaispituudesta (%)	5. Siltojen ja penkereiden vaikutus	6. Vaellusesteet ⁵⁾
Erittäin suuri (4 pist.)	> 3,0	> 50	> 1	> 1,5	> 50	Tapauskohtainen arviointi	Kalojen vaellus täysin estynyt
Suuri (3 pist.)	> 1,5–3	> 30–50	> 30–50	> 30–50	> 20–50	Tapauskohtainen arviointi	Kalojen vaellus lähes täysin estynyt
Melko suuri (2 pist.)	> 1,0–1,5	> 10–30	> 0,1–0,5	> 0,5–1	10–20	Tapauskohtainen arviointi	Kalojen vaellus osin estynyt tai vain jotkut kalat esim. lohi ja taimen voivat vaeltaa
Vähäinen (1 pist.)	0,5–1,0	< 10	< 0,1	< 0,5	< 10	Tapauskohtainen arviointi	Vain joidenkin lajien vaellukset ovat estyneet
Ei lainkaan (0 pist.)	< 0,5	0	0	0	< 5	Tapauskohtainen arviointi	Kaikki kalat ja muut vesieliot voivat vaeltaa

¹⁾ Jäätymispäivän vedenkorkeudesta vähennetään jääpeitteisen kauden alin vedenkorkeus. Lasketaan keskiarvo esim. vuosilta 1995–2005. Vaikutusten arvioinnin pisteytyksessä otetaan huomioon vain jos tekijää 2 ei huomioida

²⁾ Molemmat tekijät arvioidaan. Vaikutusten arvioinnin pisteytyksessä otetaan huomioon vain jos tekijää 1 ei huomioida.

³⁾ Vähintään vuoden 1970 jälkeen lasketut järvet otetaan huomioon. Tapauskohtaisesti arvioidaan tarve tarkastella myös vanhempia järven laskuja.

⁴⁾ Tekojärvien kohdalla arviointiperusteena on veden nosto kuivalle maalle. Muutosten suuruus on kaikilla tekojärvilla erittäin suuri (4 pistettä).

⁵⁾ Arvioidaan tarvittaessa eri virtaamatilanteissa. Pisteytyksessä voidaan ottaa huomioon myös se, kuinka suuri vaikutus vaellusesteellä on kalaston tilaan.

Taulukko 4. Järvien ja jokien muuttuneisuusluokan määräytyminen hydrologis-morfologisten muutosten kokonaispisteiden perusteella. Raja-arvot ovat viitteellisiä ja tarkentuvat testausten perusteella.

Muutospisteet	Hydrologis-morfologisen tilan muutos	Muuttuneisuus-luokka
0–2	Erittäin vähäinen	0 erinomainen
3–5	Vähäinen	1 hyvä
6–7	Melko suuri	2 tyydyttävä
8–9	Suuri	3 välttävä
10–	Erittäin suuri	4 huono

rakennettu putouskorkeus). Muuttuneisuusluokka määräytyy laskennallisesti taulukossa 4 esitettyjen raja-arvojen perusteella.

Järvissä kootaan vastaavasti tietojärjestelmään taulukossa 3 esitettyjen muuttujien tiedot ja pisteytykset esteettömyydelle (padot ym. nousuesteet), morfologialle (rantaviivan rakentamisaste, järven lasku, siltojen ja penkereiden vaikutus) ja hydrologialle (vedenpinnan talvialenema tai sen suhde järven keskisyvyyteen). Muuttuneisuusluokka määräytyy laskennallisesti taulukossa 4 esitettyjen raja-arvojen perusteella.

Hydrologis-morfologisesti erinomaiseen tilaan määritetään ne joet ja järvet, joissa on enintään vähäisiä muutoksia hydrologis-morfologisessa tilassa. Erinomaisessa tilassa yhdenkään tekijän muutos ei saa olla yhtä pistettä suurempi. Tyydyttävään tai sitä huonompaan hydrologis-morfologiseen tilaan määritetään ne joet ja järvet, joissa vähintään yhden kriteerin suhteen muutoksen on arvioitu olevan suuri tai hydrologis-morfologisten muutosten summa on vähintään 6 pistettä.

Rannikkovesissä kootaan vastaavasti tietojärjestelmään taulukossa 5 esitettyjen muuttujien tiedot ja pisteytykset esteettömyydelle (luontainen yhteys mereen) ja morfologialle (rantaviivan rakentamisaste, muutetun alueen pinta-ala, siltojen ja penkereiden vaikutus). Muuttuneisuusluokka määräytyy

laskennallisesti taulukossa 6 esitettyjen raja-arvojen perusteella.

Rannikkovesissä arvioidaan ensin karkeasti, onko tarkasteltavassa vesimuodostumassa sellaista merkittävää rakenteellista tilaa muuttanutta toimintaa, jonka vaikutusalue on yli 50 % koko vesimuodostuman pinta-alasta. Yksityiskohtaisemmassa tarkastelussa keskitytään vain niihin rannikkovesiin, joissa on havaittu merkittäviä muutoksia. Esimerkiksi yksittäisten kiinteistöjen tekemiä pienimuotoisia ruoppauksia ei tarkastella, ellei niiden yhteisvaikutus ole vesimuodostumassa niin suuri, että sillä voidaan arvioida olevan laaja-alaista kielteistä vaikutusta vesistön tilaan.

Hydrologis-morfologisesti erinomaiseen tilaan määritetään ne rannikkovedet, joissa on enintään vähäisiä muutoksia hydrologis-morfologisessa tilassa. Erinomaisessa tilassa yhdenkään tekijän muutos ei saa olla yhtä pistettä suurempi. Tyydyttävään tai sitä huonompaan hydrologis-morfologiseen tilaan määritetään rannikkovedet, joissa vähintään yhden kriteerin suhteen muutoksen on arvioitu olevan suuri tai hydrologis-morfologisten muutosten summa on vähintään 6 pistettä. Näissä rannikkovesissä voi olla suuria muutoksia, mutta on mahdollista, että ainakin osa tähän ryhmään kuuluvista vesimuodostumista voi saavuttaa hyvälle ekologiselle tilalle asetettavat tavoitteet erilaisilla tilaa parantavilla toimenpiteillä.

Taulukko 5. Rannikkovesien hydrologis-morfologisen muuttuneisuuden arviointiasteikko. Prosenttiasteikot ovat viitteellisiä ja vaativat tapauskohtaista harkintaa.

	1. Muutetun/rakennetun rantaviivan osuus rantaviivan kokonaispituudesta (%)	2. Muutetun alueen pinta-ala (satama-alueet, ruoppaus- ja läjitysalueet, laivavälät) (%)	3. Siltojen ja penkereiden vaikutusalue	4. Luontainen yhteys mereen / padotut merenlahdet
Erittäin suuri (4 pist.)	> 50	> 5	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen katkennut
Suuri (3 pist.)	> 20–50	> 2–5	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen merkittävästi heikentynyt
Melko suuri (2 pist.)	10–20	1–2	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen heikentynyt
Vähäinen (1 pist.)	< 10	< 1	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen hieman heikentynyt
Ei lainkaan (0 pist.)	< 5	0	Tapauskohtainen arviointi	Luontainen yhteys mereen

Taulukko 6. Rannikkovesien muuttuneisuusluokan määräytyminen hydrologis-morfologisten muutosten kokonaispisteiden perusteella. Raja-arvot ovat viitteellisiä ja tarkentuvat testausten perusteella.

Muutospisteet	Hydrologis-morfologisen tilan muutos	Muuttuneisuusluokka
0–1	Ei lainkaan	0 erinomainen
2–3	Vähäinen	1 hyvä
4–5	Melko suuri	2 tyydyttävä
6–8	Suuri	3 välttävä
9–	Erittäin suuri	4 huono

Keinotekoiseksi tai voimakkaasti muutetuksi nimeäminen hydrologis-morfologisilla kriteereillä

Vesimuodostuma nimetään keinotekoiseksi tai voimakkaasti muutetuksi vesienhoitolain 22 §:n perustein. Ensimmäisellä suunnitelmakaudella pintavesi voidaan nimetä keinotekoiseksi tai voimakkaasti muutetuksi vesimuodostumaksi myös suoraan hydrologis-morfologisilla kriteereillä. Voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien nimeämisessä ja ekologisen tilan arvioinnissa tarkastellaan erityisesti niitä vesistön olosuhteisiin tai rakenteisiin tehtyjä muutoksia, jotka olennaisesti muuttavat häiriintymättömissä olosuhteissa vallinneita, eliöiden lisääntymiselle ja luontaisille elinkierroille välttämättömiä elinympäristöjä.

Keinotekoiseksi vesimuodostumaksi voidaan nimetä:

1. kanava, joka on rakennettu maalle; tai
2. tekojärvi, joka on rakennettu siten, että yli puolet sen pinta-alasta on muodostunut maalle.

Voimakkaasti muutetuksi vesimuodostumaksi voidaan nimetä vesimuodostumat, joissa jokin seuraavista ehdoista toteutuu:

1. joki tai sen osa, josta on muutettu patoamalla, perkaamalla, pengertämällä tai siirtämällä yhteensä vähintään puolet sen pituudesta tai jonka luontaisesta putouskorkeudesta on padottu tai rakennettu vähintään puolet;
2. järvi, jota säännöstellään siten, että talven aikainen vedenpinnan alenema on yli 3 m tai vähintään puolet järven keskisyvyydestä tai jonka säännöstely pienentää vesipinta-alan vähintään puoleen; tai
3. rannikkovesi, joka on padottu niin, että luontainen yhteys meriveteen on katkennut.

Vaikka mikään edellä kuvatuista ns. suorista nimeämiskriteereistä ei täytyisi, voi vesimuodostumaan kohdistuvilla hydrologis-morfologisilla muutoksilla yhdessä olla niin suuria vaikutuksia, ettei hyvää ekologista tilaa ole mahdollista saavuttaa. Voimakkaasti muutetuksi on mahdollista nimetä myös sellaiset vesimuodostumat, joissa hydrologis-morfologiset muutospiisteet ovat järvissä ja joissa vähintään 10 ja rannikkovesissä vähintään 9, ks. taulukot 4 ja 6. Voimakkaasti muutetuksi on mahdollista nimetä myös kohteet, joissa kahden arviointitekijän osalta muutos on vähintään suuri (3 pistettä tai enemmän, ks. taulukot 2, 3 ja 5). Tätä menettelyä tulisi kuitenkin käyttää vain poikkeustapauksissa.

Suorien nimeämiskriteerien täytyminen ei kaikissa tapauksissa ole riittävä peruste voimakkaasti muutetuksi nimeämiselle. Esimerkiksi jokivesistöissä, jota on vuosikymmeniä sitten perattu tai ruopattu yli puolet kokonaispituudesta voi olla mahdollista saavuttaa hyvä tila kunnostustoimenpiteillä aiheuttamatta merkittävää haittaa vesistön tärkeälle käytölle. Rajatapauksissa tai kiistanalaisissa tilanteissa suositellaan, että vesimuodostumaa ei nimetä voimakkaasti muutetuksi.

2.3

Yhdennettyyn tarkasteluun perustuva kokonaisarvio ja riskin luonnehdinta

HERTTAn VEMU-osajärjestelmään on luotu tallennuspohja vesimuodostuman tilan luokittelulle. Kohdassa "Luokituksen taso" ilmoitetaan luokittelukategoria (0=ei luokittelua, 1=vedenlaatuluokitus, 2=suppeaan aineistoon perustuva, 3=laajaan aineistoon perustuva luokitus, 4=arvio muiden vesimuodostumien perusteella). Kriteerit on esitetty oppaan osan I luvussa "Luokittelun käytännön toteuttaminen ja luokittelutasot". Mikäli ympäristöhallinnon tietojärjestelmää ei ole arvioinnin tekijän käytettävissä, voidaan luokituksen taso ilmoittaa liitetaulukon 1.1 kohdassa "Ekologisen tilan luokka", sarakkeessa "Arviointitapa".

Varsinaista ekologista luokitusta (kohdat 2 ja 3, aineistojen laajuudesta riippuen myös kohta 4 edellä) tai muuta asiantuntija-arviota tilasta (kohdat 1 ja 4 edellä) tarkasteltaessa on otettava huomioon, että käytännössä tiedot paineista ja ekologisen tilan luokasta voivat olla keskenään ristiriidassa. Tällöin on erityisen tärkeää arvioida sekä luokittelun uskottavuutta että vesistöön kohdistuvan kuormituksen ja muuttavan toiminnan laatua ja määrää. Tätä arviointia on syytä tehdä jo kunkin biologisen tekijän laskennallisia luokitustuloksia tarkasteltaessa (osa I, luku 1). Vesimuodostuman tilan kokonaisarviota harkittaessa kerrataan vielä kaikki tiedot (Kuva 1) ja arvioidaan miten luotettavia, edustavia ja uskottavia luokittelutulokset ovat koko vesimuodostuman kannalta. Päätös ekologisen tilan luokittelusta tallennetaan VEMU-tietojärjestelmään tai liitteen 1.1 kohtaan "Ekologisen tilan luokka".

Tilaluokan kokonaisarvion määräytymisen tukena voidaan käyttää liitteen 5 mukaista luokitte-

lutulosten ja paineiden ristiintaulukointia ja riskien luonnehdintaa (sovellusesimerkki mm. Johnston ym. 2002). Vesimuodostuman tilan kokonaisarvio on enintään tyydyttävä silloin kun riski arvioidaan kohtalaiseksi ja enintään välttävä silloin, kun riski arvioidaan suureksi. Riskin luonnehdinnassa otetaan huomioon monipuolisesti kaikki vesien eliöyhteisöihin vaikuttavat paineet. Esim. haitallisten aineiden esiintymisen todennäköisyyttä arvioidessa otetaan huomioon sekä kansallisesti määritellyt että EU-tason haitalliset aineet; niiden pitoisuudet sekä mahdolliset ekotoksikologiset vaikutukset. Kokonaisarvion perustana olevat tiedot tallennetaan tietojärjestelmässä kohtaan lisätiedot tai liitetaulukossa 1.1 sarakkeeseen "Arviointitapa".

On huomattava, että pelkkä asiantuntija-arvio ei pääsääntöisesti ole riittävä peruste ekologisen luokan määrittämiseksi. Mikäli käytettävissä on tietoja pelkästään vedenlaadusta, suositellaan luokituksen tasoksi ilmoitettavan 1 (vedenlaatu-luokitus). Joissakin tapauksissa limnologisilta ja hydrologisilta ominaisuuksiltaan sekä paineiltaan hyvin samankaltaisia vesiä voi olla kuitenkin (hyvin perusteltuna) mahdollisuus ryhmitellä siten, että vesimuodostuman todennäköistä tilaa voidaan biologisten tietojen puuttuessaakin pyrkiä päättelemään hyvin seurattujen vastaavankaltaisten tai lähekkäisten vesimuodostumien tulosten perusteella (taso 4). Päätelyn tulee tällöin perustua systemaattiseen ja laajaan asiantuntijaharkintaan ja vesimuodostumien hyvään paikallistuntemukseen. Perustelut tulisi kirjata VEMUn lisätietoja kohtaan.

2.4

Kemiallinen tila

Yhteisön lainsäädännössä määritetyt haitallisten aineiden ympäristölaatu-normit määrittävät kemiallisen tilan. Ympäristölaatu-normit (luonnokset) on esitetty liitteessä 4.1 ja 4.3. EU-tason haitallisten aineiden ympäristölaatu-normeista ei vesienhoitosuunnitelmien laatimisvaiheessa ollut voimassa olevaa lainsäädäntöä. Alustavasti on käytetty ko. direktiiviluonnoksessa esitettyjä, vesifaasille annettuja raja-arvoja ja menettelyjä. Näiden ylittyessä voitiin alustavasti arvioida, että kemiallinen tila ei ole hyvä. Käytettyihin laatu-normeihin ei tullut

muutoksia ja ne on vahvistettu ympäristölaatu-normidirektiivissä (2008/105/EY).

Metallipitoisuudet ovat kemiallisessa luokittelussa vedestä mitattuja liukoisia pitoisuuksia. Muiden aineiden pitoisuudet ovat vedestä mitattuja kokonaispitoisuuksia.

VEMU-tietojärjestelmään on tallennettu arvio vesimuodostumien kemiallisesta tilasta ympäristölaatu-normien ylittymisen/alittumisen perusteella (Luokittelu: vesimuodostuman kemiallinen tila). Kyseisessä kohdassa on esitetty päätös kemiallisesta tilasta raja-arvotarkastelun ja asiantuntija-arvion perusteella. Siihen tallennetaan myös tieto kemiallisen tilan luokittelun tasosta seuraavasti:

0 = Ei luokittelua

1 = Asiantuntija-arvio

2 = Mittauksiin perustuva luokittelu, suppea aineisto

3 = Mittauksiin perustuva luokittelu, laaja aineisto

4 = Arvioidaan muiden vesimuodostumien perusteella

Laajalla aineistolla tarkoitetaan vähintään 12 mittausta vuoden ajalta. Suppea aineisto on tätä vähäisempi aineisto. Muiden vesimuodostumien perusteella arviointi voidaan tehdä esim. tilanteissa, joissa yläpuolisen/viereisen vesimuodostuman mittaustietojen voidaan mm. virtausolojen ja/tai kulkeutumismallien perusteella olettaa edustavan hyvin myös tarkasteltavan vesimuodostuman pitoisuustasoa. Perusteltu kirjataan kohtaan "Lisätieto, perustelut". Vastaavat tiedot voidaan kirjata liitetaulukon 1.1 kohtaan "Kemiallisen tilan luokka", sarakkeeseen "Arviointitapa".





3 Yksityiskohtainen vaikutusten arviointi toimenpiteiden suunnittelua varten

Niissä pintavesissä, joissa ekologinen tai kemiallinen tila on arvioitu hyvää heikommaksi, edetään yksityiskohtaisempaan arviointiin eri paineiden vaikutuksesta biologisiin, fysikaalis-kemiallisiin ja hydro-morfologisiin tekijöihin. Tavoitteena on arvioida eri painetekijöiden suhteellista merkitystä vedenlaatuun, biologisiin tekijöihin sekä hydrologisiin ja morfologisiin tekijöihin. Apuna voidaan käyttää liitetaulukon 1.2 "Vesimuodostuman paine-vaikutustarkastelu" koottua matriisia. Tietoja käytetään edelleen toimenpiteiden kohdentamisessa ja suunnittelussa. Matriisitarkastelua voidaan käyttää myös eri toimenpidevaihtoehtojen vaikutavuuden arvioinnissa.

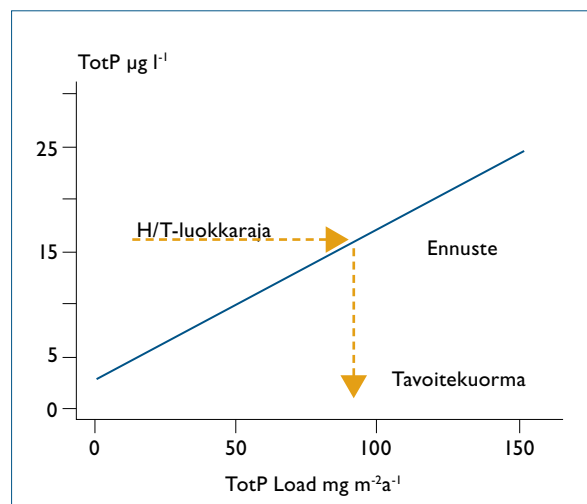
Matriisin täyttöä helpottaa, mikäli keskitytään pelkästään suurimpiin vaikutuksiin ja sellaisiin muuttujiin, joiden arviointiin on olemassa riittävästi taustatietoja ja asiantuntemusta. Hajakuormituksen ja pistekuormituksen vaikutusarviointi kohdistuu erityisesti fysikaalis-kemiallisiin laatu-tekijöihin, kun taas esteettömyyden, morfologian ja hydrologian paineiden vaikutusarviointi kohdistuu lähinnä hydromorfologisiin laatu-tekijöihin. Jälkimmäisten osalta on kuitenkin syytä huomioida säännöstelyn ja rakentamisen aiheuttamien vedenlaatumuutosten tutkimus- ja seurantatiedot.

Luvussa 2.2.4. on kuvattu hydrologis-morfologisten vaikutusten arviointikriteerit. Seuraavassa esitellään lyhyesti vedenlaatuvaikutusten ja niiden biologisten vasteiden arviointiin soveltuvia menetelmiä, joita voidaan käyttää apuna liitetaulukon 1.2 mukaisessa arvioinnissa. Monet menetelmät ovat vasta viime vuosina kehitettyjä, eikä niitä voitu laajassa mitassa hyödyntää vesienhoidon ensimmäisellä suunnittelukaudella.

3.1

Vaikutukset fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin

Vesienhoidon suunnittelussa on tärkeää arvioida erilaisten toimenpiteiden vedenlaatuvaikutukset ja mitoittaa toimenpiteet asetettujen vedenlaatuvaikoteiden mukaisesti (esim. hyvän ja tyydyttävän vedenlaatualueen raja). Toimenpiteiden yksilöinti ja mitoitus voidaan käynnistää etsimällä vedenlaadun ennustekäyrältä sellainen kuormituksen taso (tavoitekuorma), jolla päästään hyvään laatualueeseen (Kuva 2).



Kuva 2. Tavoitekuorman määrittäminen (nuolet) ennustekäyrän ja Hyvä/Tyydyttävä -luokkarajan (H/T) perusteella.

Vesistöjen luonnonolosuhteiden monimuotoisuus, sääolojen vaihtelu, käytössä olevan havaintoaineiston rajallisuus ja mallivirheet aiheuttavat epätarkkuutta vaikutusennusteisiin ja tavoitekuorman mitoitukseen. Jos *ennusteen epätarkkuutta* ei oteta tavoitekuormituksen mitoituksessa huomioon, ei hyvää tilaa ehkä saavuteta, tai jos saavutetaan, niin kustannukset ovat tarpeettoman suuret toimenpiteiden ylimitoituksen vuoksi. Tämän vuoksi tavoitekuormalle olisi hyvä määrittää mahdollisimman realistinen, H/T-rajaa sallittua ylitystodennäköisyyttä vastaava *turvamarginaali*, joka minimoi ali- ja ylimitoituksesta johtuvat kustannukset. Tähän päästään hankkimalla tilastollisesti edustava havaintoaineisto ja käyttämällä tilastollisia estimointimenetelmiä. Käytännössä lasketaan tällöin vedenlaatuennusteelle tilastollinen jakauma sekä sallittua ylitystodennäköisyyttä vastaava prosenttipiste ja tavoitekuorman turvamarginaali.

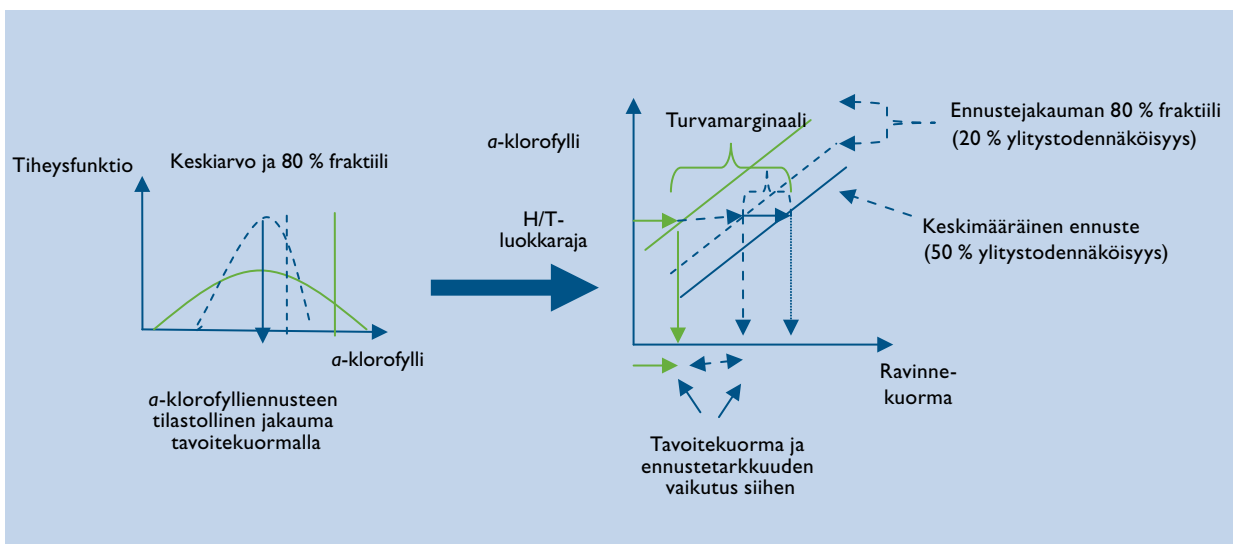
Kuvan 3 kaavioista nähdään kuinka ennustepitoisuus ja tavoitekuorman turvamarginaali pienenevät ennusteen tarkentuessa (kapea jakauma - katkoviiva). Mitoituksen realistisuuden kannalta oleellista on, että ennustejakauma perustuu tilastollisiin perusteisiin suunniteltuun vesistöseurantaan sekä riittävään ja asianmukaisesti satunnaistettuun havainto-otokseen.

Perinteisesti laskentaintensiivisiä, mekanistisia virtaus- ja vedenlaatumalleja on käytetty keskimääräisen vedenlaatuennusteen tekemiseen

(Kuva 2) ja tilastolliset päättelymenetelmät ovat olleet tutkimuksellinen väline pääasiassa kemiallisten ja biologisten syy-seuraussuhteiden selvittämiseen. Nykyisellään *tilastolliset laskentamenetelmät* mahdollistavat ennusteiden realistisen virhearvioinnin ja mitoitusten turvamarginaalien määrittelyn (Kuva 3, Malve 2007).

Joki- ja järvimalleja voidaan käyttää yhdessä huuhtouma-mallien kanssa kuormittavien tekiöiden ja kunnostustoimien vedenlaatuasteiden arvioimiseen ja vesistöalueiden hoitotoimenpiteiden mitoitukseen. Ensin joki- ja järvimalleilla lasketaan tavoitekuormat, joilla päästään hyvään laatuiluokkaan. Tämän jälkeen huuhtoumalleilla lasketaan, millä viljelymenetelmillä ja maankäytön rajoituksilla päästään tavoitekuormiin. Ohjeistusta ennustemallin valintaan löytyy mm. BMW-projektin River Basin Manager's Toolbox -nettisivulta (<http://www.rbm-toolbox.net/bmw/index.php>), johonka voi kirjautua käyttäjäksi. Esimerkiksi USA:n ympäristöministeriön, EPA:n (<http://www.epa.gov/waterscience/models/>), Delft Hydraulics'in (<http://www.wldelft.nl/soft/intro/index.html>), Danish Hydraulic Institut'in (<http://www.dhigroup.com/Software.aspx>) ja YVA Oy:n (<http://www.eia.fi/>) mallit ovat maailmalla yleisesti käytössä jokien ja järvien veden laadun ja tavoitekuormien laskennassa.

Jokimalleja käytetään vesistöalueiden hoidon suunnittelussa mm. valuma-alueelta tulevan ravinnekuormituksen ja joessa ilmenevien veden-



Kuva 3. Keskimääräistä (50 %) ja sallittua ylitystodennäköisyyttä (80 %) vastaavien tavoitekuormien erotus.

laatu- ym. vasteiden sekä järvioltaisiin tai rannikkoalueille kulkeutuvan ainevirtaaman laskentaan (Malve 1992). Laskettavat muuttujat ovat yleensä virtausnopeus, veden korkeus, kokonaisravinteet, liukoiset ravinteet, biologinen hapenkulutus, liuennot happi, a klorofylli, leväbiomassa, kiintoaine, sedimentin koostumus ja haitallisen aineen pitoisuus. Malleilla voidaan arvioida myös ruoppausten ja järjestelyiden vaikutuksia vedenlaatuun, virtauksiin ja vedenkorkeuksiin.

Jokimallit voidaan karkeasti jakaa tulppavirtausmalleihin ja dynaamisiin malleihin riippuen siitä, miten ne kuvaavat ajallista vaihtelua, tai 1D-, 2D- ja 3D-malleihin niiden tilallisen erotuskyvyn mukaan. Mekanististen mallien ohella käytetään myös tilastollisia aikasarja-malleja.

Tulppavirtausmallit kuvaavat vedenlaatua tasapainotilassa ts. virtaaman ja kuormituksen suhteen muuttumattomassa tilassa (esim. kuukauden keskiarvo). Koska ne ovat laskennallisesti helppoja toteuttaa ja koska vedenlaatu-äyhteitä otetaan niin harvoin, ettei todellista ajallista vaihtelua saada havaittua, on tasapaino-oletuksen soveltaminen usein perusteltua.

1D-jokimalli on useimmiten riittävä. 2D- ja 3D-malleja käytetään yleensä lähellä päästölähdettä tai pohjasedimentin kulkeutumista arvioitaessa.

Järvimalleilla voidaan laskea järveen pidättyvien ravinteiden yms. aineiden määrä ja valuma-alueelta tulevan kuormituksen vaikutus vedenlaatuun.

Monimutkaiset, mekanistiset mallit ovat laskennallisesti työläitä ja vaativat usein suhteellisen suuren havaintoaineiston, mistä johtuen niiden soveltamiseen ei aina ole vesistöalueiden hoidon suunnittelussa riittäviä resursseja. Sen sijaan esim. Vollenweider'in malliin perustuvien kuormitus-rehevyytaso-kuvien ja ravinteiden pidättymismallien laskennallinen toteutus ja malliparametrien ja -virheiden estimointi ei vaadi merkittäviä laskentaresursseja (Vollenweider 1975, 1976; Chapra 1975, 1997; Canfield & Bachmann 1981; Reckhow & Chapra 1983; Frisk 1989).

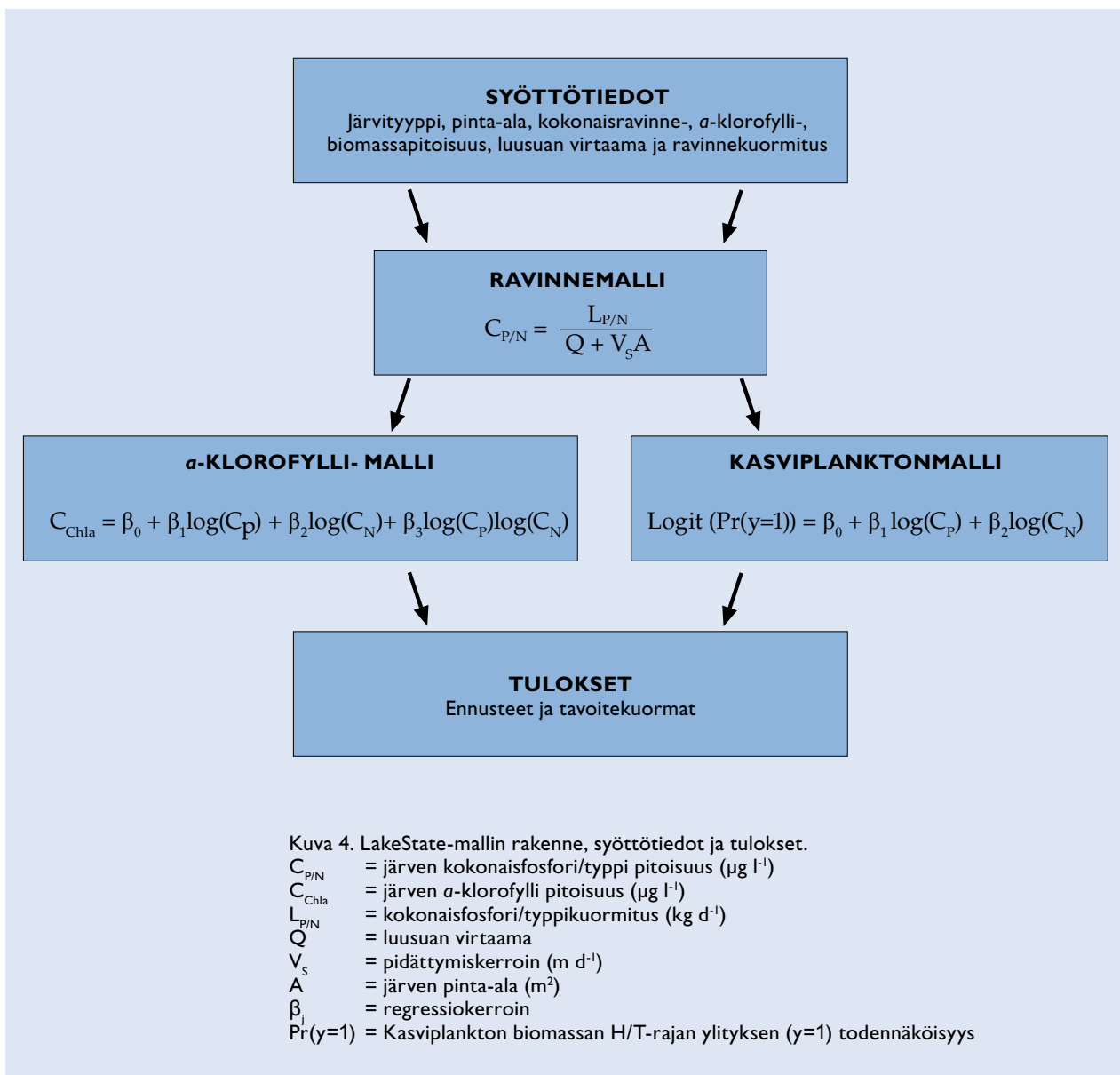
Kokonaisfosforin tavoitekuormituksen ensimmäinen, karkea arvio on helppo tehdä käyttäen Vollenweiderin kuormitus-rehevyytaso-kuvaajia, jotka perustuvat perinteiseen rehevöitymisluokitukseen (oligotrofinen, mesotrofinen ja eutrofinen). Myös Frisk'in tulppavirtausmallit (Frisk 1989) tarjoavat tehokkaan lähestymistavan järvien vedenlaadun laskentaan. Mekanistisia järvimalleja on runsaasti maailmalla. SYKEssä on otettu käyttöön

COHERENS -malli kolmiulotteiseen virtauslaskentaan ja ekologiseen mallintamiseen (www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Tutkimus > Hankkeet ja tulokset > 3D virtaus- ja ekologia-mallin kehittäminen Suomen vesistöihin). Mallin on kehittänyt belgialainen Management Unit for the Management of Mathematical Models for the North Sea (Luyten ym. 1999).

Seuraavassa käydään lyhyesti läpi peruselementit järvioltaan kokonaistypen ja -fosforin tavoitekuormitusten laskemiseen ns. LakeState-mallin LLR-työkalulla. Malli ottaa huomioon järviytyypin ja sen hyvä/tyydyttävä -luokkaraja-arvot ja kalibroi automaattisesti malliparametrit aineistoon ja käyttäjän antamiin arvoihin. Useasta erillisestä osasta koostuvan altaan vedenlaatu voidaan ennustaa samoilla menetelmillä, jos osien välinen vaihdunta tunnetaan. SYKE voi rajatussa määrin antaa asiantuntija-apua mallin soveltamisessa keskeisiin järvikohteisiin.

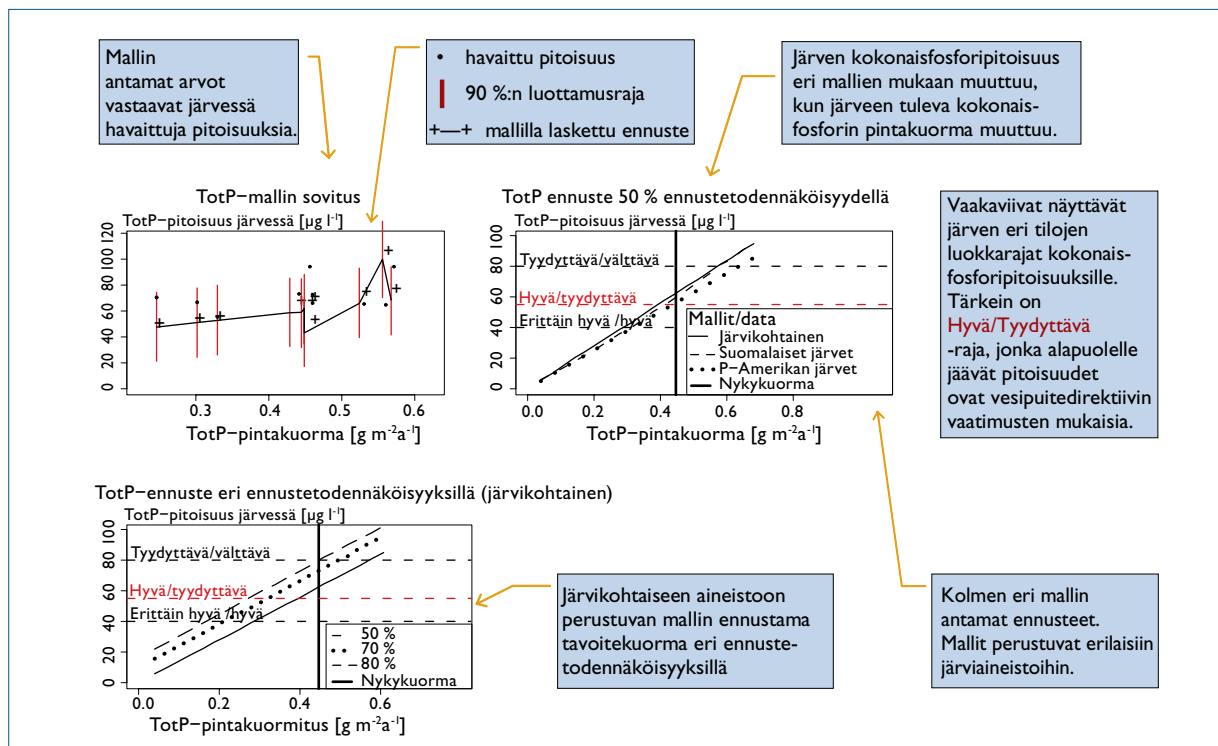
LakeState-malli koostuu kolmesta osamallista ts. ravinteiden pidättymismallista sekä *a*-klorofyllin (Malve & Qian 2006) ja kasviplankton biomassan regressiomalleista (Kuva 4). Kokonaisravinteiden pidättymismallilla voidaan ennustaa järven ravinnepitoisuudet kuormituksen ja virtaaman funktiona (Kuva 5). Tavoitekuormitus määritetään kokonaisravinteiden ennustekäyrältä hyvä/tyydyttävä- luokkarajan kohdalta. Malli kalibroitu automaattisesti syötettyjen kuormitusarvoja perusteella. Vaikka hajakuormitusta ei voida jokaisesta purosta mitata, olisi pitoisuudet ja virtaamat hyvä mitata ainakin muutamasta päätulojoesta ja arvioida puuttuva osuus ominaiskuormituskertoimien tms. perusteella Vihma-, VEPS- ja vesistömallijärjestelmät. Mitä suurempi osuus valuma-alueelta tulevasta kuormituksesta mitataan, sitä luotettavampi kuormitusarvio ja vedenlaatuennuste saadaan. *A*-klorofylli- ja kasviplanktonmallilla puolestaan voidaan ennustaa niiden pitoisuudet mitattujen tai ennustettujen kokonaisravinnepitoisuuksien perusteella (Kuva 6). Ravinteiden tavoitekuormat saadaan vastaavasti *a*-klorofyllin ja kasviplanktonbiomassan tasa-arvokäyriltä.

LakeState -mallikokonaisuus on toteutettu R- ja OpenBugs-ohjelmistoissa ja kalibroitu HERTTA-aineistoon. LLR- työkalu tarkempine ohjeistuksineen on aluksi käytössä SYKE:n Intranet:issä (Toiminta ja tulokset/Vesienhoito/Vesienhoidon suunnittelu ja yhteistyö), myöhemmin myös Internetissä.

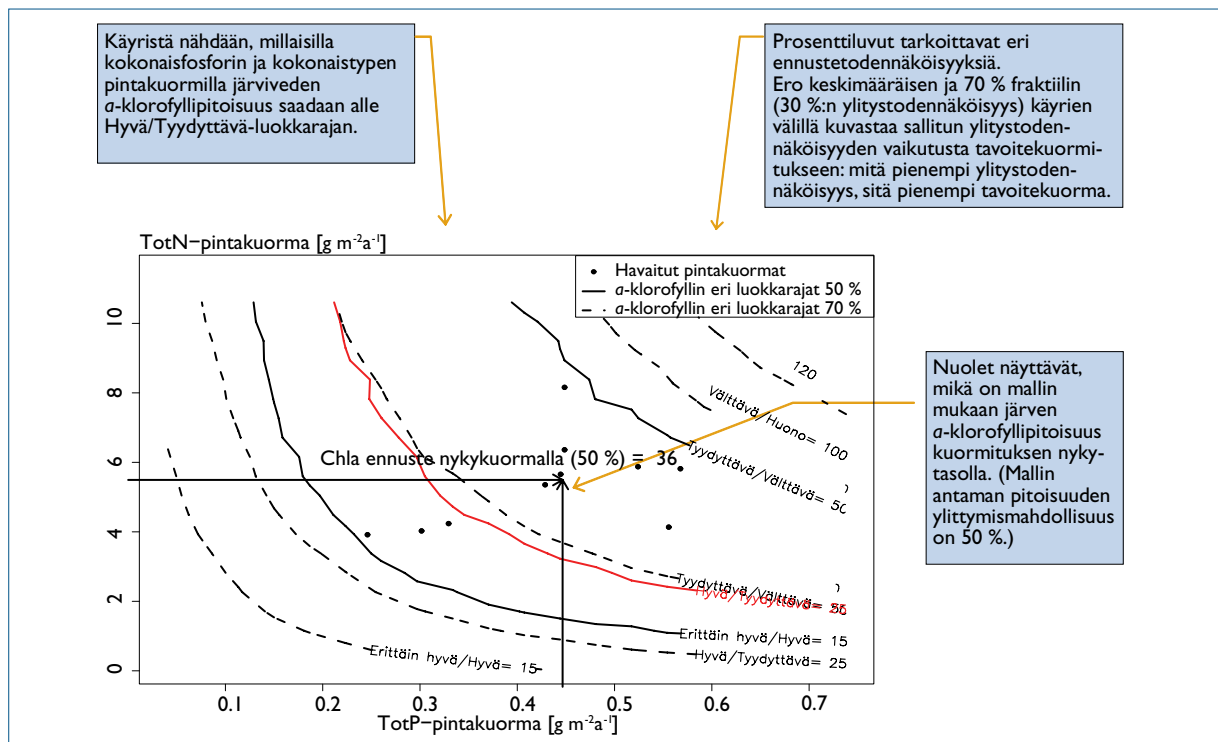


LakeState-mallin LLR-työkalussa on mahdollisuus laskea tavoitekuormituksia viidellä eri luokkarajayhdistelmällä:

1. fosforin H/T-luokkaraja (Kuva 5)
2. typen H/T-luokkaraja
3. sekä typen että fosforin H/T-luokkarajat
4. α -klorofylli H/T-luokkaraja (Kuva 6)
5. biomassan H/T-luokkaraja



Kuva 5. LLR-työkalun kokonaisfosforiennusteet ja tavoitekuorman määrittely. Ensimmäisessä paneelissa on ennustekäyrä ja havainnot. Toisessa paneelissa on ennusteet vaihtoehdoisilla pidättymismalleilla, luokkarajat (vaakaviivat) sekä nykykuormitus (pystyviiva). Ennusteen ja H/T -luokkarajan leikkauspisteen kohdalta voidaan nähdä tavoitekuormitus. Viimeisessä paneelissa on ennusteet erilaisilla ennustetodennäköisyyksillä (=fraktiili). Siitä nähdään, että mitä korkeampi ennustetodennäköisyys, sitä korkeampi ennustepitoisuus.



Kuva 6. LLR-työkalun α -klorofylliennuste ja tavoitekuorman määrittely. Tasa-arvokäyrät kuvaavat α -klorofylli-ennusteiden muutosta ravinnekuormitusten funktiona. Pisteet osoittavat havaittuja kuormituksen viipymäkeskiarvoja, nuolet niiden keskiarvoa vastaavaa kuormitusta. Käyrällä "Hyvä/tyydyttävä = 25" (yhtenäinen viiva) on suurimmat sallitut ravinnekuormitukset, joilla keskimäärin (50 % fraktiili) päästään klorofyllipitoisuuteen 25 $\mu\text{g l}^{-1}$.

LakeState-mallia voidaan käyttää paitsi hoitotoimien mitoitukseen (Pätynen 2009), myös seurannan suunnittelussa. Seurannan suunnittelua voidaan tehostaa etsimällä sellaiset havaintopaikat ja ajoitukset, jotka minimoivat ennusteiden virhevariassit eli maksimoivat ennustetarkkuuden, tai jotka sopivat mallin faktori -asetelmaan. Ennusteiden tarkkuushan riippuu olennaisesti, paitsi havaintojen määrästä, myös niiden ajoituksesta ja sijoituksesta kohtiin, joissa malli on herkin ko. havainnoille. Ennusteiden tarkentuessa myös ennusteet tarkentuvat ja tavoitekuormien yli- tai alimitoituksesta johtuvat kustannukset pienenevät. Yhdessä hoitotoimien mitoitus ja vesistöseuranta muodostavat iteratiivisen prosessin, jossa ennusteet tarkentuvat ja hoitotoimet tehostuvat hoitokemusten ja seurantatulosten karttuessa (Kuva 7).

3.2

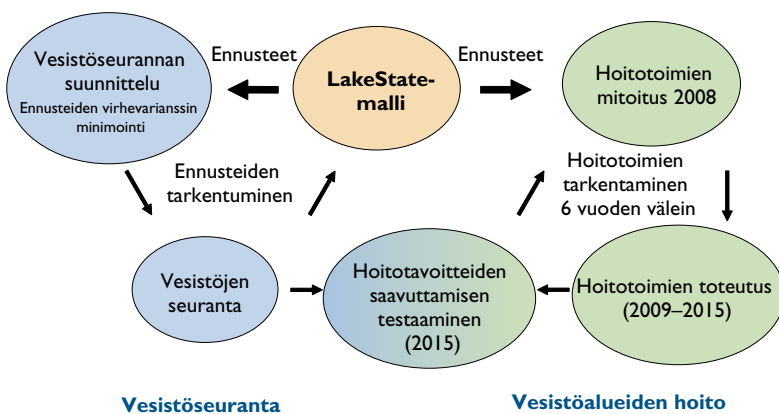
Vaikutukset biologisiin tekijöihin

Biologisiin tekijöihin ja niiden luokittelussa käytettyihin muuttujiin kohdistuvien vaikutusten kvantitatiivinen arviointi ilman varsinaista havaintoaineistoa on vaikeaa. Soveltuvia mallityökaluja on toistaiseksi varsin rajoitetusti käytettävissä. Työ on usein pääasiassa asiantuntija-arviointia, jossa huomioidaan kalojen, pohjaeläinten, vesikasvien ja levien esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavat tekijät sekä empiirinen ja kokeellinen tutkimustieto lajien vasteista habitaattien ja vedenlaadun muutoksiin. Arvioinnin tukena on suositeltavaa käyttää systemaattista ekologisen riskinarvioinnin (ERA)

viitekehystä, joka koostuu yksityiskohtaisesta ongelman muotoilusta, altistumis- ja vaikutusprofiilien laadinnasta ja näiden perusteella tehtävästä riskin luonnehdinnasta (Suter 2008; Vuori ym. 2009). ERA-sovelluksista löytyy runsaasti tietoa mm. Yhdysvaltain ympäristöhallinnon sivustoilta (<http://cfpub.epa.gov/ncea>, Risk Assessment).

Yhdysvaltain ympäristöhallinnon Internet-sivuilta on ladattavissa myös AQUATOX-niminen simulointimalli erilaisten saastukkeiden ympäristökohtalon (ravinteet, orgaaniset yhdisteet) ja kala-, pohjaeläin- ja vesikasvivaikutusten karkeaa arviointia varten (<http://www.epa.gov/waterscience/models/aquatox/>) virtavesi- ja järvisysteemeissä. Biologisista tekijöistä kasviplanktonvaikutusten arviointiin soveltuu edellä luvussa 3.1 esitetty LakeState-mallin LLR-työkalu.

Säännöstelyn ja vesirakentamisen vaikutuksia voidaan arvioida erilaisilla habitaattimalleilla, joita on eniten kehitetty lohikaloille. Varhaisimpia kotimaisia sovelluksia on esitelty mm. julkaisussa Riihimäki ym. (1996). Steffler ja Blackburn (2002) ovat kehittäneet River2D-mallinnusohjelmiston, joka ennustaa syvyyden ja virrannopeuden mallinnettavalle uomajaksolle 2-ulotteisesti. Hydrodynaamiseen malliin lisätään tiedot ympäristöominaisuuksien soveltuvuudesta eri lajien ja ikäryhmien (kaloilla) elinympäristöksi (habitat suitability criteria, HSI). Yhdistämällä tämä preferenssitieto pohjanlaatua koskevaan aineistoon voidaan ko. habitaattimallin avulla laskea kullekin kohdalle soveltuvan habitaatin määrä. SYKessä (Saija Koljonen) on kyseistä mallia sovellettu mm. Kii-minkijoen kunnostusvaikutusten arvioinnissa.



Kuva 7. Kaaviokuva LakeState-mallin ennusteiden käytöstä hoitotoimien mitoituksessa ja vesistöseurannan suunnittelussa. Malli kytkee muuten etäiset seuranta- ja hoitotoimet tehokkaasti yhteen: ennusteiden virhevariassin minimointi seurannan suunnittelussa (havaintopaikkojen ja -aikojen valinta) tuottaa aineistoa, jonka avulla ennusteet tarkentuvat ja tavoitekuormien yli- tai alimitoituksesta johtuvat hoitokustannukset pienenevät.

LÄHTEET

- Bilaletdin, Ä. & Kaipainen, H. 2008. Kuormituksen ja vesistövaikutuksen arvioinnin työkalut (case-study). Esitys Vesienhoidon suunnittelun neuvottelupäivillä 30.1.2008. Helsinki, SYKE. 13 s.
- Bilaletdin, Ä., Koskinen, K. & Frisk, T. 1991. Statistical assessment of different contributions to nutrient loading from a drainage basin. *Aqua Fennica* 21(2): 117-126.
- Canfield, D. E. Jr. & Bachmann, R. W. 1981. Prediction of total phosphorus concentration, chlorophyll-a, and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38(4): 414-423.
- Chapra, S. C. 1975. Comment on 'An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes' by W.B. Kirchner and P.J. Dillon. *Water Resources Research* 11(6): 1033-1034.
- Chapra, S. C. 1997. *Surface water quality modeling*. New York, McGraw-Hill. 844 s.
- EEA. 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. EEA report No 7/2005. 48 s. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_7
- EEA. 2007. Assessing water quality in Europe using stratification techniques. EEA report No 10/2007. 73 s. http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_10/
- Eklholm, M. 1993. Suomen vesistöalueet. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A 126. 166 s.
- Frisk, T. 1978. Järvien fosforimallit. Helsinki, Vesihallitus. Vesihallituksen tiedotuksia 146. 113 s.
- Frisk, T. 1989. Development of mass balance models for lakes. Helsinki, National Board of Waters and the Environment. Publications of the Water and Environmental Research Institute 5. 68 s.
- Granlund, K., Rekolainen, S., Grönroos, J., Nikander, A. & Laine, Y. 2000. Estimation of the impact of fertilisation rate on nitrate leaching in Finland using a mathematical simulation model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80(1-2): 1-13.
- Grizzetti, B. & Bouraoui, F. 2006. Assessment of nitrogen and phosphorus environmental pressure at European scale. European Commission, DG Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. EUR 22526 EN. 66 s. http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/fileadmin/Documentation/Reports/RWER/EUR_2006-2007/EUR_22526_EN.pdf
- Hellsten, S., Vuori, K. M., Hokka, V., Sutela, T., Majuri, P., Aroviita, J., Vehanen, T., Aronsuu, K., Hämäläinen, H., Visuri, M., Koskenniemi, E. & Lehtinen, A. 2005. Jokien hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden arviointi. Vesipolitiikan puitteiden toimeenpanon valmistelu rakennetuissa jokivesistöissä. Hankkeen (2002-2004) loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Keski-Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Länsi-Suomen ympäristökeskus ja Jyväskylän yliopisto. 80 s.
- Honkanen, J. 1999. *Survivaissäksen (Diptera, Chironomidae) toukkien suosien epämuodostumien käyttö saastuneiden sedimenttien biomarkkereina, tapaustutkimus Kymijoenla. Pro gradu -tutkielma. Joensuun yliopisto, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, Biologian laitos. 44 s.*
- Johnston, R. K., Munns, W. R., Tyler, P. L., Marajh-Whittemore, P., Finkelstein, K., Munney, K., Short, F. T., Melville, A. & Hahn, S. P. 2002. Weighting the evidence of ecological risk from chemical contamination in the estuarine environment adjacent to the Portsmouth Naval Shipyard, Kittery, Maine, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(1): 182-194.
- Kauppila, P. & Koskiahio, J. 2003. Evaluation of annual loads of nutrients and suspended solids in Baltic rivers. *Nordic Hydrology* 34(3): 203-220.
- Kenttämies, K. 2006. Metsätalouden fosfori- ja typpikuormituksen määrittäminen. Julk.: Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.). Metsätalouden vesistökuormitus. MESUVE-projektin loppuraportti. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 816. S. 9-25. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=173858&lan=FI>
- Kirchner, W. B. & Dillon, P. J. 2006. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. *Water Resources Research* 11(1): 182-183.
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér, L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S. & Sallantausta, T. 2006. Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments. *Aquatic Science* 68(4): 453-468.
- Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J. P., Behrendt, H., Anderson, T., Arheimer, B., Venohr, M. & Hoffmann, C. C. 2004. Nutrient retention handbook. Software manual for EUROHARP-NUTRET and scientific review on nutrient retention. Oslo, NIVA. EUROHARP Report no 9, NIVA report SNO 4878/2004. 103 s.
- Lappalainen, K.-M. 1977. Matemaattisia apukeinoja vesistötutkimuksen tulosten käsittelyyn. Julk.: Lehmuoluoto, P. (toim.). Fysikaaliset ja kemialliset analyysimenetelmät: täydennyskoulutusseminaari 25.-26.10.1976. Helsinki, Vesi- ja kalatalousmiehet. S. 107-121.
- Larsen, D. P. & Mercier, H. T. 1976. Phosphorus retention capacity in lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33(8): 1742-1750.
- Luyten, P. J., Jones, J. E., Proctor, R., Tabor, A., Tett, P. & Wild-Allen, K. 1999. COHERENS - A coupled hydrodynamical-ecological model for regional and shelf seas: user documentation. Management Unit of the Mathematical Models of the North Sea. MUMM report. 911 s.
- Malve, O. 1992. Virtaukset ja kulkeutuminen jokiuomassa. Julk.: Äijö, H., Siivola, L. & Vakkilainen, P. (toim.). Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa. Teknillinen korkeakoulu. S. 247-262.
- Malve, O. 2007. Water quality prediction for river basin management. Doctoral dissertation. Espoo, Helsinki University of Technology. Finland. TTK-DISS-2292. <http://lib.tkk.fi/Diss/2007/isbn9789512287505>
- Malve, O. & Qian, S. 2006. Estimating nutrients and chlorophyll a relationships in Finnish Lakes. *Environmental Science & Technology* 40(24): 7848-7853.
- Mattsson, T., Finér, L., Kortelainen, P. & Sallantausta, T. 2003. Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water, Air and Soil Pollution* 147(1-4): 275-297.
- Peltola-Thies, J. 2005. Rakennetun ympäristön aiheuttama ravinnekuormitus. Julk.: Vakkilainen, P., Kotola, J. & Nurminen, J. (toim.). Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. Helsinki, Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 776. S. 32-44. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=302032&lan=fi>

- Pätynen, A. 2009. Tavoitekuormien määrittäminen vesipuite-direktiivin mukaisessa vesialueiden hoidossa. Pro gradu-tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 14.7.2009.
- Reckhow, K. H. & Chapra, S. C. 1983. Engineering approaches for lake management. Vol. 1, Data analysis and empirical modeling. Boston, Butterworth. 34 s.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19(2): 95-107.
- Rekolainen, S., Pitkänen, H., Bleeker, A. & Siettske, F. 1995. Nitrogen and phosphorus fluxes from Finnish Agricultural Areas to the Baltic Sea. *Nordic Hydrology* 26(1): 55-72.
- Rekolainen, S., Vuoristo, H., Kauppi, L., Bäck, S., Eerola, M., Jouttijärvi, T., Kaukoranta, E., Kenttämies, K., Mitikka, S., Pitkänen, H., Polso, A., Puustinen, M., Rautio, L. M., Räike, A., Räsänen, J., Santala, E., Silvo, K. & Tattari, S. 2006. Rehevöittävä kuormituksen vähentäminen. Taustaselvitys osa I. Vesien suojeleminen suuntaviivat vuoteen 2015. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 22/2006. 39 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=64527&lan=fi>
- Riihimäki, J., Yrjänä, T. & Meer, O. van der. 1996. Lyhytaikaissäädön elinympäristövaikutusten arviointimenetelmät. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 4. 84 s.
- Steffler, P. & Blackburn, J. 2002. Two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat: Introduction to depth averaged modeling and users manual. Edmonton, University of Alberta. 119 s. <http://www.river2d.ualberta.ca/Downloads/documentation/River2D.pdf>
- Suter, G. W. 2008. Ecological Risk Assessment. Second Edition. Boca Raton, CRC Press. 643 s.
- Tattari, S., Bärlund, I., Rekolainen, S., Posch, M., Siimes, K., Tuhkanen, H.-R. & Yli-Halla, M. 2001. Modeling field scale sediment yield and phosphorus transport in Finnish clayey soils. *Transactions of the ASAE* 44(2): 297-307.
- Tattari, S. & Linjama, J. 2004. Vesistöalueen kuormituksen arviointi. *Vesistö* 45(3): 26-30.
- Vollenweider, R. A. 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Archiv für Hydrobiologie* 66(1): 1-36.
- Vollenweider, R. A. 1975. Input-Output models with specific reference to the phosphorus loading concept in Limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 37(1): 53-84.
- Vollenweider, R. A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lakes eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 33: 53-84.
- Vuori, K.-M. 2002. Vesisammal- ja vesiperhosmenetelmät jokivesistöjen haitallisten aineiden riskinarvioinnissa ja seurannassa. Kokkola, Länsi-Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 571. 89 s.
- Vuori, K.-M. & Kukkonen, J. 2002. Hydropsychid (Trichoptera, Hydropsychidae) gill abnormalities as morphological biomarkers of stream pollution. *Freshwater Biology* 47(7): 1297-1306.
- Vuori, K.-M., Swanljung, T., Aaltonen, E.-K., Kallioliina, M. & Jokela, S. 2009. Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuus ja ekologinen riskinarviointi. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 1/2009. 46 s.
- Ympäristöministeriö. 2004. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Helsinki. Ympäristöopas 117. 121 s.
- Ympäristöministeriö. 2006. Keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut vedet vesienhoitosuunnitelmassa. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2006. 36 s.

SISÄLLYS LIITTEET OSA II

Liite 1. Vaikutusten arviointia varten kerättävät tiedot	108
Liite 1.1 Vesimuodostuman yleisluonnehdinta	108
Liite 1.2 Vesimuodostuman paine-vaikutustarkastelu	110
Liite 1.3 Vesimuodostuman yleisluonnehdinta- ja paine-vaikutustarkastelun selitykset	111
Liite 2. Esimerkkejä kuormituksen arvioinnista	113
Liite 3. Mallityökalujen käyttö järven kokonaisfosforikuormituksen ja toimenpiteiden vaikutusten arvioinnissa	114
Liite 4. Haitalliset aineet ja niiden ympäristölaatunormit	115
Liite 4.1 EU:n prioriteettiaineet.....	115
Liite 4.2 Kansallisesti määritellyt haitalliset aineet Ympäristölaatunormit vedessä (tilanne vuonna 2009).....	116
Liite 4.3 Muut vaaralliset ja haitalliset aineet	116
Liite 5. Esimerkki riskin luonnehdinnasta ja vesimuodostuman tilan kokonaisarvioinnista paineiden ja ekologisten vaikutusten yhdenntyn tarkastelun perusteella	117

Liite I.Vaikutusten arviointia varten kerättävät tiedot

Liite I. I Vesimuodostuman yleisluonnehdinta

Vesimuodostuman nimi				
Vesimuodostuman tunnus				
Pintavesityyppi				
Tyyppin lyhenne				
KUORMITUS JA TILA	ARVIOITAVA TEKIJÄ	SELITYS/ OHJE ks. liite I.3	TEKIJÄN ARVO, PISTEYTYYS, KOODI TAI LUOKKA	ARVIOINTITAPA S=seurantatulokset M=mallinnus (mallin nimi) A=asiantuntija-arvio Mainitse myös seurantatulosten vuosijakso ja tarkemmat tietolähteet
KUORMITUS				
Sisäinen kuormitus kg/km ² /a	P			
Sisäisen kuormituksen luokittelu	suuruusluokka	1		
Sisäisen kuormituksen tyyppi		2		
Ulkoisen kuormitus taso	P	3		
Ulkoisen kuormitus taso	N	3		
Ulkoisen kuormituksen tavoitetaso	P	4		
Hajakuormituksen (maa- ja metsät., haja-asutus) osuus (%)	P	5		
Hajakuormituksen (maa- ja metsät., haja-asutus) osuus (%)	N	5		
Pistekuormituksen osuus (%)	P	5		
Pistekuormituksen osuus (%)	N	5		
BIOLOGISET MUUTTUJAT				
Kasviplankton	α -klorofylli	6		
	kokonaisbiomassa	6		
	sinilevä-%	6		
	LUOKKA (KASVIPLANKTON)	6		
Pohjalevät	IPS-indeksi	6		
	LUOKKA (POHJALEVÄT)	6		
Vesikasvit	tyyppilajit-%	6		
	Fucus-kasvuvyvyys	6		
	LUOKKA (VESIKASVIT)	6		
Pohjaeläimet	PMA-indeksi	6		
	Tyyppilajit	6		
	EPT-tyyppiheimot	6		
	BQI-indeksi	6		
	LUOKKA (POHJAEÄIMET)	6		
Kalat	lohi/taimen 0+	6		
	särkikala-%	6		
	lajimäärä	6		
	herkät lajit %	6		
	kestävät lajit %	6		
	LUOKKA (JOKIEN KALAT)	6		
	biomassa	6		
	yksilömäärä	6		
	> 15cm ahvenkala%	6		
	indikaattorilajit	6		
LUOKKA (JÄRVIEN KALAT)	6			
Laskennallinen luokka biologisten tekijöiden mukaan		7		
Arvioitu luokka biologisten tekijöiden mukaan		8		

KUORMITUS JA TILA	ARVIOITAVA TEKIJÄ	SELITYS/ OHJE ks. liite 1.3	TEKIJÄN ARVO, PISTEYTYYS, KOODI TAI LUOKKA	ARVIOINTITAPA S=seurantatulokset M=mallinnus (mallin nimi) A=asiantuntija-arvio Mainitse myös seurantatulosten vuosijakso ja tarkemmat tietolähteet
HYDROLOGIS-MORFOLOGISET TEKIJÄT				
HyMo-muuttuneisuus (joet, järvet, rannikko)	HYMO- MUUTTUNEISUUSLUOKKA	9		
Voimakkaasti muutettu tai keinotekoinen		10		
VEDEN LAATU				
Fys.kem. luokittelumuuttujat	kokP	6		
	kokN	6		
	pH-minimi	6		
Fys.kem.lisämuuttujat	happi, talvi-minimi	11		
	näkösyvyys	11		
	hygieniaindikaattoribakteerit	11		
	ammoniumtyppi	11		
	nitraattityppi	11		
	As ja muut kuin prioriteettimetallit	11		
	AOX	11		
	Na	11		
	sähkönjohtokyky	11		
	Muu tieto veden laadusta, mikä?	12		
	ARVIOITU VEDENLAATULUOKKA	13		
HAITALLISET AINEET JA EKOTOKSISUUS				
	EUn Prioriteettaineet	14		
	Muut haitalliset aineet	14		
	Kansall. haitall. aineet	14		
	Sedimentin haitta-aineet	15		
	Eliöstön haitta-aineet	15		
	Ekotoksisuus	16		
EKOLOGISEN TILAN LUOKKA				
	Vesimuodostuman ekologinen tila	17		
	Ekologien luokituksen taso	18		
KEMIALLISEN TILAN LUOKKA				
	Vesimuodostuman kemiallinen tila	19		
	Kemiallisen luokituksen taso	20		
RISKI YMPÄRISTÖTAVOITTEIDEN SAAVUTTAMATTA JÄÄMISELLE				
	Arvioitu ekologinen luokka 2015, mikäli vesiensuojelun taso säilyy nykyisenä	21		
	Arvioitu kemiallinen luokka 2015, mikäli vesiensuojelun taso säilyy nykyisenä	22		
	Riski ympäristötavoitteiden saavuttamatta jäämiselle	23		

Liite I.2 Vesimuodostuman paine-vaikutustarkastelu

Vesimuodostuman nimi																
Vesimuodostuman tunnus																
Pintavesityyppi																
Tyypin lyhenne																
Vaikutukset =>																
	Fysikaalis-kemialliset laatu- ja haitalliset aineet					Biologiset laatu- ja haitalliset aineet					Hydromorfologiset laatu- ja haitalliset aineet					
	Haitalliset aineet vedessä /sedimentissä/eliöissä	Haitalliset aineet vedessä /sedimentissä/eliöissä. Ainekohtaiset tiedot	Ekotoksisuus	Fys.-kem. yleiset olosuhteet	Muut vedenlaatuvaikutukset	Kasviplankton	Pohjalevät	Vesikasvit	Pohjaeläimet	Kalat, järvet	Kalat, joet	Joet: Hydrologinen tila	Joet: Esteettömyys	Joet: Morfologinen tila	Järvet, rannikko: Hymo-tila	Hymo-pisteet yhteensä
Paineet																
	SELITYS/ OHJE ks. liite I.3	24	25	24 26	24	24	24	24	24	24	24	24	24 27	24 28	24	29
Hajakuormitus																
Haja-asutus																
Maatalous																
Metsätalous																
Hulevedet																
Laskeuma																
HAJAKUORMITUS KOKONAISUUDESSAAN																
Pistekuormitus																
Massa- ja paperiteollisuus																
Mekaaninen metsäteollisuus																
Metallien valmistus																
Metallituoteteollisuus																
Tekstiili- ja nahkateollisuus																
Elintarviketeollisuus																
Kemianteollisuus																
Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot																
Kaivos- ja louhustoiminta																
Pilaantuneet maat																
Karjatalous/ eläinsuojat																
Kaatopaikat ja jätteenkäsittelyalueet																
Kalanviljely																
Turvetuotanto																
PISTEKUORMITUS KOKONAISUUDESSAAN																
Sisäinen kuormitus																
Esteettömyys, morfologia																
Padot ym. vaellusesteenä toimivat rakenteet																
Rantaviivan/uoman rakentaminen/muutos																
Rakennettu pudotuskorkeus																
Järven lasku																
Siltojen ja penkereiden vaikutus (järvet, rannikko)																
MORFOLOG.- ja ESTEETTÖMYYPAINET YHT.																
Hydrologia																
Allastuminen (rakennettu pudotuskorkeus)																
Lyhytaikaisäännöstely (voimakkuus)																
Muutos kevään ylivirtaamassa																
Kriittisten alivirtaamien yleisyys																
Talvialenema keskimäärin (järvet)																
Talvialeneman suhde keskisyvyyteen (järvet)																
HYDROLOGIAN PAINET YHTEENSÄ																
HyMo-PAINET YHTEENSÄ																
Muut ihmistoiminnan paineet																
Lentoasemat																
Rautatieliikenne																
Satamatoiminta																
Kemikaalivarastot																
Pilaantuneet sedimentit																
Maantieliikenne																
MUUT PAINET YHTEENSÄ																

Liite I.3 Vesimuodostuman yleisluonnehdinta- ja paine-vaikutustarkastelun selitykset

Selitys-numero	Täyttöohje
1	Luokittele sisäinen kuormitus seuraavasti: 1=voimakkaasti sisäkuormitteinen 2=lievästi sisäkuormitteinen 3=epäselvä, vaatii lisäselvityksiä
2	Koodaa sisäisen kuormituksen tyyppi, mikäli tiedossa: R=resuspensio B=bioturbaatio K=konvektio
3	Ulkoisen kuormituksen (yhteenlaskettu hajakuormitus ja pistekuormitus) karkea luonnehdinta: 0= ei merkittävää ihmistoiminasta aiheutuvaa kuormitusta, 1=kuormitustaso ilmentää vähäistä ihmistoiminnan vaikutusta, 2=kohtalainen ihmistoiminnan vaikutus, 3=suurehko ihmistoiminnan vaikutus, 4=erittäin suuri vaikutus
4	Lake-State-mallilla tai muulla tavoin määritelty tavoitekuormitus
5	%-osuus kokonaiskuormasta ilman luonnonhuuhtoumaa
6	Ilmoita luokka koko laatutekijälle (esim. kasviplankton) tai/ja erikseen kaikille muuttujille (esim. a-klorofylli, biomassa, sinilevä%). Luokka ilmoitetaan: E=erinomainen, H=hyvä, T=tyyydyttävä, V=välttävä, Hu=huono
7	Ilmoita yli laatutekijöiden laskettu ELS:n pistearvojen mediaani luokitteluhjeen mukaan. Laskennassa käytetään niitä laatutekijöitä, joista on saatavissa tietoja. Käytetyt tekijät ilmoitetaan suluissa ELS-arvon jälkeen, esim. ELS= 0,57 (kasviplankton, pohjaeläimet, kalat)
8	Seurantatulosten, laskennallisen luokan ja painetiedon asiantuntijatarkastelun perusteella tehty arviointi, jossa huomioitu tulosten ajallinen ja paikallinen edustavuus ja ekologisten vaikutusten merkittävyys
9	Joki, järvi- tai rannikkomuuttujien muuttuneisuusluokka 0=erinomainen, 1=hyvä, 2=tyyydyttävä, 3=välttävä, 4=huono
10	Koodaa seuraavasti: V=voimakkaasti muutettu, K= keinotekoinen
11	Koodaa muut havaitut vedenlaatuvaikutukset seuraavasti: 1= merkittäviä ongelmia, 2=ei merkittäviä ongelmia Käytetään lisätietona vedenlaatuoluokituksen kokonaisarviossa
12	Kuvaus muusta luokituksen vaikuttaneesta vedenlaatuselityksestä. Mainitse tekijä ja koodaa 1=merkittäviä ongelmia 2=ei merkittäviä ongelmia
13	Kokonaisarvio kaikkien vedenlaatuolosuhteiden perusteella ottaen huomioon myös ns lisämuuttujat. Koodaa kuten kohdassa 6
14	Koodaa haitalliset aineet seuraavasti: 1=ylittää ympäristönormit/ohjearvot tai taustapitoisuustason (listaa tarvittaessa paine-vaikutus-taulukossa aineryhmät, joissa ylityksiä) 2= alittaa (kaikki aineet) ympäristölaatuolosuhteiden normit TAI ohjearvot verrattavissa taustapitoisuuksiin 3=rajatapaus (joku tai jotkut aineista), vaatii lisäselvityksiä
15	Koodaa seuraavasti: 1=haitta-aineiden pitoisuustasot (esim. kalat, simpukat, vesisammalet, sedimentti) ilmentävät selvästi kuormitusta/rikastumista ravintoketjussa. Petokalojen (tyypillisesti hauki) osalta ylittyy EU:n enimmäispitoisuusraja 2=pitoisuustasot alhaisia, alle pitoisuusrajojen 3=rajatapaus, vaatii lisäselvityksiä
16	Koodaa seuraavasti: 1=havaittuja toksisuusvaikutuksia eliöstössä, kuten lisääntynyt kuolevuus, lisääntymishäiriöt, epämuodostuneiden yksilöiden kohonnut osuus jne. (pohjaeläimet, kalat). esim. toistuvia kalakuolemia, jotka liitettävissä toksisuusvaikutuksiin. 2=ei havaittuja toksisuusvaikutuksia 3=havaittuja kalakuolemia yms. eliöstövaikutuksia, syy epäselvä, vaatii lisäselvityksiä
17	Päätös ekologisen tilan luokittelusta (luokituksen tasot 2,3,4) tai muu asiantuntija-arvio tilasta (luokituksen tasot 1,4,5). Koodaa kuten kohdassa 6
18	Ekologisen luokituksen taso: 0=ei luokittelua 1=vedenlaatuoluokitus 2=suppea ekologinen luokitus 3=laaja ekologinen luokitus 4=arvioidaan muiden vesimuodostumien perusteella 5=alustava asiantuntija-arvio
19	Koodaa kemiallinen tila seuraavasti: 1=hyvä 2=hyvää huonompi

Selitys-numero	Täyttöohje
20	Kemiallisen luokituksen taso: 0=ei luokittelua 1=asiantuntija-arvio 2=mittauksiin perustuva, suppea aineisto 4=mittauksiin perustuva, laaja aineisto 5=arvioidaan muiden vesimuodostumien perusteella
21	Arvio ekologisen luokan kehityksestä, mikäli vesiensuojelun taso säilyy nykyisellään. Koodaa seuraavasti: H=tila heikkenee V=tila säilyy vakaana P=tila paranee
22	Arvio kemiallisen luokan kehityksestä, mikäli vesiensuojelun taso säilyy nykyisellään. Koodaa seuraavasti: H=tila heikkenee V=tila säilyy vakaana P=tila paranee
23	Koodaa riskiarvio seuraavasti: 1=ei riskiä/vähäinen riski 2=kohtalainen riski 3=suuri riski
24	Pisteytä kunkin painetekijän merkitys laatutekijän heikkenemisen kannalta seuraavasti: 0=ei vaikutusta 1=vähäinen vaikutus 2=kohtalainen 3=suuri 4=vakava (5=ei tietoa) Painetekijän merkitystä voi arvioida osatekijöiden tai suuremman painetekijäryhmän, esim. hajakuormituksen osalta Laatutekijöittäinen arviointi voidaan tehdä laatutekijäryhmälle kokonaisuutena tai nostaa esiin keskeiset tilaa kuvaavat muuttujat (esim. muut vedenlaatuvaikutukset kokonaisuudessaan: 2 TAI kullekin arvioidulle muuttujalle erikseen: sähköjohtavuus 3,hygienian indikaattoribakteerit 2, AOX 1) Hydromorfologinen muuttuneisuus arvioidaan järvissä kokonaispisteiden perusteella (muuttuneisuusluokka 0-4). Jokivesissä pyritään arvioimaan kutakin HyMo-tekijää erikseen
25	Ryhmittele aineet, joita on käytetty vaikutusarvioissa seuraavasti (mainitse tarvittaessa suluissa aineet): A) EU prioriteettiaineiden metallit Hg, Cd, Ni, Pb B) EU prioriteettiaineet, torjunta-aineet (alakloori, atratsiini, klorpyrifossi, klorfenvinfossi, diuron, endosulfaani, isoproturon, HCH, pentaklooribentseeni, simatsiini, trifluraliini) C) EU prioriteettiaineet ja PA-direktiiviehdotusliite I, teollisuuskemikaalit (antraseeni, bentseeni, C10-13-kloorialkaanit, naftaleeni, nonyylifenoli, oktyyliifenoli, hiilitetrakloridi, tetrakloorieteeni, trikloorieteeni, trikoorimetani, dikloorimetani, 1,2-dikloorietaani, pentaBDE, DEHP) D) EU:n prioriteettiainelistalla olevat muut haitalliset aineet (DDT, HCB, HCBd, TBT, PAHt, fluoranteeni, PCP, TCB, aldriini, dieldriini, endriini, isodriini) E) Kansallisesti määritellyt vesiympäristölle haitalliset aineet (VNA 1022/2006, liite I kohta D aineet 1-15; klooribentseeni, 1,2-klooribentseeni, 1,4-klooribentseeni, bentsyylibutyyliftalaatti, dibutyyliftalaatti, resorsinoli, TCMTB, bentsoatsoli-2-tioli, bronopoli, dimetoaatti, MCPA, metamidroni, prokloratsi, etyleenitiourea, tribenuroni-metyyli) Koodaa tieto ympäristölaatumormien/ohjearvojen/taustapitoisuustasojen ylittymisestä: 1=alittuu vedessä asiantuntija-arviona, 2=alittuu vedessä mittausten perusteella, 3=ylittyy vedessä asiantuntija-arviona 4=ylittyy vedessä mittausten perusteella, 5=rajatapaus, vaatii lisäselvityksiä, 6=ei tietoa 7=alittuu vedessä asiantuntija-arviona, mutta sedimentissä/eliöstössä korkeita pitoisuuksia 8=alittuu vedessä mittausten perusteella, mutta sedimentissä/eliöstössä korkeita pitoisuuksia 9=ylittyy vedessä asiantuntija-arviona ja sedimentissä/eliöstössä korkeita pitoisuuksia 10=ylittyy vedessä mittausten perusteella ja sedimentissä/eliöstössä korkeita pitoisuuksia 11=rajatapaus ja sedimentissä/eliöstössä korkeita pitoisuuksia Koodausesimerkki: A4(Cd), B3, C1, D8(TBT), D1 (muut)
26	Merkitse ekotoksisuuden vaikutustyyppi seuraavasti: K=kalakuolemat, EK=kalojen epämuodostumat, EP=pohjaeläinten epämuodostumat, AT=havaittu akuutti toksisuus (in situ tai ympäristönäytteestä laboratoriossa mitattu, ilmoita mikä toksisuustesti), KT=havaittu krooninen toksisuus (ilmoita mikä)
27	Mainitse laatutekijään vaikuttava tekijä, esim. voimalaitospato, pohjapato, siltarumpu, muu (mikä?). Merkitse esim. esteettömyyssarakkeeseen tekijä ja sen pisteytys (Ks. kohta 24): Pohjapato 2
28	Mainitse laatutekijään vaikuttavat tekijä, esim. pengerrys, perkaus, uudet uomat/uoman oikaisu. Merkitse esim. jokien morfologiasarakkeeseen tekijä ja sen pisteytys (ks. kohta 24): Uoman oikaisu 3
29	Ilmoita järvien, jokien tai rannikkovesien muutospisteiden summa

Liite 2. Esimerkkejä kuormituksen arvioinnista

ESIMERKKI 1.

Nerkoonjärven (35.538.1.010) lähivaluma-alueen ulkoisen kokonaisfosforikuormituksen laskenta. Muut yläpuolisten osavaluma-alueiden kuormitus laskettava erikseen.

Rekolaisen kaava (Rekolainen 1989) on muodostettu järveltömien pienten valuma-alueiden aineistojen perusteella.

$$L_p \text{ (kg/km}^2\text{/v)} = 1,4 \times \text{peltoprosentti} + 9,5$$

$$L_N \text{ (kg/km}^2\text{/v)} = 11,4 \times \text{peltoprosentti} + 240$$

NUTLOAD-funktio (kohdejärven valuma-alueen pikkujärvien sedimentaation järvikorjaus)

$$\text{Sedjärvi} = (1 + \text{järviprosentti}) - 0,2$$

järviprosentti = kohdejärven valuma-alueen järviprosentti

Nerkoojärven lähivaluma-alue:

Peltoprosentti 15,8

Järviprosentti 5,2

Rekolaisen kaavalla (Rekolainen 1989) ulkoinen fosforikuormitus 31,6 kg/km²/v. Lisättynä järvikorjauksella se on 21,8 kg/km²/v. Paikallisen selvityksen mukaan kuormitus olisi 19,5 kg/km²/v. VEPS ei suoraan sovellu kyseisen järven kuormituksen laskentaan, mutta VEPS:n tuloksia soveltamalla ja karttatyöskentelyn avulla on mahdollista päästä tässä tapauksessa tyydyttävään tulokseen.

ESIMERKKI 2.

Edellä esitettyä tarkempi tapa arvioida ravinnekuormitusta on jakaa maankäyttö eri luokkiin, hakea kirjallisuudesta erilaisia maankäyttöluokkien ominaiskuormituslukuja ja laskea kokonaiskuormitus oheisella yhtälöllä:

$$L_{N,P} = \sum_{i=1}^n E_i * A_i + S_{N,P}$$

missä

$L_{N,P}$ = Kokonaistyppe- tai fosforikuorma maa-alueelta (kg a⁻¹)

n = maankäyttöluokkien lukumäärä

E_i = tyypillinen ominaiskuormitusluku maankäyttöluokalle i (kg km⁻² a⁻¹)

A_i = maankäyttöluokan i pinta-ala (km²)

$S_{N,P}$ = haja-asutuksen aiheuttama typpe-, fosforikuorma (kg a⁻¹)

Ominaiskuormitusluvut perustuvat yleensä osin mittauksiin, osin mallinnustuloksiin. Valtakunnan tasolla ominaiskuormituslukuja on esitetty mm. VEPS- ja VIHTA laskentajärjestelmissä (<http://www.vyh.fi/palvelut/tietoj/veps/vepsfi.htm>). Ominaiskuormituslukuja esitetään myös Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen River-LIFE-sivustolla (RiverLifen www-sivut: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=5610&lan=FI>). Yksittäisiä, paikallisia ominaiskuormitusarvioita kannattaa myös hyödyntää, jos niitä on saatavilla.

Liite 3. Mallityökalujen käyttö järven kokonaisfosforikuormituksen ja toimenpiteiden vaikutusten arvioinnissa

- Määritä vesimuodostuman valuma-alue (voi olla myös pienempi kuin 3. jakovaihe; usein monta 3. jakovaihetta + pieni järven oma valuma-alue). 3. jakovaiheen sisäisten järvien valuma-alueiden rajaukset löytyvät paikkatietoina ympäristöhallinnon sisäisiltä verkkosivuilta (`\\kk625\public\jarvishape` (valitse haluttu vesistöalue)) sekä pdf-kuvina `\\kk625\public\vedenlaatu_v5` (valitse haluttu vesistöalue)).
- Laske VEPSllä potentiaalinen kuorma hierarkkisesti ylhäältä alas 3. jakovaiheen tasolla (pienellä alueella voi joutua käyttämään VEPSin ominaiskuormia)
- Jos mahdollista, tarkista kokonaiskuorma havaintojen avulla
- Tee järvikorjaus VEPSin potentiaaliin kuormiin valuma-alueella 3. jakovaiheittain $(\text{järvi-}\%+1)^{-0.1}$
- Kalibroi vesimuodostuman sedimentaatiokerroin nykytilan kuormituksella ja järvelle lasketulla luokituspitoisuudella (Vollenweiderin kaava)* tai käytä laatutietojen puuttuessa Canfield-Bachmannin tilastollista kaavaa** kertoimen määrittämiseen
- Tee järvikorjaus altaittain (Vollenweider) jokaiselle vesimuodostumalle hierarkkisesti jos kyse on reittivesistön vesimuodostumasta (peräkkäisiä vesimuodostumia)
- Laske VIHMAN käyttöversiolla valuma-alueen peltojen nykytilan kuormitus sekä eri toimenpiteiden prosentuaalinen vaikutus kuormitukseen
- Vähennä VEPSin maatalouskuormasta (ICECREAM) VIHMAlla laskettu prosentuaalinen toimenpiteiden aiheuttama vähennys
- Laske kalibroidulla järven ainetasekaavalla (Vollenweider) uusi pitoisuus (ja käytä aiemmin kalibroituja sedimentaatiokerrointa) ja tarkista muuttuiko luokka. Laske myös paljonko maataloutta pitäisi vähentää, jotta päästäisiin hyvään ekologiseen luokkaan (huomioi myös muiden toimenpiteiden vaikutukset)
- Voit käyttää myös LAKE-STATE -ohjelmaa, mutta rajoituksena usein aineiston niukkuus ja joka tapauksessa joudut arvioimaan (ehkä edellä kuvatulla tavalla) kuormituksen muutoksen. VHS-työhön käynee yleensä myös keskimääräinen todennäköisyys, jolloin esim. Vollenweider riittänee. Tosin Vollenweiderin kaavalla saadaan arvio ainoastaan toimenpiteiden vaikutuksista kokonaisfosforipitoisuuksiin.

* Vollenweider 1969

$$I - Qc - S = 0$$

I= tuleva kuorma

Q=järven luusuan virtaama

C=järven keskipitoisuus

S=nettosedimentaatio

$$c = I/Q + \sigma V \quad S = \sigma c V$$

σ = sedimentaatiokerroin

V=järven tilavuus

** Canfield & Bachmann 1981

$$\sigma = \sigma_1 (I/V)^b$$

σ_1 = kerroin luonnonjärville 0.162 a^{-1}

b = kerroin luonnonjärville 0,458

Lähde: Bilaletdin ja Kaipainen 2008

Liite 4. Haitalliset aineet ja niiden ympäristölaatu normit

Liite 4.1 EU:n prioriteettiaineet

Ympäristölaatu normien luonnokset (EQS) kokonaispitoisuuksina, metalleille liukoisena pitoisuutena (tilanne vuonna 2009).

Yhdiste	AA-EQS (vuosikeskiarvo; sisämaan pintavedessä; µg/l)	MAC-EQS (sallittu enimmäispitoisuus sisämaan pintavedessä; µg/l)	AA-EQS (vuosikeskiarvo; merivedessä µg/l)	MAC-EQS (sallittu enimmäispitoisuus merivedessä; µg/l)
Haihtuvat, klooratut ja aromaattiset (VOC)				
Triklooribentseenit (kaikki isomeerit)	0,4	Ei sovelleta	0,4	Ei sovelleta
1,2-dikloorietaani	10	Ei sovelleta	10	Ei sovelleta
Dikloorimetaani	20	Ei sovelleta	20	Ei sovelleta
Kloroformi (trikloorimetaani)	2,5	Ei sovelleta	2,5	Ei sovelleta
Aromaattiset hiilivedyt				
Bentseeni	10	50	8	50
Naftaleeni	2,4	Ei sovelleta	1,2	Ei sovelleta
Kloorifenolit				
Pentakloorifenoli	0,4	1,0	0,4	1,0
Alkyyliifenolit ja -etoksylaatit				
Nonyyliifenolit ja nonyyliifenolietoksylaatit ¹	0,3	2,0	0,3	2,0
Oktyyliifenolit	0,1	Ei sovelleta	0,01	Ei sovelleta
Organoklooripestisidit (OCP)				
Heksaklooribentseeni (HCB)	0,01	0,05	0,01	0,05
Heksaklooributadieeni (HCBD)	0,1	0,6	0,1	0,6
Heksakloorisykloheksaani	0,02	0,04	0,002	0,02
Pentaklooribentseeni	0,007	Ei sovelleta	0,0007	Ei sovelleta
Ftalaatit				
Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP)	1,3	Ei sovelleta	1,3	Ei sovelleta
Muut pestisidit				
Alakloori	0,3	0,7	0,3	0,7
Atratsiini	0,6	2,0	0,6	2,0
Diuron	0,2	1,8	0,2	1,8
endosulfaani (alfa + beta + sulfaatti)	0,005	0,01	0,0005	0,004
Isoproturon	0,3	1,0	0,3	1,0
Klorfenvinifossi	0,1	0,3	0,1	0,3
Klorpyrifossi	0,03	0,1	0,03	0,1
Simatsiini	1	4	1	4
Trifluraliini	0,03	Ei sovelleta	0,03	Ei sovelleta
PAH-yhdisteet				
Antraseeni	0,1	0,4	0,1	0,4
Bentso(a)pyreeni	0,05	0,1	0,05	0,1
Bentso(b)fluoranteeni (5-r)	0,03	Ei sovelleta	0,03	Ei sovelleta
Bentso(k)fluoranteeni (5-r)				
Bentso(ghi)peryleeni (6-r)				
Indeno(123-cd)pyreeni (6-r)	0,002	Ei sovelleta	0,002	Ei sovelleta
Fluoranteeni	0,1	1,0	0,1	1
Orgaaniset tinayhdisteet				
Tributyylitinayhdisteet	0,0002			
Bromatut difenyylietterit				
Kongeneerit 28, 47, 99, 100, 153, 154, (CAS 32534-81-9)	0,0005	Ei sovelleta	0,0002	0,0015
C ₁₀₋₁₃ -kloorialkaanit	0,4	1,4	0,0002	Ei sovelleta
Metallit				
Kadmium ja kadmiumyhdisteet ²⁾	≤ 0,08 (luokka 1) 0,08 (luokka 2) 0,09 (luokka 3) 0,15 (luokka 4) 0,25 (luokka 5)	≤ 0,45 (luokka 1) 0,45 (luokka 2) 0,6 (luokka 3) 0,9 (luokka 4) 1,5 (luokka 5)	0,2	≤ 0,45 (luokka 1) 0,45 (luokka 2) 0,6 (luokka 3) 0,9 (luokka 4) 1,5 (luokka 5)
Elohopea ja elohopeayhdisteet ²⁾	0,05 (1.0)	0,07	0,05	0,07
Lyijy ja lyijy-yhdisteet ²⁾	7,2	Ei sovelleta		
Nikkeli ja nikkeliyhdisteet ²⁾	20	Ei sovelleta		

1) Nonyyliifenolin ja nonyyliifenolietoksylaatien kokonaistoksisuus ei saa ylittää ympäristölaatu normia. Kokonaistoksisuus lasketaan kaavalla: $\Sigma(Cx \times TEF)$, missä TEF = toksisuusekvivalenttikerroin, Cx = kunkin nonyyliifenolisen yhdisteen pitoisuus

	TEF
nonyyliifenoli	1
Nonyyliifenolimono- ja dietoksylaatit	0,5

2) Metallien ympäristölaatu normit on ilmoitettu liukoisena pitoisuutena. Metallien taustapitoisuus otetaan huomioon.

Kadmiumin ja kadmiumyhdisteiden osalta EQS-arvot voivat riippua veden kovuudesta: luokka 1: <40 mg CaCO₃/l, luokka 2: 40 – <50 mg CaCO₃/l, luokka 3: 50 – <100 mg CaCO₃/l, luokka 4: 100 – <200 mg CaCO₃/l ja luokka 5: ≥200 mg CaCO₃/l.

Liite 4.2 Kansallisesti määritellyt haitalliset aineet
(VNa 1022/2006 liitteessä I D mainitut vesiympäristölle haitalliset aineet
nro:t I-15).Ympäristölaatu normit vedessä (tilanne vuonna 2009)

Yhdiste	AA-EQS (kokonaispitoisuus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l)	AA-EQS (kokonaispitoisuus merivedessä; aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l)	AA-EQS (kokonaispitoisuus talousveden ottoon tarkoitetussa pintavedessä; aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l)
klooribentseeni	9,3	3,2	3
1,2-diklooribentseeni	7,4	0,74	0,3
1,4-diklooribentseeni	20	2	0,1
Bentsyylibutyyliftalaatti (BBP)	10	1,4	10
Dibutyyliftalaatti (DBP)	10	1	10
Bronopoli (2-bromi-2-nitropropani-1,3-diol)	4	0,4	4
Pestisidit:			
dimetoaatti	0,7	0,07	
Etyleenitiourea ETU	200	20	
MCPA	1,6	0,16	
metamitroni	32	3,2	
prokloratsi	1	0,1	
tribenuroni-metyyli	0,1	0,01	

Liite 4.3 Muut vaaralliset ja haitalliset aineet
(VNa 1022/2006 liitteen I A ne aineet, jotka eivät ole EU-prioriteettiaineita)

Yhdiste	Ympäristön-laatu normi kokonaispitoisuus sisämaan pintavedessä, aritmeettinen vuosikeskiarvo; µg/l	MAC-EQS sallittu enimmäispitoisuus sisämaan pintavedessä; µg/l
Aldriini	Σ= 0.01	Ei sovelleta
Dieldriini		
Endriini		
Isodriini		
DDT		
(para-para-DDT)	0,025	
0,01	Ei sovelleta	
Ei sovelleta		
hiilitetrakloridi	12	Ei sovelleta
tetrakloorieteeni		
(tetrakloorietyleni)	10	Ei sovelleta
trikloorieteeni		
(trikloorietyleni)	10	Ei sovelleta

Liite 5. Esimerkki riskin luonnehdinnasta ja vesimuodostuman tilan kokonaisarviointista paineiden ja ekologisten vaikutusten yhdenmetyt tarkastelun perusteella

Kuormituksen ja muuttuneisuuden yhteisen tason määrittelyssä voidaan käyttää apuna kuormitus- ja muuttuneisuusluokkien pisteystystä 0-4 ja näiden pisteiden summa-arvoja, jotka on esitetty alla suluissa kussakin tasoluokassa. Järvissä myös sisäinen kuormitus voidaan huomioida kuormitustason luokituksessa.

Riskin luonnehdinnan merkityksestä:

- ei riskiä/vähäinen = ympäristötavoitteisiin ei todennäköisesti kohdistu merkittäviä riskejä ja tilan kokonaisarvio on todennäköisimmin vähintään hyvä,
- kohtalainen = ympäristötavoitteita ei todennäköisesti saavuteta, tilan kokonaisarvio todennäköisimmin enintään tyydyttävä,
- suuri = ympäristötavoitteita ei todennäköisesti saavuteta, tilan kokonaisarvio enintään välttävä.

Huom! Ei päde voimakkaasti muutetuissa vesissä eikä vesissä, joissa haitallisten aineiden korkea pitoisuus aiheuttaa toksisuusvaikutuksia. Lisätarkastelua tarvitaan erityisesti kohteissa, joissa laskennallinen tilaluokka on korkeintaan välttävä, mutta vesistöön ei tiedetä kohdistuvan merkittävää kuormitusta ja muuttavaa toimintaa.

PAINEEET JA VAIKUTUKSET		KUORMITUKSEN JA HYMO-MUUTTUNEISUUDEN TASO				
		VERTAILUOLOJA VASTAAVA (0)	VÄHÄINEN (1-2)	KOHTALAINEN (3-4)	SUUREHKO (5-6)	HYVIN VOIMAKAS (7-8)
EKOLOGISEN TILAN LUOKKA		RISKIN LUONNEHDINTA				
ERINOMAINEN	HYVÄ	EI RISKIÄ	EI RISKIÄ	VÄHÄINEN	VÄHÄINEN/ KOHTALAINEN	KOHTALAINEN
TYYDYTTÄVÄ		VÄHÄINEN	VÄHÄINEN	KOHTALAINEN	KOHTALAINEN	SUURI
VÄLTTÄVÄ	HUONO	VÄHÄINEN	VÄHÄINEN/ KOHTALAINEN	KOHTALAINEN SUURI	SUURI	SUURI

KUVAILULEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)			Julkaisu-aika Maaliskuu 2010
Tekijä(t)	Vuori K.-M., Mitikka S. ja Vuoristo H. (toim.)			
Julkaisun nimi	Pintavesien ekologisen tilan luokittelu Osa I:Vertailuolot ja luokan määrittäminen, Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009			
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetissä: www.ymparisto.fi/julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Ensimmäinen pintavesien ekologinen luokittelu on laadittu vuonna 2008 ja viimeistely vuonna 2009 tässä oppaassa esitettyjen kriteereiden ja menettelytapojen mukaisesti. Luokittelun valmistelu on ollut pitkä prosessi lukuisine tutkimushankkeineen, neuvotteluineen ja koulutustilaisuuksineen. Työhön on osallistunut lukuisia henkilöitä ympäristöministeriöstä, maa- ja metsätalous-ministeriöstä, Suomen ympäristökeskuksesta, Riista- ja kalataloudellisesta tutkimuslaitoksesta, alueellisista ympäristökeskuksista sekä TE-keskusten kalatalousyksiköistä ja yliopistoista.</p> <p>Kotimaisessa valmistelutyössä on otettu huomioon EU:n tasolla annetut ohjeet sekä noudatettu EU:n puiteissa meneillään olevaa interkalibrointityötä. Työhön on kuulunut olennaisesti myös ympäristöhallinnon HERTTA-tietojärjestelmän kehittäminen. Tietojärjestelmään on liitetty Vesimuodostumat-osio, johon pintavesien tyyppittely ja luokittelu perusteluineen on tallennettu keskitetysti. HERTTAn tietosisältöä on viety kaikille avoimeen Internet-ympäristöön.</p> <p>Tässä julkaisussa kuvataan ekologisen luokittelun perusteet ja toteuttaminen vesienhoidon ensimmäisellä suunnittelukaudella. Opas on suunnattu sekä luokittelutyöhön osallistuville että luokittelun perusteista yleisesti kiinnostuneille.</p> <p>Oppaan osassa I esitetään pintavesien ekologisen luokittelun kriteerit sekä niiden asettamisen perusteet. Kaikille laatutekijöille tai pintavesityypeille ei ole toistaiseksi voitu asettaa luokittelukriteerejä, vaan työtä jatketaan seuraavaa vesienhoidon suunnittelukierrosta varten.</p> <p>Aineistojen vähäisyyden, luonnossa aina esiintyvän suuren vaihtelun sekä kriteeristön puutteellisuuden vuoksi päätös ekologisesta luokasta on varsinkin ensimmäisen suunnittelukierroksen aikana tehtävä monipuoliseen harkintaan perustuen. Asiantuntija-arvioissa huomioon otettavia seikkoja opastetaan osassa II. Tavoitteena on kuvata laskennallisten luokittelutulosten ja ihmistoimintaa kuvaavien paineiden yhdenmukaista tarkastelua ottaen huomioon koko vesimuodostuman tilanne. Lisäksi osassa II käsitellään suunniteltujen vesienhoidon vaikutusten arviointikeinoja.</p> <p>Osissa I ja II kuvattuja menettelyjä on tarkoitus käyttää rinnakkain luokituspäätöksiä tehtäessä. Havaintopaikkakohtaisten laskennallisten luokittelutulosten vertailu luokituskriteereihin ei edes runsaiden aineistojen tapauksessa riitä määrittelemään tilaluokkaa. Luokan määrääntymisen tulisi perustua luokittelumuuttujien, aineistojen edustavuuden ja yleistettävyyden sekä ihmistoimintaa kuvaavien paineiden yhdenmukaistamiseen tarkasteluun.</p>			
Asiasanat	ekologinen tila, luokittelu, vesistövaikutusten arviointi, vesienhoito			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus			
	ISBN 978-952-11-3682-5 (nid.)	ISBN 978-952-11-3683-2 (PDF)	ISSN 1796-1645 (pain.)	ISSN 1796-1653 (verkkokj.)
	Sivuja 120	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis. alv 8 %) 32,00 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 780, 00043 EDITA Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/publishing			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE) PL 140, 00251 HELSINKI Puh. 020 610 123 Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika	Vammalan kirjapaino, Sastamala 2010			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)			Datum Mars 2010
Författare	Vuori K.-M., Mitikka S. ja Vuoristo H. (red.)			
Publikationens titel	Pintavesien ekologisen tilan luokittelu (Ekologisk klassificering av ytvatten Del I: Referensförhållanden samt definition av klasser, Del II: Bedömning av miljökonsekvenser av mänsklig verksamhet)			
Publikationsserie och nummer	Miljöförvaltningens anvisningar 3 /2009			
Publikationens tema	Miljövård			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig också på Internet www.ymparisto.fi/julkaisut (på finska).			
Sammandrag	<p>Den första ekologiska klassificeringen av ytvatten utfördes år 2008 och färdigställdes 2009 enligt kriterier och metoder som presenteras i denna rapport. Framtagandet av klassificeringen har varit en lång process med flere forskningsprojekt, förhandlingar och skolningstillfällen. I arbetet har personer från miljöministeriet, jord- och skogsbruksministeriet, Finlands miljöcentral, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, de regionala miljöcentralerna samt TE-centralernas fiskerienheter och universiteten deltagit.</p> <p>I det nationella arbetet har man tagit i beaktande de regelverk som getts på EU-nivå samtidigt som man följt interkalibreringsarbetet som fortgår inom ramen för EU-samarbete. Arbetet har inneburit i väsentlig del även utvecklandet av miljöförvaltningens HERTTA-informationssystem. Informationssystemet har kompletterats med en Vattenförekomst-del där information om ytvattens typifiering och klassificering har lagrats centralt. Delar av HERTTAs innehåll finns öppet på Internet.</p> <p>I denna publikation beskrivs grunderna för den ekologiska klassificeringen och genomförandet under den första planeringsperioden. Handboken riktar sig både till de som deltar i klassificeringsarbetet och till de som är intresserade av bedömningsgrunderna för klassificeringen i allmänhet.</p> <p>I handbokens del I presenteras den ekologiska klassificeringens kriterier och vad de grundar sig på. Tillsvidare har man inte kunnat ställa upp klassificeringskriterier för alla kvalitetsfaktorer eller ytvattentyper, utan arbetet fortsätter under den andra planeringsperioden.</p> <p>Under den första planeringsperioden har besluten om ekologisk status fattats på basis av mångsidiga bedömningar, eftersom det finns knappt om data, variationen i naturen är stor och kriterierna bristfälliga.Handledning till de saker som bör beaktas vid expertbedömning finns i del II. Målet är att framställa en integrerad granskning av de beräknade klassificeringsresultaten och trycken som beskriver mänsklig verksamhet genom att beakta hela vattenförekomstens situation. I del II behandlas dessutom metoder för bedömning av de planerade vattenskyddsåtgärdernas konsekvenser.</p> <p>Det är meningen att metoderna som finns beskrivna i del I och II ska användas parallellt då man gör klassificeringsbesluten. Att jämföra stationsvisa beräknade klassificeringsresultat med klassificeringskriterierna räcker inte, ens då det finns rikligt av data, för att bestämma statusklassen. Klassificeringen bör grunda sig på en granskning kombinerad av klassificeringsparametrarna, datats representativitet och generaliserbarhet samt en beskrivning av den inverkan som mänsklig verksamhet har.</p>			
Nyckelord	ekologisk status, klassificering, utvärdering av vattenpåverkan, vattenvård			
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral			
	ISBN 978-952-11-3682-5 (hft.)	ISBN 978-952-11-3683-2 (PDF)	ISSN 1796-1645 (print)	ISSN 1796-1653 (online)
	Sidantal 120	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) 32,00 €
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 780, 00043 EDITA Kundtjänst: tfn. +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Epost: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/publishing			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE) PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 610 123 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Vammalan kirjapaino, Sastamala 2010			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)			<i>Date</i> March 2010
<i>Author(s)</i>	Vuori K.-M., Mitikka S. ja Vuoristo H. (eds.)			
<i>Title of publication</i>	Pintavesien ekologisen tilan luokittelu (Guidance on ecological classification of surface waters in Finland Part 1: Reference conditions and classification criteria, Part 2: Environmental impact assessment)			
<i>Publication series and number</i>	Environmental Administration Guidelines 3/2009			
<i>Theme of publication</i>	Environmental protection			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available on the internet: www.ymparisto.fi/julkaisut			
<i>Abstract</i>	<p>The first ecological classification of surface waters in Finland has been compiled in 2008 and finalized in 2009 based on criteria and principles presented in this guidance. Classification development was a long process including several research projects, negotiations and educational courses. Several people from the Ministry of Environment and the Ministry of Agriculture and Forestry, Finnish Environment Institute, Finnish Game and Fisheries Research Institute, Regional Environment Centres, universities and regional fisheries administration units participated this process.</p> <p>National preparation work has taken into account EU guidances and results of the intercalibration process according to the Water Framework Directive. An intimate part of the work has been HERTTA data system development within the environmental administration. A separate waterbody data system was added into the HERTTA system. Information on typology, classification, pressures and management actions was saved in this data system. This concerted information is freely available via internet.</p> <p>This publication describes fundamentals of the ecological classification and its implementation during the first round of River Basin Management Planning (RBMP). The guidance is meant for people participating practical classification work and for those having general interest towards principals of classification and status assessment.</p> <p>Part I presents type-specific criteria and bases for ecological classification in surface waters. Criteria are not ready for all water body types and quality elements. Work is ongoing to develop further criteria for the next RBMP round.</p> <p>Due to data shortcomings, great natural variability and the deficiency of classification criteria a special challenge of the first RBMP was to carefully consider the status classes based on multiple lines of evidence. Part II guides what kind of evidence and how is needed to consider for such and expert judgment. The aim in this part is to describe integrated assessment of the calculatory face values of classification results and data indicating anthropogenic pressures at the scale of the whole water body. In addition, part II presents methods applicable for assessment of the water protection measures needed and their potential to improve the status of water bodies.</p> <p>Parts I and II are meant to be used together in assessment of the ecological status of water bodies. Comparisons of the site-specific face values to the class boundaries given are not as such applicable for classification, even in case of abundant data. Final decision on status class should be based on integrated consideration of the classification variables, data representativeness and pressures related to human activities.</p>			
<i>Keywords</i>	ecological status, aquatic impact assessment, Water Framework Directive, water management			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Institute			
	ISBN 978-952-11-3682-5 (pbk.)	ISBN 978-952-11-3683-2 (PDF)	ISSN 1796-1645 (print)	ISSN 1796-1653 (online)
	<i>No. of pages</i> 120	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> 32,00 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd, P.O.Box 780, FI-00043 Edita, Finland Customer service: tel. +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Mail orders: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/publishing			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE) P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Tel. +358 20 610 123, fax +358 20 490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>	Vammalan kirjapaino, Sastamala 2010			

Tähän julkaisuun on koottu vesiemme ekologisen tilan luokittelussa käytetyt kriteerit ja ohjeet niiden soveltamisesta. Luokittelu perustuu vuonna 2004 voimaan tulleeseen vesienhoitolakiin, joka asettaa vesillemme tavoitteeksi hyvän ekologisen tilan. Lain periaatteiden mukaisesti vesien tilaa pyritään arvioimaan eliöstön kannalta, suhteutettuna luonnontilaisiin ekosysteemeihin. Voimakkaasti muutetuissa vesissä tilavaatimukset ovat lievemmat ja luokittelu suhteutetaan tapauskohtaisesti parhaaseen saavutettavissa olevaan tilaan.

Luokittelussa tarkastellaan millaisia kasviplanktoniin, pohjaleviin, vesikasveihin, pohjaeläimiin ja kaloihin kuuluvia lajeja vesissämme esiintyy, kuinka monimuotoista niiden lajisto on ja kuvastaako lajien esiintyminen tai puuttuminen merkittäviä vesiin kohdistuvia paineita, kuten jätevesikuormitusta, virtaaman säännöstelyä tai liettymishaittoja.

Ensimmäiset luokittelutulokset on koottu ympäristöhallinnon verkkosivuille: www.ymparisto.fi/syke/vesienlaatu.



S Y K E

Myynti: Edita Publishing Oy
PL 780, 00043 EDITA
Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
asiakaspalvelu.publishing@edita.fi
www.edita.fi/netmarket

ISBN 978-952-11-3682-5 (nid.)

ISBN 978-952-11-3683-2 (PDF)

ISSN 1796-1645 (pain.)

ISSN 1796-1653 (verkkoj.)