

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Kari-Matti Vuori, Saara Bäck, Seppo Hellsten, Satu Maaria Karjalainen,
Pirkko Kauppila, Hans-Göran Lax, Liisa Lepistö, Susan Londesborough,
Sari Mitikka, Pirjo Niemelä, Jorma Niemi, Jens Perus, Olli-Pekka Pietiläinen,
Ansa Pilke, Juha Riihimäki, Jouko Rissanen, Jouni Tammi, Kimmo Tolonen,
Teppo Vehanen, Heidi Vuoristo ja Vincent Westberg

Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet



Kari-Matti Vuori, Saara Bäck, Seppo Hellsten, Satu Maaria Karjalainen,
Pirkko Kauppila, Hans-Göran Lax, Liisa Lepistö, Susan Londesborough,
Sari Mitikka, Pirjo Niemelä, Jorma Niemi, Jens Perus, Olli-Pekka Pietiläinen,
Ansa Pilke, Juha Riihimäki, Jouko Rissanen, Jouni Tammi, Kimmo Tolonen,
Teppo Vehanen, Heidi Vuoristo ja Vincent Westberg

Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet

HELSINKI 2006

Julkaisu on saatavana myös Internetissä
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 952-11-2128-9
ISBN 952-11-2129-7 (PDF)
ISSN 1238-7312

Kannen kuva: Kari-Matti Vuori
Taitto: Ritva Koskinen

Paino:
Yliopistopaino, Helsinki 2006

Alkusanat

Suomessa on 1970-luvulta alkaen luokiteltu pintavesien laatua ja laadittu koko maan kattavia kartoituksia vesiensuojelun tarpeisiin. Tässä yleisessä käyttökelpoisuusluokituksessa on huomioitu raakaveden hankinnan, uimisen ja muun virkistyskäytön sekä kalastuksen asettamat laatuvaatimukset. Käyttökelpoisuusluokituksen puutteet on tunnettu jo pitkään. Luokitus ei ole huomionnut riittävästi vesien luontaisia erityispiirteitä, pohjan ja ranta-alueiden laadullista heikentymistä tai vesiluonnossa tapahtuvia muutoksia. Monissa Euroopan maissa ja Pohjois-Amerikassa on jo vuosikymmenien ajan käytetty vesien tila-arvioinnissa biologisia laatutekijöitä ja arviointimenetelmiä. Vuonna 2000 voimaan astunut EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi edellyttää biologisten luokittelukriteereiden käyttöönottoa myös Suomessa. Ensimmäisen kerran pintavesien ekologisen tilan luokittelu tulee esittää vuoteen 2009 mennessä vesienhoitoalueiden hoitosuunnitelmissa.

Suomessa ympäristöministeriö asetti vuonna 1999 asiantuntijaryhmän vesistöjen ekologisen tilan luokittelun kehittämiseksi. Ympäristöministeriö sekä maa- ja metsätalousministeriö rahoittivat myös lukuisia aiheeseen keskittyneitä tutkimushankkeita vuosina 1999–2005. Hankkeissa tuotetun tiedon kokonaisvaltaiseen tarkasteluun ja yhteenvedoon on kuitenkin ollut vain rajoitetusti resursseja käytettävissä.

Vuodesta 2005 alkaen EU:n vesipolitiikan puitedirektiiviä on toimeenpantu lailla vesienhoidon järjestämisestä (1299/2004) ja asetuksella vesienhoitoalueista (1303/2004). Ympäristöministeriön 9.6.2004 asettama toimikunta jatkaa edelleen tätä kirjoitettaessa työtä vesienhoidon järjestämisestä annetun lain edellyttämien tarkempien säädösten valmistelemiseksi. Tähän liittyen aloitettiin Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) koordinoimana vuonna 2004 pintavesien tyyppittelyä ja ekologisen tilan luokittelua koskevan tutkimustiedon yhteenvedo hankkeessa ”Vesistöjen tyyppittelyn, luokittelun ja seurannan periaatteet”. Hankkeessa on myös valmisteltu ehdotus järjestelmäksi, jota käytettäisiin pintavesien ekologisessa luokittelussa.

Ympäristöministeriö järjesti hankkeen keskeisistä tuloksista sidosryhmille laajan kuulemistilaisuuden 23.5.2005. Saatujen kommenttien perusteella SYKE kokosi yhteistyökumppaniensa kanssa tähän raporttiin yhteenvedon tyyppittelyn ja luokittelun periaatteista.

Tyyppittelyn ja luokittelun tutkimushankkeita on toteutettu SYKEN, alueellisten ympäristökeskusten, yliopistojen sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen välisenä yhteistyönä. Haluamme lausua suuret kiitokset kaikille yhteistyötaidoille. Ympäristöministeriön sekä maa- ja metsätalousministeriön rahoitus ja kommentit työn eri vaiheissa ovat olleet korvaamattoman tärkeitä. Lämpimät kiitokset myös kaikkien kirjoittajien puolesta sidosryhmille ja asiantuntijoille saadusta kommentista.

Sisällys

Alkusanat	3
I Johdanto	9
2 Pintavesien tyypittely	11
2.1 Tyypittelyn tarkoitus ja yleisperiaatteet	11
2.2 Järvien tyypittely	14
2.3 Jokien tyypittely	16
2.4 Rannikkovesien tyypittely	18
3 Ekologisen luokituksen periaatteet ja suhde käyttökelpoisuus- luokitukseen	22
3.1 Ekologinen luokitus vesipuitedirektiivissä.....	22
3.2 Käyttökelpoisuusluokituksen ja ekologisen luokituksen vertailu	25
4 Vertailuolosta ja niiden määrittelystä	28
4.1 Vertailuolot käsitteenä	28
4.2 Vertailuolosten määrittelymenetelmät	29
4.2.1 Vertailupaikkojen käyttömahdollisuudet vertailuolosten määrittelyssä.....	29
4.2.2 Ennustava ja takautuva mallinnus sekä paleolimnologisten ja historiallisten aineistojen käyttö	30
4.2.3 Asiantuntija-arviointi ja menetelmien yhdistely.....	35
5 Luokitteluun ja seurantaan soveltuvien laatutekijöiden ja muuttujien valinta	36
6 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät pintavesien luokittelussa	38
6.1 Tausta	38
6.2 Yleiset tekijät.....	39
6.2.1 Näkösyvyys	39
6.2.2 Lämpöolot	40
6.2.3 Happitilanne	40
6.2.4 Suolaisuus.....	41
6.2.5 Happamoitumistilanne	41
6.2.6 Ravinneolot	42
6.3 Pilaavat aineet	44
6.3.1 Yleistä	44
6.3.2 Synteettiset pilaavat aineet (kemikaalit)	46
6.3.3 Metallit	47
6.4 Tietojen määrä, laatu ja saatavuus	51
6.4.1 Yleiset tekijät.....	51
6.4.2 Pilaavat aineet	52
6.5 Yleisten vedenlaatutekijöiden soveltuvuudesta ekologisen tilan arviointiin	53

7 Kasviplankton pintavesien ekologisena laatutekijänä	54
7.1 Yleistä kasviplanktonin indikaattoriarvosta	54
7.2 Kasviplankton järvien, jokien ja rannikkovesien ekologisen tilan luokittelussa.....	55
7.2.1 Koostumus ja runsaussuhteet	55
7.2.2 Biomassa.....	56
7.2.3 Yhteenveto	57
8 Vesikasvit ja pohjalevästö pintavesien ekologisina laatutekijöinä	60
8.1 Yleistä vesikasvien indikaattoriarvosta.....	60
8.2 Yleistä pohjalevästön indikaattoriarvosta	61
8.3 Vesikasvit järvien ekologisen tilan luokittelussa	63
8.3.1 Taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat.....	64
8.3.2 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat	66
8.3.3 Muut soveltuvat muuttujat.....	67
8.3.4 Yhteenveto	68
8.4 Vesikasvit ja pohjalevästö jokien ekologisen tilan luokittelussa.....	69
8.5 Vesikasvit ja makrolevät rannikkovesien ekologisen tilan luokittelussa.....	72
8.5.1 Taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat	72
9 Pohjaeläimet pintavesien ekologisena laatutekijänä	75
9.1 Yleistä pohjaeläinten indikaattoriarvosta	75
9.2 Aineistot, saatavuus ja laatu	77
9.3 Pohjaeläimet järvien, jokien ja rannikkovesien ekologisen tilan luokittelussa.....	78
9.3.1 Taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat.....	78
9.3.2 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat	79
9.3.3 Yhteenveto	80
10 Kalat pintavesien ekologisena laatutekijänä	82
10.1 Yleistä kalojen indikaattoriarvosta.....	82
10.2 Kalat järvien ekologisen tilan luokittelussa	83
10.2.1 Yleistä	83
10.2.2 Lajikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat.....	84
10.2.3 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat	85
10.2.4 Ikärakennetta kuvaavat muuttujat.....	88
10.2.5 Muut soveltuvat muuttujat.....	88
10.2.6 Kalastoseurannan soveltuvuus eri järviyypeissä.....	88
10.3 Kalat jokien ekologisen tilan luokittelussa	90
10.3.1 Yleistä	90
10.3.2 Jokien ekologista tilaa kuvaavat muuttujat.....	90
10.3.3 Kalastoseurannan soveltuvuus eri jokityypeissä.....	94
10.4 Kalastus ja kalaistutukset.....	94
10.5 Yhteenveto.....	94

I 1 Järvien tyypikohtaiset vertailuolot	97
11.1 Vertailuolujen määrittelytavat ja vertailupaikkojen valintakriteerit..	97
11.2 Biologiset laatutekijät ja muuttujat.....	98
11.2.1 Kasviplankton	98
11.2.2 Vesikasvit	100
11.2.3 Pohjaeläimet	100
11.2.4 Kalat	101
11.3 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät ja muuttujat.....	102
11.3.1 Typpi ja fosfori	107
11.3.2 Pohjanläheiset happiolosuhteet	109
11.3.3 Näkösyvyys	110
11.3.4 <i>a</i> -klorofylli	111
11.3.5 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät järvityypeittäin	112
I 2 Jokien tyypikohtaiset vertailuolot	114
12.1 Vertailuolujen määrittelytavat ja vertailupaikkojen valintakriteerit.....	114
12.2 Vesikasvit ja pohjalevästö	115
12.3 Pohjaeläimet.....	115
12.4 Kalat.....	115
12.5 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät ja muuttujat	115
I 3 Rannikon tyypikohtaiset vertailuolot	118
13.1 Vertailuolujen määrittelytavat ja vertailupaikkojen valintakriteerit.....	118
13.2 Biologiset muuttujat.....	118
13.2.1 Kasviplanktonin biomassa ja lajisto	118
13.2.2 Kasviplanktonin <i>a</i> -klorofylli.....	119
13.2.3 Kasviplanktonin pintalautat eli kukinnat.....	119
13.2.4 Makrofytyt.....	119
13.2.5 Pohjaeläimet	120
13.3 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät ja muuttujat sekä <i>a</i> -klorofylli	124
13.3.1 Tilastolliset analyysit ja aikasarjat.....	124
13.3.2 Empiirinen mallinnus	126
I 4 Ekologisen tilan määräytyminen ja luokittelujärjestelmän periaatteet	128
14.1 Luokkarajojen asettaminen	128
14.2 Luokittelun luotettavuus ja tarkkuus	129
14.3 Ekologisen tilaluokan määräytyminen.....	131
14.3.1 Heikoimman lenkin periaate	132
14.3.2 Yleisluokitus: muuttujien ja laatutekijöiden yhdistetty tarkastelu.....	133
14.3.3 Yhteenveto	135
14.4 Luokittelujärjestelmä	136
Kirjallisuus	138
Kuvailulehdet.....	149

Johdanto

Vesibiologisia menetelmiä on sovellettu pitkään vesien tilan luokittelussa ja seurannassa sekä Euroopassa että Pohjois-Amerikassa (Hynes 1960, Hellawell 1986, Rosenberg ja Resh 1993). Vesien tilaluokittelun biologiset kriteerit otettiin ensimmäisenä käyttöön Keski-Euroopassa, missä 1900-luvun alusta lähtien on sovellettu ns. saprobia-luokittelua vesien tila-arvioinnissa. Saprobia tarkoittaa likaantuneisuuden astetta ja se määritellään orgaanisen aineksen kuormitusta sietävien indikaattorilajien perusteella (Kolkwitz 1950). Eri maissa kehitettyjen biologisten menetelmien rajoitukseksi havaittiin jo varhain niiden rajoitettu soveltuvuus vain suppeahkoille maantieteelliselle alueelle sekä heikko yleistettävyyys kuvaamaan monien erilaisten ympäristömuutosten vaikutuksia erityyppisissä vesissä (esim. Rosenberg ja Resh 1993). Viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana biomonitoitintutkimuksessa on yleistynyt ns. ekologisten alueiden (engl. ecoregion, Omernik 1987) vertailuoloihin perustuvien luokittelukäytäntöjen kehittäminen. Tutkimusten mukaan biologisten luokittelukriteereiden luotettavuus on parhaimmillaan silloin, kun ne perustuvat geologisilta, ilmastollisilta ja eliömaantieteellisiltä ominaisuuksiltaan yhtenäisten alueiden erilaisten vesiekosysteemien tyyppilajeihin ja niiden vertailuoloihin (esim. Karr 1987, Whittier ym. 1988). Tätä lähestymistapaa sovelletaan myös EU:n vesipolitiikan puitedirektiivissä (= Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puiteista, VPD, vesipuitedirektiivi, vesipolitiikkadirektiivi).

Vesipuitedirektiivi uudistaa ja yhtenäistää Euroopan vesipolitiikkaa sekä asettaa laadullisia pintavesien tilatavoitteita. Direktiivin mukaan pintavesien eläin- ja kasviyhteisöjen ominaispiirteiden tulisi ilmentää korkeintaan vähäisiä ihmistoinnasta aiheutuneita muutoksia verrattuna luonnontilaiseen vastaavan tyyppiin vesistöön. Tämä ns. hyvän ekologisen tilan tavoitela tulisi saavuttaa jäsenvaltioiden kaikissa pintavesissä vuoteen 2015 mennessä. Poikkeuksena ovat hydrologialtaan tai pohja- ja rantarakenteiltaan voimakkaasti muutetut vesistöt, joissa direktiivi edellyttää vähemmän vaativia ympäristötavoitteita, ns. hyvää ekologista potentiaalia.

Vesipuitedirektiivin mukaan jäsenvaltioiden on kehitettävä keskenään vertailukelpoiset luokittelu- ja seurantajärjestelmät. Erinomaisen ja hyvän sekä hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan väliset luokkarajat määritellään interkalibrointimenettelyssä. Interkalibrointiverkkoon valitaan valikoiduista pintavesityypeistä vähintään kaksi paikkaa arvioidun erinomaisen ja hyvän tilan rajalta ja vähintään kaksi paikkaa hyvän ja tyydyttävän rajalta.

Lisätietoja vesipuitedirektiivistä sekä sen implementoinnista, interkalibroinnista ja Guidance document -julkaisuista löytyy mm. seuraavilta EU:n DG Environment -sivuilta:

http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html

<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/implementation.html>

http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/guidance_documents.html

Suomessa vesipuitedirektiivin toimeenpanon valmistelu käynnistyi 1990-luvun lopulla. Ympäristöministeriö asetti vuonna 1999 asiantuntijaryhmän vesistöjen ekologisen tilan luokittelun kehittämiseksi. Asiantuntijaryhmän tehtävänä oli koota ja valmistella vesipuitedirektiivin toimeenpanoa tukevia tutkimushankkeita, kehittää vesistöjen ekologisen tilan luokittelua sekä tehdä ehdotuksia pintave-

sien tilan seurantojen ja velvoitetarkkailujen kehittämiseksi. Asiantuntijaryhmän tehtävänä oli koordinoita aiheeseen liittyviä tutkimushankkeita. Rinnan asiantuntijaryhmän kanssa toimi rannikkovesiasiantuntijoiden ryhmä, jonka vastuulla oli rannikkovesiä koskevien hankkeiden edistäminen. Kokouksissa käsiteltiin mm. pintavesien tyypittelyä ja luokittelua, interkalibrointipaikkojen valintaa sekä seurannan järjestämistä. Asiantuntijaryhmän toimintaan osallistui edustajia Suomen ympäristökeskuksesta (SYKE), alueellisista ympäristökeskuksista sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta (RKTL). Asiantuntijaryhmän toiminta jatkui vuoteen 2003 asti.

”Vesistöjen tyypittelyn, luokittelun ja seurannan periaatteet” -nimisessä tutkimushankkeessa laadittiin ehdotus Suomen järvien tyypittelyksi sekä kerättiin aineistoa ja tarkasteltiin aineistoja tyypikohtaisten vertailuolojen määrittämiseksi. Jokityypeistä tehtiin ehdotus jokien luokittelua ja seuranta kehittäneessä hankkeessa (Hämäläinen ym. 2005). Rannikkoryhmä laati vastaavan ehdotuksen rannikkovesille. Sisävesihankkeessa järvien havaintopaikat jaettiin kuormitettuihin tai muuten muutettuihin sekä vain vähäisessä määrin ihmistoiminnan vaikutuksessa oleviin kohteisiin. Tähän jakoon perustuen on tarkasteltu veden laatua ja biologisten muuttujien arvoja kuormitetuissa ja vähän kuormitetuissa vesissä. Tarkasteluilla on pyritty etsimään veden kemiallisen laadun ja biologisten muuttujien luokkarajoja soveltaen mm. EU:n strategisen ohjeistuksen REFCOND-ohjeen periaatteita (EU CIS Refcond Guidance 2003).

Tyypittelyn ja luokittelun hankkeet on toteutettu verkostoituneena eri yhteistyökumppaneiden kanssa. Esimerkiksi järvien pohjaeläinosiot on tehty yhteistyönä Pohjois-Karjalan ja Pohjois-Savon ympäristökeskusten sekä Joensuun yliopiston kanssa ja vesikasvillisuusselvitykset Etelä-Savon ympäristökeskuksen kanssa. RKTL on ollut hankkeessa mukana kala-aineistojen käsittelijänä. Luontaisesti rehevien järvien vertailuolojen määrittelyn kehittämistä toteutettiin yhteistyönä Geologian tutkimuskeskuksen kanssa. Rannikkohankkeissa olivat mukana alueelliset ympäristökeskukset, Oulun yliopisto ja Åbo Akademi. Ahvenanmaan maakuntahallituksen edustajiin on oltu yhteydessä sekä rannikkovesien että järvien osalta.

Ekologinen asiantuntijaryhmä järjesti kolme kansainvälistä symposiumia sisävesien tyypittelystä, ekologisesta luokittelusta ja seurannasta (Bäck ja Karttunen 2001, Ruoppa ja Karttunen 2002, Ruoppa ym. 2003). Tyypittelystä ja luokittelusta on järjestetty useita kotimaisia seminaareja, ja aihekokonaisuutta on käyty esittelemässä vesipolitiikan puitteiden direktiivin toimeenpanoa valmistelemissa toimikunnissa. Hankkeen puitteissa on osallistuttu myös EU:n komission toimeksiannosta laadittujen ohjeistojen, erityisesti REFCOND- ja Monitoring-ohjeiden testaamiseen Oulujoen vesistön pilottialueella.

Vesipuitteiden mukaisten seurantaohjelmien tulee olla valmiita vuoden 2006 loppuun mennessä. Ensimmäisen kerran pintavesien luokittelu tulee esittää vuoteen 2009 mennessä vesienhoitoalueiden hoitosuunnitelmissa. Tämä raportti on yhteenveto ympäristöhallinnon tyypittely- ja luokittelutyöstä.

Pintavesien tyypittely

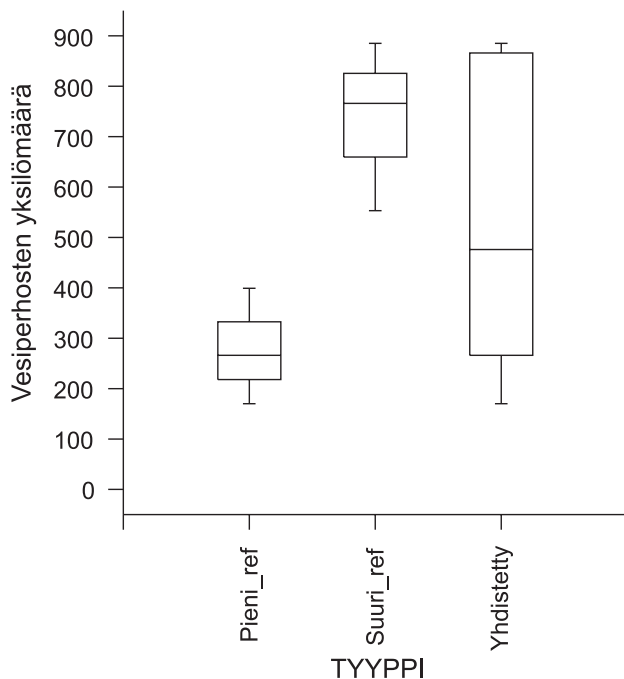
2

2.1 Tyypittelyn tarkoitus ja yleisperiaatteet

Vesipuidedirektiivi edellyttää pintavesien tyypittelyä vesimuodostumien ja niiden valuma-alueiden luontaisten geologisten, maantieteellisten ja fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella. Vesien biologisessa arvioinnissa vedet ryhmitellään luontaisilta ominaisuuksiltaan vertailukelpoisiin ryhmiin ennen vertailuolujen määrittelyä (USEPA 1998). Tämä on myös VPD:n mukaisen tyypittelyn tarkoitus. Luotettavia vertailuoloja on mahdollista määritellä vain keskenään mahdollisimman samankaltaisten valuma-alueiden mahdollisimman samankaltaisille vesille. Tyypittelyä ja tyypikohtaisia vertailuoloja tarvitaan määriteltäessä erilaisten vesien järkeviä ympäristötavoitteita ja luokittelukriteereitä. Esimerkiksi pienten ja suurten vesimuodostumien biologisten tekijöiden ominaisuudet eroavat selvästi, eikä niille siten voida soveltaa samanlaisia tyypikohtaisia vertailuoloja. Tätä on havainnollistettu kuvassa 1. Tyypittelyn yleisperiaatteita on tarkasteltu eräissä EU:n tutkimuksen 5. puiteohjelman konsortiohankkeissa (esim. www.aqem.de, Moss ym. 2003). Alla on listattu eräitä tyypittelyn keskeisiä periaatteita.

Tyypittelyn yleisperiaatteet

- tyypittely perustuu vesimuodostumien ja niiden valuma-alueiden luontaisiin ominaisuuksiin
- tyypittely on ekologisesti relevantti eli ryhmittelee kohteet eliöstöltään samankaltaisiin tyyppiin
- tyypikohtaiset vertailuolot ovat luotettavasti määritettävissä
- tyypittelyssä ei käytetä samoja tekijöitä kuin luokittelussa
- tyypittelyn on oltava kustannustehokas ja käytännöllinen
- tyypittelyä ei tehdä pelkästään kategoristen raja-arvojen perusteella



Kuva 1. Esimerkki tyypittelyn merkityksestä tyypikohtaisien vertailuolujen määrittelyssä ja luokittelutekijöiden vaihtelun hallinnassa. Y-akselin kuvaama suodattajavesiperhosten yksilömäärä (laatikon keskiviiva = mediaani, ääripäät = vaihteluväli) on tärkeä jokien pohjaeläinten vertailuolona määrittelevä ominaisuus. Pienissä vertailuajoissa (Pieni_ref) vesiperhosten yksilömäärä on selvästi alhaisempi kuin suurissa vertailuajoissa (Suuri_ref). Mikäli suuret ja pienet jokityypit yhdistetään (Yhdistetty), kasvaa vaihtelu niin suureksi, ettei luotettavia vertailuoloja voida määritellä (Vuori, julkaisematon aineisto).

Suomessa tietämys pintavesien biologisten laatutekijöiden vaihtelusta suhteessa VPD:n tyypittelytekijöihin on toistaiseksi ollut puutteellista, eikä alkuvaiheessa tunnistettujen tyyppien järkevyyttä luokittelun kannalta ole voitu testata kattavasti. Monimuuttuja-analyyseissä väriluku näyttäisi ryhmittävän kasviplanktonlajiston 2–3 vertailujärviryhmään. Värin lisäksi veden pH vaikuttaa ryhmien muodostumiseen (Lepistö ym. 2004). Järvityypittelyn toimivuutta on alustavasti testattu monimuuttuja-analyysillä myös pohjaeläinyhteisöjen koostumuksen osalta (Tolonen ym. 2005). Yhteisökoostumusta selittäviksi muuttujiksi tarjottiin seitsemän tyypittelytekijää (järvialtaan pinta-ala, pohjoiskoordinaatti, itäkoordinaatti, korkeus merenpinnasta, keskisyvyys, veden syvyys näytteenottopaikalla, veden väri sekä alusveden lämpötila elokuussa). Pohjaeläinyhteisöt eivät jakaantuneet selviin ryhmiin ehdotetun järvityypittelyn (Pilke ym. 2002) mukaissa tyypeissä. Tyypin sisäinen vaihtelu oli suurinta pienissä, kohtalaisen humuspitoisissa järvissä. Suurin osa vaihtelusta selittyy näytteenottosyvyydellä. Verrattaessa tyypittelyehdotusta (Pilke ym. 2002) ja direktiivin A-järjestelmän mukaista tyypittelyä todettiin, että A-järjestelmän mukaan jaetuissa tyypeissä sisäinen vaihtelu oli suurempaa ja kuormitettujen järvien erottuminen kuormittamattomista hieman heikompaa kuin B-järjestelmän mukaan tehdyssä tyypittelyssä.

Järvityypittelyn soveltuvuutta kaloille testattiin tarkastelemalla 21 yleisimmän kalalajin esiintymistä ja runsautta järvissä (Tammi ym. 2001, 2002). Faktori-analyysin tuloksena muodostui viisi kalayhteisöryhmää, joiden esiintymistä selittivät keskeisimmin järven tuottavuus, sijainti (pohjoisuus) ja pinta-ala. Järviveden humuspitoisuus ei osoittautunut merkittäväksi kalayhteisöjä sääteleväksi tekijäksi. Myös korkeuden merenpinnasta on todettu olevan kalayhteisöjä selittävä tekijä, vaikka sitä ei pystytty puuttellisten korkeustietojen perusteella tutkimuksissa todentamaan. Tarkastelujen yleistävä johtopäätös oli, että kaikkien ehdotettujen järvityyppien kalayhteisöt eivät poikke merkittävästi toisistaan. Samat ekologisen luokituksen kriteerit voivat siten mennä limittäin ja soveltua useiden järvityyppien tietyille kalayhteisömuuttujille.

Edellä mainittujen testausten perusteella vuoden 2002 tyypittelyehdotuksen pääpiirteitä ei katsottu tarpeelliseksi muuttaa vielä tässä vaiheessa, vaikka tyypittelyä onkin tulosten perusteella kehitettävä. Kehitystyö edellyttää tyypittelytekijöiden ja niiden erilaisten yhdistelmien biologisen merkittävyyden jatkotestauksia. Tyypittelyjärjestelmää voidaan täsmentää ja täydentää luotettavasti vasta vesibiologisen tutkimustiedon karttuessa.

Direktiivin lähtökohtana on pintavesien tyypittely A- tai B-järjestelmän mukaisesti (taulukko 1). A-järjestelmässä neljälle eri tyypittelytekijälle annetaan selvät numeeriset raja-arvot, ja sitä sovelletaan direktiivissä määritellyn luonnonmaantieteellisen aluejaon mukaisesti. Suomi jakautuu kahteen luonnonmaantieteelliseen alueeseen (direktiivin liite XI), erityisesti Fennoskandian kilpeen, mutta vähäiseltä osin myös pohjoiseen yläntöön Pohjois-Lapissa. B-järjestelmässä ei ole numeerisia raja-arvoja, tekijöitä on enemmän ja osa niistä on vaihtoehtoisesti valittavia. B-järjestelmä antaa siten enemmän soveltamismahdollisuuksia. B-järjestelmällä pyritään eliöyhteisön kannalta mahdollisimman merkityksellisiin tyyppiin.

Taulukko I. Vesipuidedirektiivin (liite II) sisävesiä koskevat A- ja B-järjestelmien kuvaajat ja niitä A-järjestelmässä määrittelevät rajat.

Järvet	Joet
A-järjestelmä, jota sovelletaan luonnonmaantieteellisen aluejaon mukaisesti	
Korkeussuhteet korkea > 800 m keskitaso 200–800 m alava < 200 m	Korkeussuhteet korkea > 800 m keskitaso 200–800 m alava < 200 m
Keskisyvyys < 3 m 3–15 m > 15 m	Valuma-alueen koko pieni 10–100 km ² keskikokoinen > 100–1 000 km ² suuri > 1 000–10 000 km ² hyvin suuri > 10 000 km ²
Järven pinta ala 0,5–1 km ² 1–10 km ² 10–100 km ² > 100 km ²	Geologia kalkkipitoinen kvartsipitoinen orgaaninen
Geologia kalkkipitoinen kvartsipitoinen orgaaninen	
B-järjestelmä	
Pakolliset tekijät	Pakolliset tekijät
Järvet korkeus leveysaste pituusaste syvyys geologia Valinnaiset tekijät keskimääräinen vedensyvyys järven muoto viippymä ilman keskilämpötila ilman lämpötilan vaihteluväli kerrostuneisuustyyppi (esim. monomiktinen, dimiktinen, polymiktinen) happamuuden neutraloimiskyky ravinteiden taustapitoisuudet keskimääräinen pohjan laatu vedenkorkeuden vaihtelu	Joet koko korkeus leveysaste pituusaste geologia koko Valinnaiset tekijät etäisyys joen alkupisteestä virtauksen energia (riippuvainen virtaamasta ja kaltevuudesta) keskimääräinen vedenpinnan leveys keskimääräinen vedensyvyys keskimääräinen vedenpinnan kaltevuus pääuoman muoto joen virtaamaluokka jokilaakson muoto kiintoaineen kulkeutuminen happamuuden neutraloimiskyky keskimääräinen pohjan laatu kloridi ilman lämpötilan vaihteluväli ilman keskilämpötila sademäärä

Vaikka A-järjestelmän tyypittelevät tekijät ovat sinänsä keskeisiä, ei järjestelmä sellaisenaan soveltune käyttöön harvoja poikkeuksia lukuun ottamatta. A-järjestelmän kaavamainen noudattaminen johtaisi suureen määrään tyyppejä, joiden muodostama kokonaisuus ei olisi luonnon, vertailuolosten määrittelyn tai vesien ti-

lan arvioinnin kannalta perusteltu. Toisaalta maan luonnonoloille merkityksellisiä tekijöitä saattaa puuttua A-järjestelmästä.

Tyypittelyjärjestelmissä esitetyille tekijöille tarvitaan vastaavat muuttujat vesien tyypittelyn käytännön toteutusta varten. Osalle A-järjestelmän tekijöistä on suoraan määritelty muuttuja. Jollekin A-järjestelmän ja usealle B-järjestelmän tekijälle voidaan kuitenkin esittää vaihtoehtoja. Esimerkiksi jokien B-järjestelmän tekijälle ”koko” voidaan käyttää muuttujana valuma-alueen pinta-alaa kuten A-järjestelmässä. Muita mahdollisia muuttujia joen koolle voisivat olla joen virtaama (jossa virtaava vesimäärä aikayksikössä) ja joen vesipinnan leveys, molemmat valinnaisia tekijöitä B-järjestelmässä. Käytännölliset näkökohdat on otettava huomioon sekä tekijöitä että muuttujia määriteltäessä. Näitä ovat tarvittavan aineiston saatavuus ja määrittelyyn tarvittavan työn laatu ja määrä.

Jokityypit on ehdotettu määriteltäviksi seuraavien tekijöiden mukaan: valuma-alueen koko, maaperän runsasravinteisuus (erityisesti savimaat) tai runsashumuksisuus sekä sijainti (korkeusasema). Edelleen tarkasteltavia lisätekijöitä ovat järvisuus ja yläpuolisten järviäلتاين vaikutus jokiosuudella. Sekä järvi- että jokityypittelyn muuttujien ja tarkempien numeeristen erottelutekijöiden kehittäminen jatketaan.

Tyypit ja niiden vastineet vuoden 2002 tyypittelyssä ja interkalibroinnissa on esitetty liitteessä I. Rannikkovesien tyypittelyn lähtökohtia tarkastellaan luvussa 2.4.

2.2 Järvien tyypittely

Järvien tyypittelytekijöiden arvioinnissa huomioitiin taulukkoon 2 listatut seikat. Suomalaiseen järviyyppittelyyn soveltuvia tekijöitä näyttäisivät olevan järven koko, järven syvyysuhteet, valuma-alueen geologisia ominaisuuksia kuvaavat veden luontaiset humus-, kalkki- ja ravinnepitoisuudet, sijainti (leveysaste) tai korkeusasema, veden viipymä ja mahdollisesti vedenkorkeuden luontainen vaihtelu. Järven muoto ja kerrostuneisuus saattaisivat olla järveä määrittelevinä tekijöinä hyviä, käytännössä kuitenkin suuritöisiä tai vaikeasti hallittavia. Järvien tyypittelyssä on tulevaisuudessa tarpeen tarkastella tarkemmin tyypittelytekijöiden erilaisia kombinaatiomahdollisuuksia (Nykänen ym. 2005).

Tarkastelujen perusteella päädyttiin alla kuvattuihin alustaviin järviyyppihin (+ lyhenne).

Pohjois-Lapin järvet (PoLa). Tyypitellään sijaintinsa perusteella. Tunnuksomaista mm. lämpöolot sekä vedenpäällisen ja rantakasvillisuuden vähäisyys. Ovat enimmäkseen pienikokoisia. Ovat kylmiä, vuotuinen pinnan maksimilämpötila on noin 15 °C, ja jääpeitteisen ajan kesto on noin 9 kk (vrt. Sorvari ym. 2000). Joukkoon mahtuu maaperätekijöistä ja sijainnista johtuen vaihteleva joukko järviä. Blom ym. (1998) erottivat kaksi ryhmää, joita luonnehtivat eroavuudet mm. koossa, lämpötilassa ja veden humuspitoisuudessa. Pohjois-Lapin järvien eliöstössä ilmastotekijöiden tai ilmastosta riippuvien tekijöiden vaikutus näkyi surviaissääskentoukkien, vesikirppujen ja piilevien lajistossa (Korhola ym. 1998). Varsinaisten *tunturijärvien (Tu)* erottelamiseen muista Pohjois-Lapin järvistä on arvioitu voitavan käyttää männyn metsänrajaa. Vuoden 2002 ehdotuksen tyypinnumero 1.

Taulukko 2. Järvien B-järjestelmän valinnaisten tekijöiden arviointi.

Tekijä	Tekijän arviointia
Keskimääräinen vedensyvyys	Keskeinen tekijä, päällekkäinen pakollisen tekijän syvyys kanssa.
Järven muoto	Tärkeä tekijä mm. rantavyöhykkeen ja tuulen vaikutuksen kannalta. Suomessa järvien muoto on usein hyvin vaihteleva. Soveltuvan muuttujan löytäminen ei ole välttämättä yksinkertaista.
Viipymä	Keskeinen tekijä. Tarkkoja viipymätietoja vain pienehköstä osasta järviä.
Ilman keskilämpötila	Päällekkäisyys Suomessa leveysasteen ja/tai korkeusaseman kanssa.
Ilman lämpötilan vaihteluväli	Kuten edellinen.
Kerrostuneisuustyyppi (esim. monomiktinen, dimiktinen, polymiktinen)	Keskeinen tekijä. Päällekkäinen maantieteellisen sijainnin, syvyysuhteiden ja pinta-alan kanssa. Tiedonkäsittely voi olla käytännön ongelma.
Happamuuden neutraloimiskyky	Keskeinen tekijä vesissä. Tärkeä happamoitumisessa.
Ravinteiden (luontaiset) taustapitoisuudet	Tärkeä tekijä. Riippuvainen valuma-alueen ominaisuuksista ja järven hydrologiasta.
Keskimääräinen pohjan laatu	Karkeasti jaoteltuna saattaisi olla teoriassa käyttökelpoinen, mutta silloinkin tiedon saatavuus voi olla ongelma. Riippuvuus mm. valuma-alueen maaperästä, järven koosta, muodosta, hydrologiasta.
Vedenkorkeuden vaihtelu	Osassa Suomen järviä saattaa olla merkitystä tarkasteltaessa luokittelussa fyysisten muuttavien tekijöiden vaikutusta. Valmiin tiedon saatavuus voi olla ongelma.

Runsasravinteiset ja runsaskalkkiset järvet (RrRc). Savikkoalueiden tai runsasravinteisen tai runsaskalkkisen kallio- tai maaperän alueen järviä. Keskittyvät erityisesti Etelä- ja Lounais-Suomeen, Etelä-Hämeeseen sekä Iisalmen reitille. Runsaskalkkisia järviä on erityisesti Kuusamossa ja sieltä kohti Sallaa suuntautuvalla alueella, Keski-Lapissa ja myös erillisiä järviä muualla Lapissa. Kooltaan useimmiten pieniä tai keskikokoisia. Voivat olla matalia tai keskisyviä. Erotellaan maa- ja kallioperän ominaisuuksien perusteella. Avustavina tekijöinä voidaan käyttää talviajan sameutta erottelemaan savialueiden järvet ja suurta alkaliniteettia erottamaan runsaskalkkiset järvet. Ryhmät ovat osittain päällekkäiset. Kuusamon ja Keski-Lapin järvissä on tyypillisiä vesikasvillisuuden yhteisöjä (*Chara*-pohjaleväjärvet Kuusamossa ja sahalehtijärvet Keski-Lapissa). Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumerot 2 ja 3.

Vähähumuksiset järvet (Vh). Harju- ja kallioalueilla sijaitsevia tai niiltä vetensä saavia järviä, kooltaan pieniä tai keskikokoisia. Vesi on kirkasta ja vähähumuksista. Karuja. Veden puskurikyky on pieni. Erotellaan luontaisen humuspitoisuuden (kuten väri alle 30 mg Pt/l) ja pinta-alan perusteella. Varsinkin pieniä vähähumuksisia järviä on melko runsaasti. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 4a.

Matalat vähähumuksiset järvet (VhM). Edellisen tyyppin kaltaisia, mutta keskisyvyys alle 3 metriä, kesäkerrostuneisuus lyhytaikaista. Tämän tyyppin järviä esiintyy jonkin verran. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 4b.

Suuret vähähumuksiset järvet (SVh). Suuria järviä, joiden lisävedet tulevat merkittävältä osin sora-alueilta ja joiden sijainti vesireittien keski- tai alaosilla alentaa veden humuspitoisuutta. Tuotantotyyppiltään karuja, esimerkkeinä Kuolimo, Kukkia, Höytiäinen. Lukumääräisesti ei paljon, mutta osuus järvien kokonaispinta-alasta arviolta noin neljäsosa. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 5.

Pienet keskiumuksiset järvet (PKh). Pieniä moreeni- tai turvemaiilla sijaitsevia järviä, joiden vesi kerrostuu kesäaikana. Runsaslukuinen tyyppi. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 6a.

Keskikokoiset keskiumuksiset järvet (KkKh). Keskikokoisia moreeni- ja turvemaiden järviä. Vesimassa kerrostuu kesäaikana. Melko runsaslukuinen tyyppi. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinnumero 7a.

Matalat keskiumuksiset järvet (KhM). Pieniä ja keskikokoisia järviä, jotka mataluutensa vuoksi eivät kerrostu kesällä. Runsaslukuinen tyyppi. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumerot 6b ja 7b.

Suuret keskiumuksiset järvet (SKh). Suuria, usein reittivesistöjen keskusjärviä. Yleensä aina kesäisin kerrostuvia. Lukumäärä ei suuri, mutta osuus järvien kokonaispinta-alasta arviolta neljäsosan luokkaa. Tämän tyyppin järviä ovat esim. Piellinen, Tarjannevesi, Näsijärvi ja Lestijärvi. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 8.

Runsashumuksiset järvet (Rh). Turvemaiden järviä, yleensä vesistöjen latvajärviä vedenjakaja-alueilta tai niiden läheltä. Suuria luonnostaan runsashumuksisia (erottelevana tekijänä esim. veden väri yli 90 mg Pt/l) järviä on vähän, mutta pieniä ja keskikokoisia runsaasti. Humus vaikuttaa mm. luontaiseen hapenkulumiseen ja talviajan happitilanteeseen. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumerot 9a ja 10a.

Matalat runsashumuksiset järvet (RhM). Turvemaiden pieniä järviä, joissa humuksen vaikutukset mm. happitilanteeseen kärjistyvät mataluuden takia. Tyypillisimmin esiintyy maan keskiosasta pohjoiseen, mutta myös muilla alueilla. Melko runsaslukuinen tyyppi. Määrän arvioiminen on melko epävarmaa, koska syvyystiedot puutteellisia. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumerot 9b ja 10b.

Lyhytviipymäiset järvet (Lv). Etupäässä vesireittien alaosien järviä, joiden vedenvaihtuvuus suuri. Virtauksen vaikutuksesta eliöstössä jokivesille tyypillistä lajistoa. Mahdollinen uusi tyyppi reittivesistöissä.

2.3 Jokien tyypittely

Jokien tyypittelyn kehittämiseen vaikuttaneista seikoista kerrotaan Länsi-Suomen ympäristökeskuksen vetämän hankkeen raportissa (Hämäläinen ym. 2005). Jokien ehdotetut kokoluokat ovat olleet valuma-alueen pinta-alaltaan 10–100 (pienet), 100–1 000 (keskisuuret), 1000–10000 (suuret) ja yli 10 000 (erittäin suuret) km². Humusjoen määritelmä oli, että vähintään 25 prosenttia joen valuma-alueesta oli turvemaata. Määritelmä perustuu Hämäläisen testituloksiin Vuoksen vesistön 3. jakovaiheen valuma-alueiden vedenlaadun suhteista valuma-alueen turveprosenttiin vuonna 2002 (Hämäläinen, julkaisematon). Tätä kategorista raja-arvoa, kuten muidenkaan tyypittelytekijöiden raja-arvoja, ei tule käyttää käytännön tyypittelytyössä ilman tekijän todellisen vaikutuksen muuta arviointia (turvemaiden läheisyys, järviäldaiden vaikutus, pohjavesien vaikutus, veden arvioitu luontainen väri ym. humuspitoisuutta kuvaavat ominaisuudet sekä mahdolliset tiedot biologisista yhteisötyypeistä). Korkeusaseman rajana on ollut 200 m. Valtakunnallisesti kattavaa jokityypittelyn toimivuuden testausta on tehty lähinnä vain pienempien latvajokien osalta (Hämäläinen ym. 2005). Työn perusteella päädyttiin alla kuvattuihin alustaviin jokityyppeihin. Tyyppinimet ja kuvaukset ovat alustavia SYKESissä laadittuja hahmotelmia. Jokien tyypittelyssäkin on tarve tarkennuksiin ja nimistysten yhdenmukaistamiseen.

Pienet alavan maan humusjoet (PHAl). Turvemaiden vaikutuksen alaiset joet alavilla mailla (korkeus alle 200 m). Usein erillisiltä suovaltaisilta valuma-alueilta suurten jokien pääuomiin tai järviältaisiin laskevia pieniä jokia. Voivat olla mm. purotaimenen tai taimenen esiintymispaikkoja, myös luontaisesti runsashumuksisia ja happamia, meanderoivia suoalueiden jokia. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppi numero 1a.

Pienet keskikorkean maan humusjoet (PHKo). Kattavia vertailuja ei alavien maiden pieniin humusjokiin ole tehty. Tässä tyypissä uoman kaltevuudet voivat olla

suurempia kuin alavilla mailla ja vedenjakajien läheisyydessä humuspitoisuudet voivat olla suuria. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 1b.

Pienet alavan maan vähähumuksiset joet (PVhAl). Hiekka- tai soramaiden pienet joet ovat luonnostaan kirkkaita ja vähäravinteisia. Pohjavesien osuus voi olla merkittävä. Voivat olla mm. purotaimenen tai taimenen esiintymispaikkoja. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 2a.

Pienet keskikorkean maan vähähumuksiset joet (PVhKo). Poikkeavat edellistä yleisesti mm. uoman kaltevuuden perusteella. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 2b.

Pienet runsasravinteiset (rehevät) joet (PRr). Alavien savimaiden jokia, joita esiintyy erityisesti etelärannikon, Lounais-Suomen ja Pohjanmaan vesistöissä. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 3.

Keskikokoiset alavan maan humusjoet (KkHAl). Turvemaiden valumavesien vaikutuksen alaisia jokia. Luonnostaan vähäinen kaltevuus lisää suvantomaisten osuuksien määrää. Kokonaisia mereen laskevia jokia, merkittäviä sivujokia tai jokien alajuoksua. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 4a.

Keskikokoiset keskikorkean maan humusjoet (KkHKo). Turvemaiden vaikutuksen alaisia jokiosuuksia vesistöjen yläosissa. Sijainti suosii suurempien humuspitoisuuksien esiintymistä kuin edellisessä. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 4b.

Keskikokoiset alavan maan vähähumuksiset joet (KkVhAl). Jokia, jotka saavat vensensä hiekka- tai soramailta tai sijaitsevat humuspitoisuuksia vähentävien järviäldaiden jälkeen. Virtausnopeudet saattavat olla maaston vähäisestä kaltevuudesta johtuen vähäisiä. Mereen tai suurempiin järviin laskevia jokivesistöjen pääuomia, merkittäviä sivujokia. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 5a.

Keskikokoiset keskikorkean maan vähähumuksiset joet (KkVhKo). Sora- ja hiekkamaiden valumavesien vaikutus jokiosuuksilla on merkittävä tai ne sijaitsevat järviäldaiden jälkeen. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 5b.

Keskikokoiset runsasravinteiset (rehevät) joet (KkRr). Alavien savimaiden jokia, joita esiintyy erityisesti etelärannikon, Lounais-Suomen ja Pohjanmaan vesistöissä. Savisameus tyypillistä. Merkittäviä sivujokia tai jokien alajuoksua. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 6.

Suuret humusjoet (SH). Turvemaiden valumavesien vaikutus merkittävä. Jokiosuuksia tai sivujokia ylempänä vesistöissä (esim. Lieksanjoki Vuoksen vesistössä), mutta myös mereen laskevia jokia voi olla (kuten Siikajoki). Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 7.

Suuret alavan maan vähähumuksiset joet (SVhAl). Jokia, joiden valuma-alueelta ei tule suurta määrää humuspitoista valuntaa tai järviäldaat vähentävät humuspitoisuutta tai molemmat tekijät vaikuttavat (esim. Inarinjärveen laskeva Juutuanjoki, Alvettulanjoki Hauhon reitillä Kokemäenjoen vesistössä). Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 8a.

Suuret keskikorkean maan vähähumuksiset joet (SVhKo). Lukumääräisesti suhteellisen vähän, esim. Kitkajoki Kuusamossa. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 8b.

Suuret runsasravinteiset (rehevät) joet (SRr). Esimerkiksi Kiskonjoen–Perniönjoen alajouksu. Yläjuoksulla on myös kirkasvetisiä osuuksia. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 9.

Erittäin suuret humusjoet (ESH). Erittäin suurista joista esim. Kemijoen turve- maavaltaisella valuma-alueella on selvä vaikutus veden humuspitoisuuteen. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 10.

Erittäin suuret vähähumuksiset joet (ESVh). Turvemaiden tai muiden orgaanisten maiden osuus valuma-alueella alhainen. Myös järviäldaiden vaikutus voi laimentaa kaukovaluma-alueelta huuhtoutuvan humusaineen merkitystä. Mm. Kokemäenjoen ja Kymijoen valuma-alueilla soita on selvästi alle 20 %. Erityisesti Kymijoessa pieneen humuspitoisuuteen vaikuttaa myös suuri järvisyys (18,3 %). Monet Lapin suu-

ret joet (Tornionjoki, Muonionjoki) lienevät luonteeltaan kirkasvetisiä suurehkosta turvemaosuudesta huolimatta. Vuoden 2002 ehdotuksen tyyppinumero 11.

Tätä raporttia kirjoitettaessa on SYKEssä valmistumassa jokien tarkennettu tyyppittely.

2.4 Rannikkovesien tyyppittely

Rannikkovesien ominaistarkastelu tehtiin direktiivin B-järjestelmän tekijöiden perusteella (taulukko 3). Työssä otettiin huomioon myös CIS2.4-työryhmän antama ohjeistus, mikä varmistaa rannikkovesityyppien vertailukelpoisuuden paitsi Itämeren, myös koko Euroopan yhteisön alueella (EU CIS Coast Guidance 2003).

Ominaispiirteiden tarkastelussa hyödynnettiin vedenlaatutiedon (suolaisuus, veden keskilämpötila, sameus ja näkösyvyys sekä veden kerrostuneisuus) lisäksi karttapohjaista tietoa (syvyys, pohjan laatu, aallokon vaikutus laajassa merkityksessä sekä jäätalven pituus). Tekijöiden painoarvo vaihteli eri alueilla tiedon saatavuuden ja alueiden erikoispiirteiden mukaan, kuitenkin niin, että näkösyvyys- ja sameustiedot olivat painoarvoltaan vähäisimpiä ja niitä käytettiin vain tukemaan jo muiden tekijöiden avulla saatua tyyppittelyä.

Taulukko 3. Rannikkovesien tyyppittelyn B-järjestelmä.

Vaihtoehtoinen tarkastelutapa	Fysikaalis-kemialliset tekijät, jotka määräävät rannikkovesien ominaispiirteet ja siten eliöyhteisöjen rakenteen ja koostumuksen:
Pakolliset tekijät	leveysaste pituusaste vuoroveden vaihteluväli suolaisuus
Valinnaiset tekijät	virtauksen nopeus aallokon vaikutus veden keskilämpötila kerrostuneisuustyyppi sameus suljettujen lahtien veden retentioaika keskimääräinen pohjan laatu veden lämpötilan vaihteluväli

Pohjan laatu on mahdollista luokitella koviin pohjiin, hiekka- ja sorapohjiin, mutapohjiin ja sekoittuneeseen sedimenttiin (EU CIS Coast Guidance 2003). Suomen rannikkovesialueella pohjan laatu vaihtelee mosaiikkimaisesti, eikä pohjan laatuun perustuva pienipiirteinen tyyppittely ole mahdollista. Pohjan laatua on kuitenkin mahdollisuuksien mukaan hyödynnetty etenkin Saaristomerellä, Merenkurkussa ja Perämerellä.

Aallokon vaikutus -tekijää on sovellettu etenkin Saaristomeren ja Suomenlahden alueella. Tyyppittelyssä on tarkasteltu rannikkoalueen saarten ryhmitystä ja jakaumaa, veden syvyyden vaihtelua sekä vesialueiden laajuutta, suojaisuutta ja sulkeutuneisuutta sekä vesialuekokonaisuuksien sijaintia suhteessa manner-avomeri-gradienttiin. Lisäksi etenkin Perämeren ja Merenkurkun alueella tyyppittelyssä on tarkasteltu jokivesien vaikutusalueen laajuutta mm. näkösyvyyden, sameuden, sähkönjohtavuuden ja suolaisuuden avulla. Suomen rannikkovedet voidaan CIS2.4-työryhmän ohjeistuksen mukaan jakaa suojaisiin, kohtalaisen avoimiin ja avoimiin vesiin (EU CIS Coast Guidance 2003).

Keskimääräinen jäätalven pituus määritettiin Merentutkimuslaitoksen jääkarttatietojen perusteella (Leppäranta ym. 1988). Jäätalvi rajataan CIS2.4-ohjeistuksen mukaisti neljään luokkaan, joita ovat epäsäännöllinen, lyhyt (alle 90 päivää), keskipitkä (90–150 päivää) ja pitkä (yli 150 päivää) jäätalvi (EU CIS Coast Guidance 2003). Keskimääräistä jäätalven pituutta sovellettiin koko rannikkovesialueella (kuva 2).

Vedenlaatuaineisto poimittiin Suomen ympäristöhallinnon rekisteristä ja käsiteltiin tilastollisesti tuottamalla keskimääräisen *suolaisuuden, lämpötilan, sameuden ja näkösyvyyden* levinneisyyskarttoja vuosijaksoille 1991–1996 ja/tai 1995–2000. Havaintoasemien määrä oli yhteensä noin 500, joista 100:aa seurataan ympäristöhallinnon toimesta. Loput asemat kuuluivat velvoitetarkkailun piiriin. Vedenlaatu-
karttoja tarkasteltiin talven (helmi- ja huhtikuu) ja loppukesän (heinä-syyskuu ja/tai touko-syyskuu) keskiarvoina. Perämerellä talviaika kuitenkin rajattiin jouluhuhtikuuksi ja kesäaika kesä-syyskuuksi. Vedenlaatatiedot mitattiin pintakerroksesta (joko 1 metristä ja/tai 1–10 m) tai kokoomanäytteistä (2 x näkösyvyys).

CIS2.4-ohjeistuksen mukaisia suolaisuusrajat voidaan määrittellä Suomen rannikkovesialueella 0,5 promillen käyrälle (makean veden raja) ja joko 5 tai 6 promillen käyrälle (oligohalinisen veden raja). On myös mahdollista käyttää suolapitoisuusrajana muutakin kuin 5 promillen rajaa. Perämerellä käytettiin 3 promillen rajaa.

Sameuden keskiarvojen jakauma myötäilee näkösyvyyksien keskiarvojen jakaumaa. Sameusmittauksia on tehty vähemmän kuin näkösyvyysmittauksia ja joillakin ravinnekartoitusasemilla on käytetty tulosten puutteen vuoksi jopa yksittäisiä arvoja.

Myös *lämpötilan* keskiarvojen jakauma noudattaa karkeasti näkösyvyyden alueellista vaihtelua, vaikka keskiarvoihin sisältyy joillakin havaintoasemilla toukokuun alussa mitattuja hyvin alhaisia lämpötiloja. Keskilämpötiloissa alueelliset erot eivät ole yhtä selkeät kuin näkösyvytydessä. Jaottelu on tehty pääasiassa *näkösyvyyden* keskiarvojen alueellisen jakauman perusteella. Näkösyvyyden keskiarvot on jaettu luokkiin, joiden vaihteluväli on yksi metri: 0–0,9 m, 1–1,9 m, 2–2,9 m, 3–3,9 m, 4–4,9 m, 5–5,9 m. Näkösyvyyden keskiarvojen jakauman perusteella muodostuu varsin yhtenäisiä alueellisia kokonaisuuksia huolimatta keskiarvojen laskentaan käytettyjen tulosten määrien vaihtelusta.

Veden kerrostuneisuutta tarkasteltiin paitsi asiantuntija-arvion myös vertikaalisen vedenlaatuaineiston (lämpötila ja suolaisuus) perusteella. Veden kerrostuneisuuden avulla Suomen rannikkovesialue voitiin karkeasti jakaa sisempiin ja ulompiin rannikkoalueisiin, mutta rajanveto vaati paikallistuntemusta rannikkovesien monimuotoisen syvyysjakauman, saaristoisuuden ja jokivesivaikutuksen vuoksi. CIS2.4-ohjeistuksessa kerrostuneisuus voidaan jakaa pysyvästi täysin sekoittuneeseen veteen, osittain kerrostuneisiin ja pysyvästi kerrostuneisiin vesiin.

Rannikkotyyppien kuvaukset

Oheisissa kuvauksissa on korjattu tyyppien nimet ja täsmennetty joitakin syvyysmääritteitä.

A. Suomenlahden sisäsaaristo. Ulottuu Virolahdelta Porkkalanniemelle. Rikkonainen rantaviiva, runsassaarinen, rajoittunut veden vaihtuminen avomerens kanssa, suojainen. Pääosin matalaa, pohjan laatu mosaiikkimainen. Suolapitoisuus alle 5 promillea, jäätalven pituus yli 90 päivää. Eliölajien määrä vähenee itää kohti alemman suolapitoisuuden vuoksi.

B. Suomenlahden ulkosaaristo. Ulottuu Virolahdelta Porkkalanniemelle. Saaret pieniä, veden pinta-ala suuri, aallokon vaikutukselle avoin. Syvyys yleensä yli 15 m, ja alueelle ulottuu paikoitellen syvänteitä avomereltä. Pohjan laatu mosaiikki-

maista. Suolaisuus alle 5 promillea, jäätalven pituus yli 90 päivää. Eliölajien määrä vähenee itää kohti alemman suolapitoisuuden vuoksi.

C. *Lounainen sisäsaaristo ja Ahvenanmaan sisäsaaristo*. Käsittää Saaristomeren ja Ahvenanmaan sisemmän saariston sekä läntisen Suomenlahden sisäsaariston. Rajoittuu pohjoisessa Uuteenkaupunkiin ja idässä Porkkalanniemeen sekä sisältää erillisenä alueena Ahvenanmaan. Maa-alueiden pinta-ala on huomattavasti vesipinta-alaa suurempi, saaret suuria ja mantereisia, kapeita salmia, syvälle mantereeseen ulottuvia lahtia, Hyvin suojainen, vedenvaihto heikkoa. Pääosin matala, pohjan laatu mosaiikkimainen. Suolaisuus 2–6 promillea, jäätalven pituus yli 60 päivää.

D. *Lounainen välisaaristo ja Ahvenanmaan välisaaristo*. Käsittää Saaristomeren ja Ahvenanmaan välisaariston. Saaret pienempiä ja vesialueet avoimempia kuin sisäsaaristossa, saariryhmät selvästi erillään mantereesta. Suojainen, pääosin matala. Suolaisuus 5–6 promillea, jäätalven pituus yli 60 päivää.

E. *Lounainen ulkosaaristo ja Ahvenanmaan ulkosaaristo*. Käsittää Saaristomeren, Ahvenanmeren ja läntisen Suomenlahden ulkosaariston. Pieniä saaria, laajoja ja syviä selkiä, maa-alueiden pinta-ala pieni. Runsaasti matalikkoja, syviä siirroksia. Kohtalaisen avoin tai avoin aallokon vaikutukselle. Suolaisuus 5–6 promillea, jäätalven pituus yli 60 päivää.

F. *Selkämeren sisemmät rannikkovedet*. Rikkonainen rantaviiva, matalia suojaisia lahtia, pieniä saaria ja saariryhmiä, matalaa, keskisyvyys alle 10 m. Kovaa transportaatiopohjaa, pienialaisia sedimentaatioalueita. Suolaisuus 2–6 promillea, jäätalven pituus yli 90 päivää.

G. *Selkämeren ulommat rannikkovedet*. Avomeren kaltainen ympäristö, joka eroaa selvästi sisemmän rannikkoalueen suojaisemmista alueista. Yksittäisiä pikkusaaria ja luotoja, matalaa, keskisyvyys alle 10 m. Kovia pohjia. Suolaisuus 5–6 promillea, jäätalven pituus yli 90 päivää.

H. *Merenkurkun sisäsaaristo*. Maa-alueiden pinta-ala on huomattavasti vesipinta-alaa suurempi, matalia suojaisia selkiä, vedenvaihto heikko. Suolaisuus 3–5 promillea, jäätalven pituus yli 150 päivää. Valuma-alueella runsaasti sulfaattimaita.

I. *Merenkurkun ulkosaaristo*. Maa-alueiden pinta-ala pienempi kuin veden pinta-ala, saaret pieniä. Laajoja matalikkoja ja pienialaisia syvänteitä. Pohja pääosin kovaa eroosio- tai transportaatiopohjaa. Suolaisuus 4–5 promillea, jäätalven pituus alle 150 päivää.

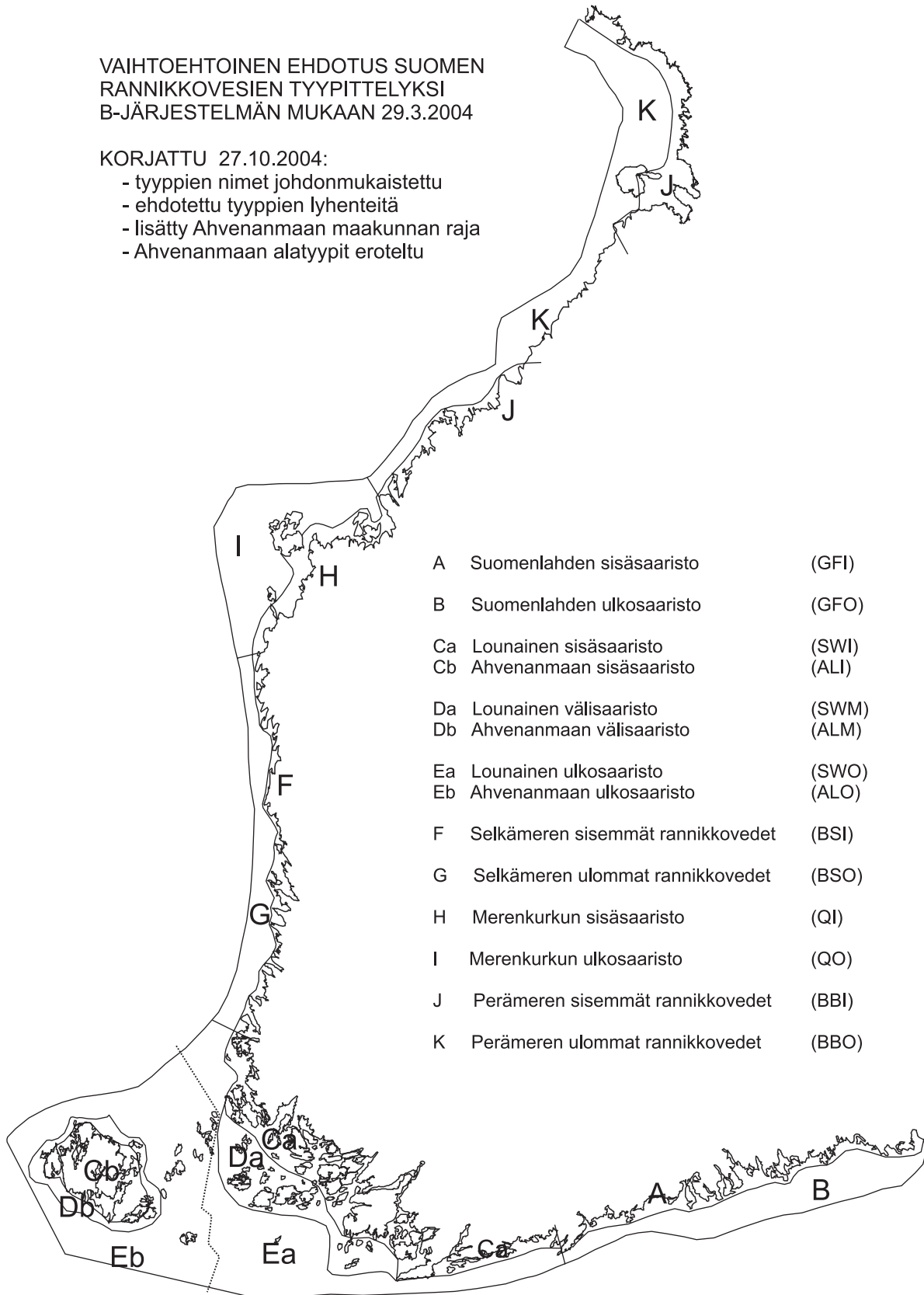
J. *Perämeren sisemmät rannikkovedet*. Pääosin aallokon vaikutukselle kohtalaisen avointa rantaa, myös suojaisia lahtia, saarten osuus yleensä vähäinen. Saaria ja saariryhmiä ympäröi laajat kivikot ja hiekkapankit, suojaisissa lahdissa ja paikallisissa syvänteissä pehmeitä pohjia. Varsinkin koillisosa on hyvin matalaa, syvyys alle 5 m. Suolaisuus 1–3 promillea, jäätalven pituus yli 150 päivää. Eliölajien määrä selvästi pienempi kuin Merenkurkun alueella. Eliölajeja alueen pohjoisosassa vähän, limnisiä.

K. *Perämeren ulommat rannikkovedet*. Avomeren kaltainen, aallokon vaikutukselle avoin alue. Yksittäisiä, pieniä saaria ja saariryhmiä. Syvyys vaihtelee. Suolaisuus 1–4 promillea. Pohja pääosin kivikkoa tai hiekkaa. Jäätalven pituus yli 150 päivää. Eliölajien määrä selvästi pienempi kuin Merenkurkun alueella. Eliölajeja alueen pohjoisosassa vähän, limnisiä.

VAIHTOEHTOINEN EHDOTUS SUOMEN
RANNIKKOVESIEN TYYPITTELYKSI
B-JÄRJESTELMÄN MUKAAN 29.3.2004

KORJATTU 27.10.2004:

- tyyppien nimet johdonmukaistettu
- ehdotettu tyyppien lyhenteitä
- lisätty Ahvenanmaan maakunnan raja
- Ahvenanmaan alatyypit eroteltu



Kuva 2. Rannikotyyppien sijainti.

3

Ekologisen luokituksen periaatteet ja suhde käyttökelpoisuusluokitukseen

3.1 Ekologinen luokitus vesipuitedirektiivissä

Tässä luvussa esitetään ekologisen luokittelun yleisperiaatteita. Luvussa 14 on esitetty perusteellisemmin luokittelun käytäntöjä. Pintavesien luokittelu vesipuitedirektiivin mukaisesti tapahtuu arvioimalla missä määrin ihmistoiminta on muuttanut vesien biologisia, fysikaalis-kemiallisia ja hydrologis-morfologisia ominaisuuksia vertailuoloihin suhteutettuna. Luokittelussa voidaan erottaa neljä vaihetta:

LUOKITTELUN VAIHEET

1. Määritellään tyyppikohtaiset vertailuolot
2. Määritellään luokittelutekijöille luokkarajat
3. Määritellään laatutekijöiden poikkeamat vertailuoloista (ekologiset laatusuhteet, haitallisten aineiden laatusuhteet)
4. Määritellään ekologisen tilan luokka huonomman mukaan: biologiset vs. fysikaalis-kemialliset laatutekijät

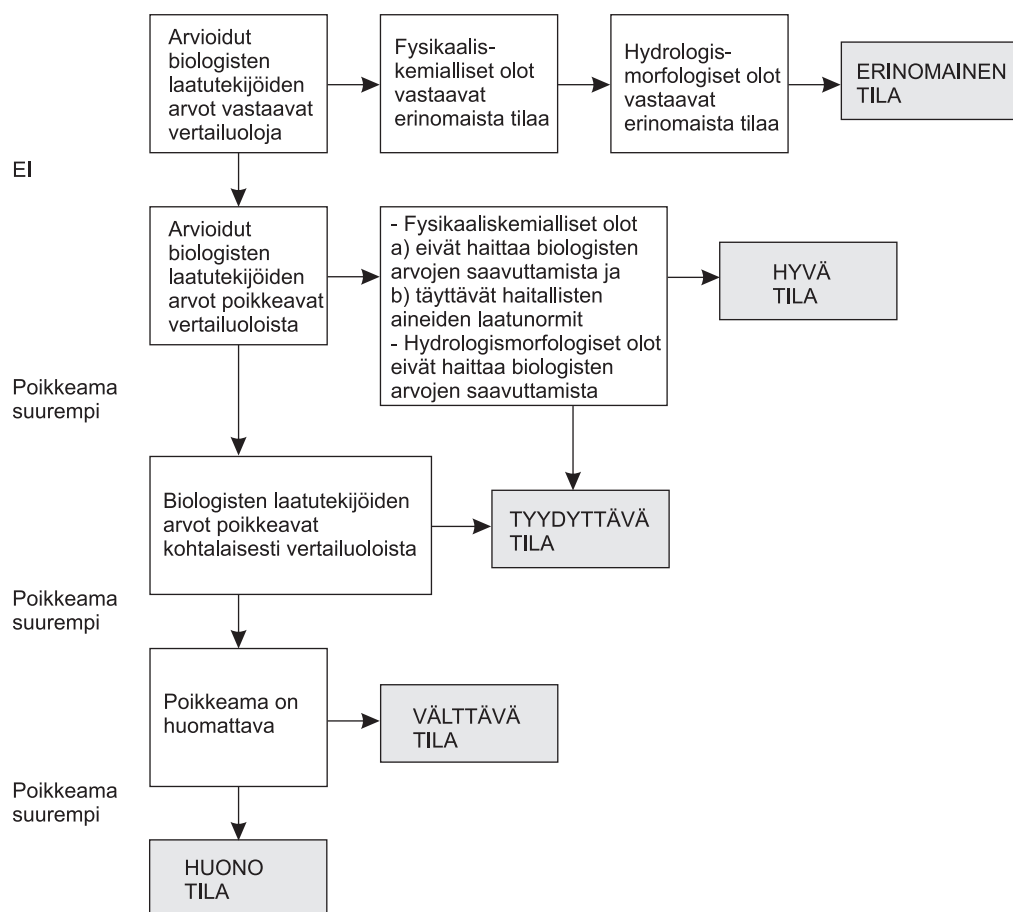
Kuvassa 3 on esitetty ekologisen tilaluokan määräytyminen VPD:n yleisten, normatiivisten määritelmien mukaisesti. Direktiivin liite V antaa lisäksi järville, joille ja rannikkovesille erikseen yleiset sanalliset kuvaukset luokittelussa käytettävistä laatutekijäkohtaisista kriteereistä. Esimerkiksi sopii järvien kasviplanktonin hyvän ja tyydyttävän välisen rajan määrittely: *”Planktonitaksonit ja niiden runsaus-suhteet eroavat kohtalaisesti tyyppille ominaisista yhteisöistä... Biomassa on kohtalaisesti muuttunut... Kohtalaista lisäystä planktonkukintojen esiintymistiheydessä ja voimakkuudessa. Pitkäaikaisia kukintoja voi esiintyä kesäkuukausina”*.

Luokittelun kehittämisessä joudutaan kansallisesti soveltaen määrittelemään millaisilla tarkemmilla mittauksilla/muuttujilla poikkeamia mitataan ja minkä suuruisia poikkeamia pidetään vähäisinä, kohtalaisina tai näitä suurempina ja tätä tehdessä ottamaan huomioon EU:n interkalibroinnin tulokset. Maamme vaihtelevissa vesistöolosuhteissa on todennäköistä, että toimiva ja realistinen luokittelujärjestelmä edellyttää poikkeamien luonnehdinnassa sekä laatutekijöiden seurantalosten että asiantuntija-arviointien käyttöä.

Vertailtavuuden vuoksi jäsenvaltioiden käyttämien luokittelujärjestelmien tulokset on ilmaistava ns. **ekologisina laatusuhteina** (ecological quality ratio, EQR). Ekologisella laatutekijällä tarkoitetaan biologisen muuttujan havaitun arvon suhdetta vertailuolaja kuvaavan muuttujan arvoon (kuva 4). On huomattava, että näiden laatusuhteiden arvojen laskenta on riippumatonta laatutekijöiden arviointitavasta. Toisin sanoen EQR voidaan arvioida sekä seurantalosten että asiantuntija-arvioiden perusteella tai eri menettelyjä yhdistäen.

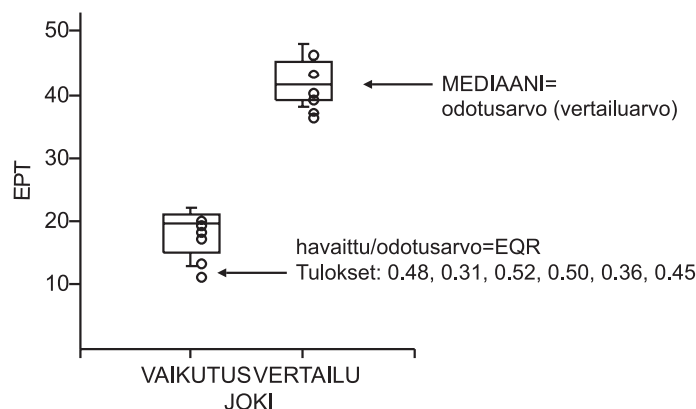
Direktiivin mukaan ekologinen laatusuhde vaihtelee välillä 0–1. Asteikko on jaettava viiteen luokkaan. Ihmistoiminnan vaikutuksen määrää arvioidaan laskemalla kunkin biologisen tekijän kullekin muuttujalle odotettu/havaittu-suhde, jonka lukuarvo on edelleen jaettu viiteen eri luokkaan (kuva 5). Lukuarvo ja sille sovellettavat luokkarajat voivat vaihdella eri biologisten tekijöiden osalta. Mo-

nissa testauksissa viitteellinen raja-arvo hyvän ja tyydyttävän välille on asetunut noin arvon 0,6 tuntumaan, perustuen REFCOND-työryhmän luokkarajojen asettamiskriteeriin (EU CIS Refcond Guidance 2003). Käytännön testauksissa ko. luokkarajan alittuminen on tarkoittanut, että biologisten laatutekijöiden arvoissa on havaittavissa selviä muutoksia, esimerkiksi herkkiä lajeja on kadonnut tai ne ovat määrällisesti selvästi vähentyneet ja esimerkiksi ihmistoiminnan aiheuttamista muutoksista hyötyvät lajit ovat selvästi runsastuneet (esim. Lepistö ym. 2004, Valinkoski ym. 2004, Tolonen ym. 2005).

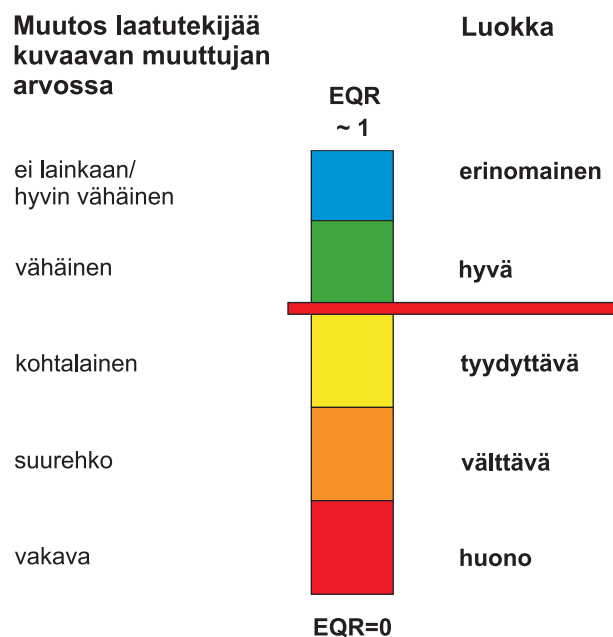


Kuva 3. Ekologisen tilan määräytyminen vesipuitedirektiivin normatiivisten määritelmien mukaan. Täsmennetty versio ECOSTAT-työryhmän esityksestä (EU CIS Ecostat Guidance 2003).

Ekologisen laatusuhteen alhaisemmissa arvoissa muutokset ovat usein silmämääräisestäkin havaittavia, esimerkkeinä vesikasvillisuuden runsastuminen (ruovikoituminen) ja leväkasvustot (verkkojen limoittuminen). Myös muita, ei silmin havaittavia muutoksia on tähän astisten kokemusten perusteella helppo tunnistaa suhteellisen yksinkertaisilla biologisilla muuttujilla ja niiden EQR-tarkastelulla. Esimerkkeinä voidaan mainita pohjaeläinten tyyppi- ja indikaattorilajien muutokset, jotka heijastavat esimerkiksi säännöstelyyn, pistekuormituksen tai toksisten aineiden aiheuttamia haitallisia muutoksia pohjan laadussa.



Kuva 4. Esimerkki ekologisen laatusuhteen (EQR) laskemisesta. *Ns. Box-Whisker-laatikko* kuvaa esimerkissä vesihyönteisten (EPT) lajirunsauden vaihtelua. Keskiviivan ilmoittama vertailupaikkojen mediaaniarvoa voidaan käyttää odotusarvona. Pallot kuvaavat näytteistä laskettuja lajilukumääriä ja havainnollistavat niiden vaihtelua. Vaihtelun huomioiminen on tärkeää ekologisen laatusuhteen laskennassa; yksittäisistä näytteistä voidaan saada yli-/aliarvio ekologisesta tilasta. Kuvan esimerkkitapauksessa ekologisen laatusuhteen keskiarvoksi vaikutuskohteessa tulee 0,44. Lajirunsaus vaikutuskohteessa ilmentää tyydyttävää tilaa, mikäli luokkaväli on 0,6–0,4.



Kuva 5. Ekologisen luokittelun periaate: muutoksen ja tilaluokan ilmaiseminen ekologisen laatusuhteen (EQR) avulla.

Luokittelun onnistuminen riippuu siitä kuinka luotettavia ja herkkiä muuttujia valitaan kuvaamaan biologisia laatutekijöitä. Toisaalta muuttujien on oltava myös kustannustehokkaita. Direktiivi sisältää joustavuutta muuttujien ja jopa laatutekijöiden valinnassa. Kansallisesti on yksilöitävä millaisia muuttujia on järkevää käyttää Suomen olosuhteissa. Testauksiin perustuen kustakin laatutekijäryhmästä on syytä käyttää useampaa kuin yhtä laatutekijää kuvaavaa muuttujaa tila-arvioinnissa. Tämä siksi, että eri muuttujat luonnehtivat erilaisia asioita biologisista tekijöistä. Esimerkiksi pelkkä kokonaislajilukumäärä kuvaa usein vain äärevimpiä ihmistoiminnan vaikutuksia, kun taas suhteellisten runsauksien ja erilaisten indeksien avulla voidaan paremmin havaita erilaisista paineista aiheutuvat lievemmatkin vaikutukset (rehevyyden > < toksisuus > < säännöstely > < vesirakentaminen). Toisaalta on havaittu, että yhden laatutekijän sisällä eri muuttu-

jat voivat kuvata osin samoja vaikutussuuntia. Tällöin on mahdollista vähentää mitattavia tekijöitä.

On myös mahdollista, että eri laatutekijöiden väliset vuorovaikutussuhteet mahdollistaisivat ns. surrogaatti-lähestymistavan käytön, jossa yhtä laatutekijäryhmää voidaan käyttää kuvaamaan yleisesti tietyn habitaatin tilaa. Esimerkiksi järven rantavyöhykkeestä ei siten tarvitsisi mitata useiden eri laatutekijöiden (vesikasvit, pohjalevät, pohjaeläimet) useita erilaisia muuttujia, vaan voitaisiin valita luokittelua varten tietty edustava laatutekijä ja sitä kuvaavat luokittelutekijät.

3.2 Käyttökelpoisuusluokituksen ja ekologisen luokituksen vertailu

Suomessa on 1970-luvulta alkaen luokiteltu pintavesien laatua ja laadittu koko maan kattavia kartoituksia vesiensuojelun päätöksenteon tarpeisiin. Tämän ns. käyttökelpoisuusluokituksen raja-arvot ovat perustuneet raakaveden hankinnan, uimisen tai kalaston asettamiin laatuvaatimuksiin. (Vesien laadunluokitustoimikunta 1969, Vesihallitus 1976, Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Käyttökelpoisuusluokituksen tarkoituksena on antaa yleiskuva vesien tilasta ja soveltuvuudesta ihmisen käyttöön kuten vedenhankintaan, kalastukseen ja virkistykseen. Vedet jaetaan viiteen luokkaan (erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono). Luokka määräytyy pääasiassa tarkastelujakson fysikaalis-kemiallisten vedenlaatumuuttujien sekä bakteerien keskimääräisten pitoisuuksien ja levähaittojen perusteella. Lisäksi huomioidaan haitallisten aineiden esiintyminen eliöstössä ja pohja-aineksessä.

Käytetyt muuttujat (taulukko 4) kuvaavat mm. veden hygieenistä tilaa (hygienian indikaattoribakteerit), happioloja (happipitoisuus ja hapen kyllästysaste), rehevöitymisastetta (kokonaisfosfori- ja *a*-klorofyllipitoisuudet, levähaitat, näkösyvyys), humuksen määrää (väri), savisameutta (sameus) ja haitallisten aineiden pitoisuuksia (raskasmetallit, orgaaniset aineet sedimentissä ja kaloissa). Luokkaa määrättäessä katsotaan vedenlaatuaineistoa kokonaisuutena ja tukeudutaan luokkien sanallisiin kuvauksiin.

Taulukko 4. Pintavesien yleisen käyttökelpoisuuden arvioinnissa käytetyt vedenlaatuomuttajat ja niiden luokkarajat.

Muuttuja	yksikkö	Erinomainen	Hyvä	Tyydyttävä	Välttävä	Huono
		I	II	III	IV	V
<i>a</i>-klorofylli						
(sisävedet)	$\mu\text{g l}^{-1}$	< 4	< 10	< 20	20–50	> 50
<i>a</i>-klorofylli						
(merivesi)	$\mu\text{g l}^{-1}$	< 2	2–4	4–12	12–30	> 30
Kokonaisfosfori						
(sisävedet)	$\mu\text{g l}^{-1}$	< 12	< 30	< 50	50–100	> 100
Kokonaisfosfori (merivesi)	$\mu\text{g l}^{-1}$	< 12	12–20	20–40	40–80	> 80
Näkösyvyys	m	> 2,5	1–2,5	< 1	-	-
Sameus	FTU	< 1,5	> 1,5	-	-	-
Väriluku		< 50	50–100 < 200 ¹⁾	< 150	> 150	
Happipitoisuus päällisvedessä	%	80–110	80–110	70–120	40–150	vakavia happiongelmia
Alusveden hapettomuus		ei	ei	satunnaista	esiintyy	yleistä
Hygienian indi- kaattoribakteerit	kpl/100 ml	< 10	< 50	< 100	< 1000	> 1000
Petokalojen Hg-pitoisuus	mg kg ⁻¹	-	-	-	-	> 1
As, Cr, Pb	$\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	-	< 50	> 50
Hg	$\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	-	< 2	> 2
Cd	$\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	-	< 5	> 5
Kokonaissanidi	$\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	-	< 50	> 50
Levähaitat		ei	satunnaisesti	toistuvasti	yleisiä	runsaita
Kalojen makuvirheet		ei	ei	ei	yleisiä	yleisiä

¹⁾ Luonnontilaisissa humusvesissä

Käyttökelpoisuusluokitus eroaa ekologisiin näkökohtiin perustuvasta luokituksesta seuraavasti:

- käyttökelpoisuusluokituksen kriteerit ovat lähes samat kaikille pintavesille (joet, järvet, rannikkovedet). Ainoastaan rannikkovesille on annettu hieman tiukemmat kokonaisfosfori- ja *a*-klorofyllirajat kuin sisävesille
- vesien luontaiset erityispiirteet, kuten rehevyys, humuspitoisuus tai savisameus, luetaan luokitusta alentaviksi tekijöiksi, koska lähtökohtana on veden soveltuvuus ihmisen käyttötärpeisiin
- käyttökelpoisuusluokituksella ei saada esiin muutoksia, jotka eivät suoraan näy veden laadussa. Tällaisia ovat esim. pohjan heikentynyt laatu (liettyminen, limoittuminen, happiongelmat, toksiset aineet), kalaston muuttuminen jokien patoamisen ym. hydrologis-morfologisten muutosten tai rehevöitymisen vuoksi, vesikasvillisuuden muutokset sekä jokien ja järvien rantojen eroosio-ongelmat säännöstelyn tai järjestelyjen vuoksi
- käyttökelpoisuusluokitus ei huomioi vesiluonnon monimuotoisuutta
- luokkarajoja ei ole asetettu eliöstössä tapahtuvia muutoksia ajatellen, vaan vedenhankinnan, virkistyskäytön tai kalastuksen tarpeiden mukaan

- rehevöitymisen arvioinnissa keskeinen *a*-klorofyllipitoisuus saattaa mm. humusvesissä antaa harhaanjohtavan kuvan, kun kasviplanktonlajistokoostumusta ei oteta huomioon
- hygieeninen tilanne vaikuttaa käyttökelpoisuusluokitukseen, mutta ekologissa luokituksesta tätä muuttujaa ei tarkastella.

Käyttökelpoisuusluokituksen kriteerit (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988) on laadittu 1980-luvun puolivälissä, jolloin tietomme veden laadun ja biologisten tekijöiden välisistä yhteyksistä olivat vielä vähäiset. Käyttökelpoisuusluokituksen antamaa kuvaa esim. vesien rehevöitymistilanteesta on usein pidetty liian hyvänä ihmisten kokemuksiin haittoihin nähden (mm. Lappalainen and Hildén 1993). Käyttökelpoisuusluokitus ja leväbiomassan perusteella arvioitu järven tila saattavat olla selvästi ristiriidassa keskenään (Lepistö ym. 2004). Käyttökelpoisuusluokitusta on kritisoitu myös siitä, että sen avulla ei ole saatu esille eräitä merkittäviä vesiensuojelun ongelmia, kuten esim. jokien rakentamisen tai happamoitumisen ja happamien litorinamaiden aiheuttamia vaikutuksia vesiluontoon. Myös vesistöjen pohjalle kertyneet haitalliset aineet voivat vaikuttaa merkittävästi eliöstöön, vaikka käyttökelpoisuusluokitus osoittaisi veden laadussa vain vähäisiä muutoksia (esim. Kymijoki: Vuori ja Parkko 1996). Ekologista luokitusta voidaan kehittää huomattavasti paremmalla tietopohjalla ja ottaa monipuolisesti huomioon uusin tieto erilaisten muutosta aiheuttavien paineiden vaikutuksista eliöstöön.

Yhteenvedon voidaan todeta, että ekologinen luokittelu mahdollistaa luotettavamman ja monipuolisemman kokonaiskuvan muodostamisen pintavesien tilasta kuin veden laatuun painottuva käyttökelpoisuusluokitus.

4

Vertailuoloista ja niiden määrittelystä

4.1 Vertailuolot käsitteenä

Vertailuolot muodostavat vesipuitedirektiivin ekologisen tilan luokittelun perustan. Luokittelun erinomainen tila vastaa vertailuoloja (direktiivin liite II, taulukko 5).

Taulukko 5. Ekologisen tilan yleiset normatiiviset määritelmät.

Tekijä	Erinomainen tila	Hyvä tila	Tyydyttävä tila
Yleistä	Pintavesimuodostumatyyppin fysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten laatutekijöiden arvoissa ei ole lainkaan tai on hyvin vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia verrattuna niihin arvoihin, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin oloihin. Pintavesimuodostumatyyppin biologisten laatutekijöiden arvot vastaavat kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa tavallisesti liitettyjä arvoja, ja niissä ei ole lainkaan tai on hyvin vähän merkkejä muutoksista. Yhteisöt ja olot ovat tyyppille ominaiset.	Kyseistä pintavesimuodostumatyyppiä koskevat biologisten laatutekijöiden arvot osoittavat merkkejä ihmistoiminnasta johtuvista vähäisistä muutoksista mutta eroavat ainoastaan vähän niistä arvoista, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin.	Kyseistä pintavesimuodostumatyyppiä koskevat biologisten laatutekijöiden arvot eroavat kohtalaisesti niistä, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin. Arvot osoittavat kohtalaisesti ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia, ja ne ovat muuttuneet selvästi enemmän kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa.

Näissä oloissa fysikaalis-kemiallisten, hydrologis-morfologisten ja biologisten laatutekijöiden arvojen (esim. ravinnepitoisuudet, virtaama, indikaattorilajien suhteellinen määrä) tulisi ilmentää täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä oloja.

Ihmistoiminnan vaikutuksia on havaittavissa käytännössä kaikissa Euroopan vesistöissä. Monien pintavesityyppien osalta vertailuolosten määrittelyssä onkin keskeistä päättää mitä direktiivin normatiivisen määritelmän "lähes täysin häiriintymätön" tai "hyvin vähän merkkejä muutoksista" tarkoittaa (Pollard ja Huxham 1998). Esimerkiksi Pohjois-Amerikassa vertailuoloille on annettu kolme eri määritelmää (Stoddard 2002, esitelmäaineisto):

- 1) lähes häiriintymättömät (minimally disturbed),
- 2) vähiten häiriintyneet (least disturbed) ja
- 3) parhaat saavutettavissa olevat olot (best attainable).

Monet tutkijat korostavat, että absoluuttisia tieteellisiä kriteereitä vertailuoloille ei voida asettaa, vaan ne muovautuvat biologisten ja paleolimnologisten tutkimusten ja asiantuntijoiden konsensuksen pohjalta (esim. Moss ym. 2003).

Biologisilla tekijöillä on erityinen merkitys, koska niiden perusteella määritellään tyyppikohtaiset vertailuolot. Vertailuolot tulee määrittää siten, että luonnollisista tekijöistä ja ihmisen toiminnasta aiheutuvat vaikutukset voidaan luotettavasti

ti erottaa toisistaan. Vertailuolujen luotettavuus ja tarkkuus ovat erittäin tärkeitä, sillä koko luokittelujärjestelmä perustuu niihin. Vertailuoloja kuvataan tarkemmin biologisten tekijöiden ominaisuuksia (esim. biomassaa, lajirunsautta, herkkien lajien suhteellista runsautta) kuvaavilla arvoilla. Näitä arvoja käytetään luokittelussa ekologista tilaa kuvaavan laatusuhteen (EQR) määrittelyssä.

Vertailuoloja määriteltäessä *fysikaalis-kemiallisia* ja *hydrologis-morfologisia* laatu-tekijöitä tarkastellaan biologisia tekijöitä tukevin elementteinä. Käytännössä tämä tarkoittaa, että vertailuoloissa ei ihmistoiminnasta saisi kohdistua vedenlaatuun, hydrologisiin oloihin tai rantavyöhykkeen ja pohjan ominaisuuksiin vaikutuksia, jotka estäisivät biologisten laatu-tekijöiden erinomaisen tilan toteutumisen. Myös tietyille synteettisille haitta-aineille asetetaan vertailuoloissa erityisvaatimuksia: niiden pitoisuuksien tulisi olla pienempiä kuin edistyneimmillä, yleisillä analysointitekniikoilla voidaan havaita. Lisäksi tiettyjen ei-synteettisten pilaavien aineiden pitoisuuksien tulisi pysyä alueen luonnollisten taustapitoisuuksien rajoissa.

Biologisten vertailuolujen tulee sisältää tyypeille ominainen luonnollinen vaihtelu. Vertailuolot koostuvat tyyppin luonnollista vaihtelua kuvaavasta vaihteluvälistä, jota asettaessa pitää huomioida kaikki mahdolliset ajallisen ja alueellisen vaihtelun lähteet. Vertailuoloja määritettäessä on huomioitava seuraavat tekijät: vuodenaikojen mukainen vaihtelu, muu lyhyen ja pitkän aikavälin ajallinen vaihtelu, maantieteellinen vaihtelu tyyppin sisällä, eri habitaatit tyyppin sisällä sekä virheet näytteenotossa ja analyyseissä.

Vertailuolujen luotettava määrittely voi jollekin pintavesityypin laatu-tekijälle olla mahdotonta suuren luontaisen vaihtelun johdosta. Tällöin direktiivin mukaan laatu-tekijä voidaan jättää pois luokittelusta, kunhan syyt siihen mainitaan hoitosuunnitelmassa.

4.2 Vertailuolujen määrittelymenetelmät

Direktiivin liitteen II kohta 1.3 antaa useita vaihtoehtoisia menetelmiä vertailuolujen määrittämiseksi. Ne voivat perustua:

- tyyppiä edustaviin, erinomaisessa tilassa oleviin vertailupaikkoihin
- ennustavaan tai takautuvaan mallintamiseen, historiallisiin tai paleolimnologiaan aineistoihin
- vertailupaikkojen ja mallinnuskeinojen yhdistelmiin
- asiantuntija-arvioon (jos mitään edellä mainituista menetelmistä ei voida käyttää).

Vastaavia menetelmiä käytetään Pohjois-Amerikassa (USEPA 1998). Seuraavassa tarkastelemme lähemmin menetelmien periaatteita ja soveltuvuutta.

4.2.1 Vertailupaikkojen käyttömahdollisuudet vertailuolujen määrittelyssä

Järvien osalta vertailupaikkojen valintakriteereitä on selostettu luvussa 11. Jokien osalta valtakunnallista tyyppikohtaisten vertailupaikkojen kartoitusta ei tätä kirjoitettaessa ole tehty. Työ on kuitenkin käynnistynyt SYKEN koordinoimana vuoden 2004 lopussa. Vertailupaikkojen valintakriteereitä on viitteellisesti määritelty REFCOND-työryhmässä (EU CIS Refcond Guidance 2003). Sisävesien osalta vertailuolujen määrittely perustuu vähäisiä poikkeuksia lukuun ottamatta vertailupaikkojen nykyisten tai viimeaikaisten tuloksien käyttöön.

Itämeren vertailuolot. Itämeren on todettu muuttuneen niin huomattavasti, ettei Suomen rannikkovesille ole mahdollista löytää enää vertailuoloja kuvaavaa

via paikkoja. Rannikkovesissä vertailuolot on siten määritettävä käyttäen vanhaa seuranta-aineistoa tai mallintamista.

Vanhimmat vedenlaadun seuranta- ja tutkimustulokset ovat peräisin 1950-luvulta. Vedenlaadun kemiallinen seuranta rannikkovesissä alkoi 1970-luvun lopulla. Varhaisimmat tutkimukset kasviplanktonin koostumuksesta ajoittuvat 1890-luvun loppuun ja 1900-luvun alkuun (mm. Levander 1900, 1914, 1915, Leegard 1920, Välikangas 1926, 1932). Nämä tutkimukset eivät kuitenkaan ole vertailukelpoisia nykyisten kasviplanktonin seurantatulosten kanssa näytteenotto- ja määritysmenetelmien erojen vuoksi (Heiskanen ym. 2005, Carstensen ym. 2005). Kasviplanktonin määrää alettiin tutkia yleisesti vasta 1970-luvun lopulla ja 1980-luvun alussa, jolloin monilla rannikkovesialueilla havaittiin ihmisen aiheuttaman rehevöitymisen seuraukset.

Alustavat, rannikkovesityyppikohtaiset vertailuolot on tässä raportissa arvioitu Suomen ympäristöhallinnon seurantatulosten perusteella soveltamalla tilastollisia analyysimenetelmiä sekä empiiristä ja matemaattista mallinnusta. Tässä raportissa empiiristä mallinnusta on käytetty rekonstruoimaan kasviplanktonin *a*-klorofyllin vertailuolot näkösyvyyden ja *a*-klorofyllin välisen riippuvuuden avulla. Paleoekologisia malleja on sovellettu Helsingin Laajalahdella. Lisäksi on tarkasteltu vedenlaadun muuttujien pitkän aikavälin trendejä.

4.2.2 Ennustava ja takautuva mallinnus sekä paleolimnologisten ja historiallisten aineistojen käyttö

Direktiivin mainitsemia ennustavia (engl. predictive) ja takautuvia (hindcasting) mallinnustekniikoita on 1980-luvun puolivälistä lähtien kehitetty laajasti biomonitoroinnin ja ympäristövaikutusten arvioinnin tarpeisiin (mm. Birks 1995, Wright ym. 2000). Vertailuolosten mallinnuksessa voidaan käyttää hyvin tunnettuja ihmisen aiheuttamien tekijöiden (esim. kuormitus) ja luonnossa tapahtuvien muutosten (esim. lajin esiintyminen) välisiä riippuvuussuhteita.

Ennustavaa mallinnusta on ensimmäisenä kehitetty Englannissa 1980-luvulla (Wright ym. 2000, RIVPACS = River Invertebrate Prediction and Classification System) ja sittemmin onnistuneesti myös muualla biomonitoroinnin tarpeisiin (mm. Simpson ja Norris 2000, Hawkins ym. 2000). Menetelmällisesti ennustavat mallit perustuvat ns. monimuuttujaiseen erotteluanalyysiin (engl. discriminant function analysis), jota ekologit ovat yli kahdenkymmenen vuoden ajan käyttäneet ennustamaan eliöyhteisöjen lajikoostumusta elottoman luonnon ominaisuuksien avulla. Ennustavan mallinnuksen lähtökohtana on riittävä määrä edustavia vertailupaikkoja, joista kerätään biologiset näytteet ja mitataan eliöiden esiintymisen kannalta oleelliset vesiekosysteemin abioottiset ominaispiirteet. Mallinnus etenee tiivistetysti seuraavasti:

- biologisten näytteiden perusteella ryhmitellään vertailupaikat lajistoltaan samanlaisiin ryhmiin (biologiset yhteisötyypit)
- erotteluanalyysillä määritellään mitkä ympäristömuuttujat parhaiten selittävät edellä muodostuneita yhteisötyyppejä ja saadaan ennustemalli: pelkkien abioottisten tekijöiden perusteella laskettu todennäköisyys, että paikka edustaa tiettyä biologista yhteisötyyppeä
- lasketaan biologisten näytteiden perusteella lajien/taksonien esiintymistodennäköisyys kussakin yhteisötyypissä
- ennuste taksonikoostumukselle vertailuoloissa saadaan kahden edellä mainitun ennusteen funktiona: $P(\text{laji esiintyy yhteisötyypissä}) \times P(\text{paikka edustaa yhteisötyyppeä})$

Klassisempaa ennustavaa mallinnusta edustavat **regressiomallit**. Vesistön tyypittelytekijät ja tyyppirajat eivät sovellu tasapuolisesti ja biologisesti mielekkäällä tavalla kaikille eliöryhmille ja niistä mitattaville muuttujille. Kunkin VPD:ssä seurattavan eliöryhmän sisällä voidaan lisäksi havaita yksittäisten muuttujien käyttäytymisen eri tavoin suhteessa määriteltyihin tyyppirajoihin. Mikäli määritellyt tyyppirajat tai tyypittelytekijät eivät vaikuta jonkin muuttujan arvoihin, kyseisen muuttujan vertailuarvoja voidaan lähestyä jatkuvien selittävien mallien avulla. Tähän soveltuva lähestymistapa on esim. regressiomalliin (tai muuhun käyräviivaiseen malliin) perustuva ennustaminen (Ranta ym. 1989). Selittäviin ominaisuusmuuttujiin perustuvan ennustamisen käyttöä puoltaa se, että samassa arviointipohjassa voidaan käyttää vertailumateriaalia eri järvityypeistä. Lisäksi mallintamisella voidaan laskea vertailuarvoja myös niille järvityypeille, joista vertailuaineisto(a) puuttuu.

Regressiomallissa biologisen muuttujan arvoa selittäviä tekijöitä voivat olla esimerkiksi:

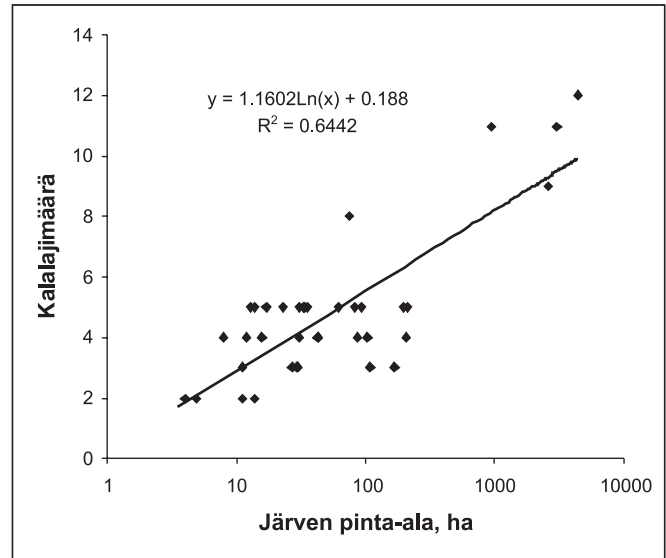
- Vesistön ominaisuus, esimerkkinä järven pinta-ala. Tyyppirajojen suuri vaihteluväli tyyppin sisällä (esim. 0,5–10 km²) voi aiheuttaa kohtuuttoman suurta vaihtelua tarkasteltavassa biologisessa muuttujassa. Mikäli vertailuaineistoista voidaan osoittaa selvä biologisen muuttujan ja jonkin vesistön ominaisuustekijän lineaarinen (tai käyräviivainen) riippuvuussuhde, tyyppikohtaista vertailuarvoa tarkempaan arvioon voidaan päästä ennustamalla vertailuarvo biologisen muuttujan ja ko. ominaisuustekijän riippuvuussuhdetta kuvaavan regressioyhtälön avulla. Järven pinta-alaa voidaan käyttää esim. järven kalalajimäärää selittävänä jatkuvana muuttujana, ei tyyppirajoin kategorisoina muuttujana (kuva 6).
- Rinnakkaisiin biologisiin muuttujiin liittyvä ominaisuus. Kun biologisena muuttujana käytetään indeksiarvoa (esim. pohjaeläinindeksit tai järven kalaston lajitosuhteen tasaisuus), muuttujan arvo voi olla riippuvainen vesistön tyypittelytekijöiden lisäksi eliöryhmän muista muuttujista. Kun Shannon-Wiener-indeksiin perustuvalla järven kalaston lajisuhteiden tasaisuudelle määritellään vertailuarvoja, kalalajimäärä vertailujärvissä on keskeinen indeksistä saatavaan arvoon vaikuttava tekijä. Diversiteetti-indeksin arvo pienenee lineaarisesta suhteesta poikkeavalla tavalla lajimäärän vähentyessä (kuva 7).
- Näytteenottoteknisiin tekijöihin liittyvä ominaisuus. Erikoistapauksissa näytteenoton ominaisuudet voivat vaikuttaa vertailuoloihin saataviin vertailuarvoihin. Kvantitatiivisessa näytteenotossa näytteen kokoon (esim. yksilömäärä näytteessä) vaikuttavat näytteenottoaikan rakenne ja eliöiden jakautuminen paikalla. Esimerkiksi järven syvyys voi vaikuttaa näytteenoton menettelytapaan, tätä kautta eri näytteenottoyksiköiden yksilö- ja biomassamääriin ja edelleen järvikohtaisiin keskiarvoihin. Verkkokoekalastuksen yksiköosaaliiseen vaikuttaa järven maksimisyvyys. Maksimisyvyyden kasvu ohjaa standardoitua verkkojen asettelua enenevässä määrin välivesi- ja pintaverkkojen osuuden kasvuun, joiden saalis on lähes aina keskimäärin pienempi kuin pohjaverkkojen. Tällöin syvän järven verkkokohtainen keskisaalis jää pienemmäksi kuin matalan järven. Tällaisessa tilanteessa järven maksimisyvyydellä voidaan selittää biomassaa- ja yksilömääräsaalista mahdollisesti muita tyypittelytekijöitä luotettavammin (Appelberg ym. 2000). Mikäli kuitenkin järvityypittely huomioi myös järven syvyyden, syvyydestiedon käyttö jatkuvana selittävänä muuttujana ei ole tarpeen.

Ennustavan regressiomallin käyttö vertailuarvoja määriteltäessä on perusteltua, kun voidaan osoittaa, että rajattu tyypittely ei sovellu kyseiselle biologiselle muuttujalle liian suuren tyyppin sisäisen vaihtelun vuoksi. Perusteltu tilanne voi syntyä myös silloin, kun kyseiseen muuttujaan vaikuttaa määriteltyjä tyypittelyteki-

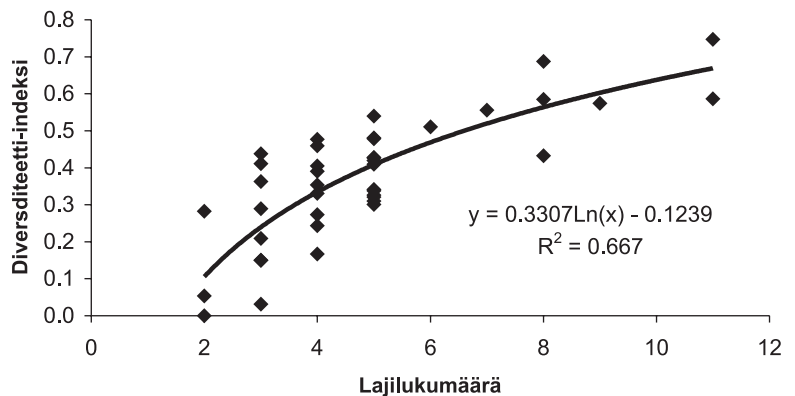
jöitä selvemmin esim. jokin rinnakkaisuuttuja (lajimäärä) tai näytteenottotekni-
nen tekijä (esim. kokonaissaalis). Regressiomallia voidaan käyttää myös yhdessä
tyypittelynomaisen kategorisoinnin kanssa. Järven pinta-alasta riippuvalle muut-
tujalle (esim. lajimäärä) voidaan määrittellä eri regressiomallit A-tyypittelyjärjes-
telmän kolmelle järven korkeustyyppille silloin, kun lajimäärä riippuu toissijaisesti
myös korkeudesta merenpinnasta.

Vesistön ekologisen tilan luokittelussa tyyppikohtaisten vertailuarvojen käyt-
tö on kuitenkin yleensä suositeltavaa järjestelmän käytettävyyden kannalta, mikä-
li vertailuarvot voidaan esittää luotettavasti tyyppikohtaisella lähestymistavalla ti-
lastollisesti riittävän suuresta vertailupaikkamateriaalista.

Kuva 6. Järvityyppien 4, 5, 6 ja 9 vertailujärvistä laskettu pinta-alan ja lajilukumäärän välinen regressiosuhde. Kaikki vertailujärvet edustavat tässä alavien maiden järviä (<200 m).



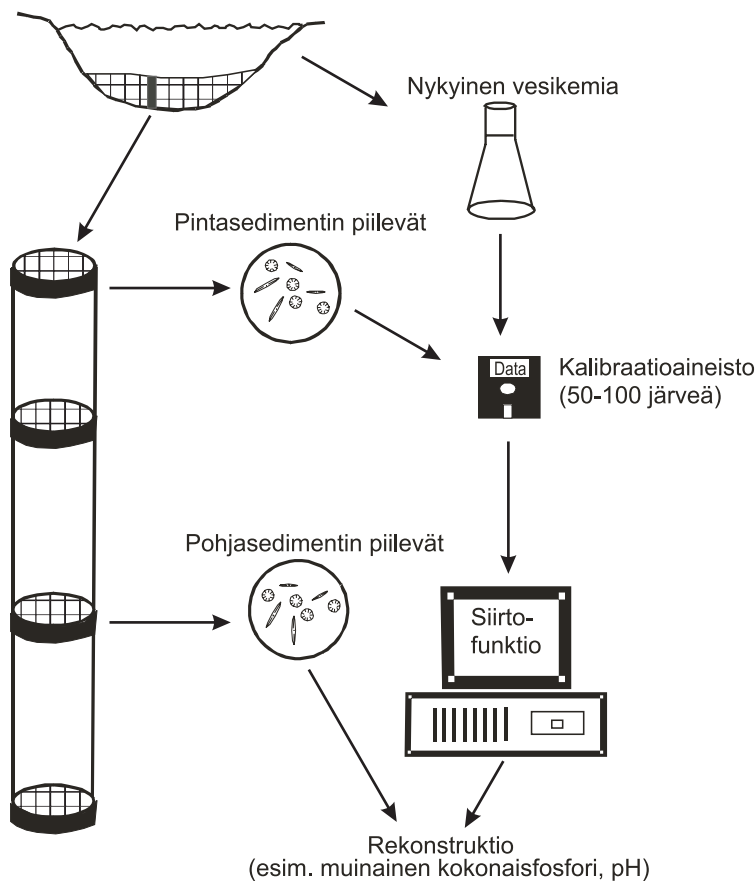
Kuva 7. Järvityyppien 4, 5, 6, 7 ja 9 vertailujärvistä laskettu kalalajilukumäärän ja diversiteetti-indeksin välinen suhde.



Takautuva mallinnus on periaatteessa menetelmiltään myös ennustavaa, jos-
kin ennusteen kohteena on muinainen, ennen ihmistoimintaa vallinnut tilanne.
Järvissä **paleolimnologisia aineistoja** on laajasti käytetty rekonstruoimaan eli ku-
vaamaan takautuvasti satoja, jopa tuhansia vuosia sitten vallinneita kemiallisia ja
biologisia olosuhteita. Syvänteiden eri ikäisissä pohjasedimenttikerrostumissa säi-
lyneitä piikuoristen levien, kitiinikuoristen vesihyönteisten ja vesikirppujen fossii-
lisiä jäänteitä voidaan käyttää luonnehtimaan järven biologisen tilan kehitystä. Li-
säksi alkuaineanalyysillä voidaan määrittää esim. jätevesikuormituksen aiheut-
tamia muutoksia fysikaalis-kemiallisessa tilassa. Sedimentin radiokemialliset ajoit-
ukset mahdollistavat muutosten ajankohdan selvittämisen. Jokiympäristössä se-
dimenttaation vähäisyys ja tulvien aiheuttama häiriö sedimenttien kerrostuneisuu-
dessa estää useimmissa tapauksissa paleolimnologisten menetelmien käytön.

Kotimaisina esimerkkeinä biologisen ja fysikaalis-kemiallisen tilan takautuva arvioinnista mainittakoon jätevesikuormituksen vaikutusten kuvaaminen Vanajavedessä (Kansanen 1985) ja Jyväjärvässä (Meriläinen ym. 2003) sekä Miettisen ym. (2005) fossiilisiin piileväaineistoihin perustuva Vuoksen vesistöalueen järvi-altaiden kokonaisfosforin ja värin tausta-arvojen mallinnus.

Muinaista vesikemiaa rekonstruovat mallit perustuvat matemaattisiin yhtälöihin ja tilastollisiin monimuuttujamenetelmiin (kuva 8). Suuren (> 50) järvi-joukon pintasedimentin resistenttien eliöjäänteiden (esim. piilevien) ja mitatun vesikemian perusteella arvioidaan lajien esiintymisoptimit ja toleranssit (regressio). Näin luodulla siirtofunktiolla voidaan rekonstruoida fossiilisten eliöjäänteiden perusteella esimerkiksi veden muinainen pH tai kokonaisfosforipitoisuus (kalibraatio) (Hall ja Smol 1999). Painotetun keskiarvon menetelmä (weighted averaging, WA) on yleisimmin käytetty menetelmä siirtofunktioissa (ter Braak ja Juggins 1993). Se toimii hyvin tyypillisessä ekologisessa aineistossa, joka sisältää paljon lajeja, mutta joista suuri osa esiintyy vain satunnaisesti joissain näytteissä. Perusideana painotetun keskiarvon menetelmässä on se, että jonkun ominaisuuden, esimerkiksi tietyn fosforipitoisuuden omaavassa järvässä esiintyy runsaimmin niitä lajeja, joiden fosforioptimi on lähellä järven fosforipitoisuutta. Lajin fosforioptimi on keskiarvo kaikkien niiden järvien fosforipitoisuudesta, joissa laji esiintyy, painotettuna lajin runsaudella. Vastaavasti tiettyä fossiilista eliöyhteisöä vastaava fosforipitoisuus on painotettu keskiarvo kaikkien siinä esiintyvien lajien fosforioptimeista. Viimeisen kymmenen vuoden aikana on kehitetty lukuisia veden fosforipitoisuutta mallintavia piileväsiirtofunktioita eri puolilla maailmaa (esim. Andersson ja Rippey 1994, Bennion 1994, Enache ja Prairie 2002). Myös erityisesti suomalaisille järville kalibroituja piilevä-fosforimalleja on olemassa (Kauppila ym. 2002, Miettinen 2003). Vesikirppujäänteisiin perustuvia veden kokonaisfosforipitoisuusmalleja on kehitetty muun muassa Tanskassa (Brodersen ym.1998).



Kuva 8. Kaavakuva piilevärekonstruktio-mallin vaiheista Jugginsin ym. (1994) mukaan.

Suomessa on arvioitu **luonnostaan rehevien järvien** vertailuoloja paleolimnologisin menetelmin. Maassamme on oletettu esiintyvän luontaisesti reheviä järviä savikkoalueilla sekä mm. Iisalmen reitillä, jossa savikkojen lisäksi esiintyy runsaasti syväkivisaarekkeista rapautunutta apatiittia. Asiaa selvitettiin luontaisesti reheviksi epäiltyjen järvien piilevätutkimuksin, joita tehtiin kolmessa järvestä yksityiskohtaisella koko järviliejukerroksen kattavalla näytesarjalla sekä kymmenessä järvestä lyhyemmällä, 60–90 senttimetrin sedimenttinäytesarjalla. Sedimenttien piilevien avulla mallinnettiin takautuvasti järvien kokonaisfosforipitoisuutta ennen ihmistoiminnan voimistumista vallinneina kausina. Tutkimuksin on voitu karkeasti arvioida ajankohdat, jolloin järvien piileväkoostumus on muuttunut voimakkaasti sekä tätä ajankohtaa vastaava sedimentin piileväkoostumus ja kokonaisfosforipitoisuus (Kauppila ym. 2002). Tutkimukset osoittivat, että savikkoalueiden ja Iisalmen reitin järvet ovat olleet jo ennen ihmistoiminnan voimistumista selvästi ravinnerikkaampia kuin vastaavan kokoiset karun tai orgaanisen maaperän alueella sijaitsevat järvet. Taulukossa 6 on vertailtu tutkittujen luontaisesti rehevien järvien kokonaisfosforin taustapitoisuuksia saman kokoluokan vähä- ja keskiumuksiin järviin.

Taulukko 6. Luontaisesti rehevien järvien kokonaisfosforin taustapitoisuus paleolimnologisin menetelmin arvioituna sekä vastaavan kokoisten mineraalisen tai orgaanisen maaperän alueella olevien järvien kokonaisfosforin taustapitoisuus.

Järven kuvaus	Kokonaisfosforin taustapitoisuus $\mu\text{g P l}^{-1}$	Aikajakso	Viite
Luontaisesti rehevä	20–30	järvestä riippuen 1700 luvulta 1960 luvulle	Kauppila ym. käsikirjoitus
Luontaisesti rehevä	20		Miettinen ym. 2003
Luontaisesti rehevä	n. 25	ennen vuotta 1945	Itkonen ja Olander 1997
Luontaisesti rehevä	> 30		Räsänen ym. 2004
Vähähumuksinen alle 5 km ²	keskiarvo 8,1 (P10 6,0; P90 17,4)	1980–2000	S. Mitikka, julkaisematonta aineistoa*) n=357
Keskiumuksinen alle 5 km ²	keskiarvo 13,4 (P10 9,9; P 90 24,1)	1980–2000	S. Mitikka, julkaisematonta aineistoa*) n=859

Rannikon paleoekologiset menetelmät

Suomen rannikkovesialueella vertailuoloja on arvioitu paleolimnologisten menetelmien avulla vain Espoon Laajalahdella (Weckström ym. 2004, Kauppila ym. 2005a). Tietoa tarvitaan kuitenkin koko Suomen rannikkovesialueelta, joten paleoekologiset menetelmät eivät ole vielä riittäviä kattamaan koko rannikkoalueen.

Paleoekologisten mallien antamien tulosten käyttökelpoisuus Suomen rannikkovesissä on tällä hetkellä rajallista. Helsingin lähistöllä, Laajalahdella on sovellettu pohjasedimentin piileviin perustuvaa muunnosfunktiota (transfer function) veden kokonaistypen ja kasviplanktonin *a*-klorofyllin vertailuolosten arvioimiseksi (Weckström ym. 2004, Kauppila ym. 2005a). Laajalahti oli vuosien 1815 ja 1900 välisenä aikana verrattain häiriintymättömässä tilassa, ja vertailuolosten katsotaan ajoittuvan tähän kauteen. Laajalahden tapauksessa paleologisilla menetelmillä ei kyetty ottamaan huomioon huononvaihdelun suuruutta. Lisäksi puutteena on se, että saadut vertailuarvot ovat paikkakohtaisia eivätkä edusta koko sisemmän rannikkotyypin vertailuarvoja. Saatuja vertailuarvoja voidaan kuitenkin pitää suuntaa-antavina muilla rannikkoalueilla. Esim. monissa pienissä Suomenlahden lahdissa typen ja *a*-klorofyllin nykyiset vuosikeskiarvot ovat jopa pienempiä kuin Laajalahden vertailuarvot (Kauppila ym. 2005b).

4.2.3 Asiantuntija-arviointi ja menetelmien yhdistely

Direktiivin mukaisesti asiantuntija-arviointia voidaan käyttää yksinomaisena menetelmänä vertailuolosten määrittelyssä, kun vertailupaikkojen kartoitusten tai mallintamisen menetelmiä ei voida käyttää.

Direktiivi antaa mahdollisuuden käyttää myös vertailupaikkojen ja mallintamisen yhdistelmää vertailuolosten määrittelyssä, etenkin kun pintavesityypille ei löydy riittävästi edustavia vertailupaikkoja. Käytännössä asiantuntija-arviointi on tärkeä kaikissa vertailuolosten määrittelymenetelmissä, oli kyse sitten vertailupaikkojen valinnasta, historiallisen tiedon käytöstä tai mallien kehittämisestä (Johnson 2001).

5

Luokitteluun ja seurantaan soveltuvien laatutekijöiden ja muuttujien valinta

Luokittelun suunnittelun yksi ensimmäisiä toimenpiteitä tulisi olla parhaiden ekologista tilaa kuvaavien muuttujien etsiminen ja kehittäminen tyyppikohtaisesti (Owen ym. 2002). Muuttujia valittaessa on määriteltävä sopiva taksonominen taso, jotta laatutekijöiden luokittelussa saavutetaan riittävä luotettavuus ja tarkkuus. Muuttujien täytyy myös olla sellaisia, että niitä voidaan luotettavasti verrata vertailuarvoihin luokittelun aikaansaamiseksi. Muuttujien tulisi mieluiten olla kvantitatiivisia ja mahdollistaa numeerinen vertailu, johon EQR perustuu. EQR-asteikon täytyy myös vastata direktiivin normatiivisia määritelmiä.

Jäsenmaiden on valittava seurantaan muuttujia, jotka ilmaisevat kunkin arvioidun laatutekijän tilaa. Eri laatutekijöiden osalta seurantaan voidaan sisällyttää tiettyjä lajeja tai lajiryhmiä, jotka ovat koko laatutekijän kannalta edustavia.

Yksittäisen laatutekijän tilaa voidaan arvioida käyttämällä sitä parhaiten kuvaavia muuttujia. Kaikkia direktiivissä listattuja laatutekijöitä ja niiden eri muuttujia ei välttämättä tarvitse toiminnallisessa seurannassa käyttää kaikilla alueilla. Myös perusseurannassa kannattaa valita laatutekijälle soveltuvimmat muuttujat, vaikka kaikkia laatutekijöitä onkin seurattava. Paineiden tarkastelua voidaan käyttää apuna valittaessa toiminnallisessa seurannassa käytettäviä muuttujia. Huonosti ympäristöpaineisiin reagoivien muuttujien seuraaminen ja niiden käyttö luokittelussa on epätakoisuudenmukaista.

Valittujen muuttujien täytyy kyetä osoittamaan ihmisen aiheuttamat merkittävät vaikutukset siten, että luokittelu voidaan tehdä. Seuraavat tekijät täytyy ottaa huomioon muuttujia valittaessa:

- **Merkityksellisyys** – muuttujan täytyy kyetä kuvaamaan laatutekijän kuntoa, ja sen täytyy kyetä osoittamaan paineiden laatutekijässä aiheuttamat muutokset.
- **Herkkyyys eri paineille** – eri muuttujat voivat osoittaa eri paineiden aiheuttamia vaikutuksia, joten usean eri painetta kuvaavan muuttujan käyttö yhtä laatutekijää kohtaan voi olla tarpeellista riippuen vesimuodostumaa kohdistuvista paineista.
- **Herkkyyys paineiden eri vahvuuksille** – hyvän muuttujan tulisi kyetä osoittamaan vaikutukset paineiden eri vahvuuksilla. Jos muuttuja kykenee osoittamaan vaikutukset vain tietyssä osassa skaalaa, esimerkiksi erittäin herkkä laji voi kadota erittäin pienen paineen vuoksi, eikä siten kykene mittaamaan suurempia paineita, täytyy paineen skaalan eri päitä mittaamaan käyttää eri muuttujia.
- **Vertailuolosten asettamisen mahdollisuus** – joillekin muuttujille voi olla helppompaa asettaa vertailuolosta kuin toisille eri tilanteissa, esimerkiksi jos vertailualueiksi sopivia kohteita ei löydy, mallinnus ja paleoekologiset menetelmät sopivat paremmin joidenkin muuttujien arviointiin kuin toisten.
- **Vaihtelu** – muuttujat joilla on luonnostaan suuri vaihteluväli ja joiden ekologia on huonosti ymmärrettyä tai joiden määrittämisessä helposti tapahtuu virheitä, eivät sovellu luokitteluun (Wallin ym. 2002).

Laatutekijän tilaa kuvaamaan voidaan valita useampia muuttujia. Useampia muuttujia käytettäessä voidaan varmentaa yhden muuttujan antama informaatio vertaamalla, antaako toinen muuttuja vastaavaa tietoa. Samaa painetta mittaavia te-

kijöitä voidaan yhdistää esimerkiksi katsomalla tilaksi näiden keskiarvo, kun taas eri paineita mittavia muuttujia pitää tarkastella erikseen toisiinsa verraten. Jos muuttujat osoittavat erilaista tilaa, tarvitaan asian tarkempaa tarkastelua. Tällaisessa tilanteessa ei kuitenkaan pidä automaattisesti olettaa, että huonompaa tilaa osoittava muuttuja olisi väärässä, koska se voi hyvinkin kuvastaa jotain painetta, johon muut muuttujat eivät reagoi. Tämä selkenee kun aluetta tarkastellaan tarkemmin. Joissain tapauksissa voidaan myös käyttää tiettyjä fysikaalis-kemiallisia tekijöitä biologisten tekijöiden ohella kuvaamaan biologisen laatutekijän tilaa, jos näiden välillä on tarkasti dokumentoitu vaikutus-vaste-suhde. Fysikaalis-kemialliset tekijät eivät kuitenkaan voi korvata biologisia tekijöitä (EU CIS Ecostat Guidance 2003).

Mikäli laatutekijöiden luonnollinen vaihtelu on niin suuri, että niille on mahdollonta asettaa luotettavia tyyppille ominaisia vertailuololoja ja siten väärinluokittelun riski on suuri, kyseinen laatutekijä voidaan jättää ekologisen tilan luokittelun ulkopuolelle. Tämän vaihtelun pitää olla muuta kuin vuodenaikojen välistä vaihtelua, joka voidaan helposti huomioida tiettyyn vuodenaikaan perustuvilla vertailuololoilla (esim. talven ravinteet tai kesän *a*-klorofylli). Kyseisen laatutekijän poisjättämisen syyt on pystyttävä perustelevaan, ja perustelut on oltava nähtävillä vesienhoitosuunnitelmassa.

Laatutekijän jättäminen ekologisen tilan arvioinnin ulkopuolelle pitäisi kytä perustelevaan sillä, että luotettavan luokittelun aikaansaamiseksi tarvittavat näytekoot ja rinnakkaisnäytteiden määrät, ja siten seurannan kustannukset ovat kyseisen laatutekijän suuren vaihteluvälin vuoksi liian suuret käytettäviin voimavaroihin nähden (Pollard ja Huxham 1998). Tilastollisia menetelmiä voidaan käyttää toteamaan, voidaanko suureksi katsotun vaihtelevuuden omaavaa laatutekijää luotettavasti käyttää ekologisessa luokittelussa. Vincent ym. (2002) ehdottavat, että riittäväksi perusteeksi laatutekijän jättämiseksi tarkastelun ulkopuolelle kävisi se, että laatutekijän luonnollinen vaihteluväli sisältäisi häiriintyneissä oloissa odotettavia olosuhteita, ja siten aiheuttaisi suuren väärinluokittelun riskin.

Erityiset pilaavat aineet

Erityiset pilaavat aineet koostuvat sellaisista direktiivissä mainituista kemikaaleista, joita ei ole luettu kemiallisen tilan luokittelun piiriin. Tällaisia ovat muun muassa pilaavat aineet, joille ei ole vielä asetettu Euroopan kattavia ympäristölaatu-normeja (EQS), tai muut sellaiset aineet, joita päästetään ympäristöön suuria määriä. Kaikkien jäsenmaiden tulee asettaa kansalliset ympäristölaatu-normit kyseisille aineille (direktiivin liite VIII, kohta 1.9). Ilmaisun ”yksilöidyt” pilaavat aineet on tässä yhteydessä tulkittu merkitsevän rajoitettua määrää paineiden tunnistamisen yhteydessä valittuja kemikaaleja, joille on asetettu vain kansalliset laatu-normit. Kun tietylle pilaavalle aineelle asetetaan Euroopan kattavat ympäristölaatu-normit, se siirtyy kemiallisen tilan luokitteluun.

Ehdotus kansallisista haitallisista aineista perustuu Suomen ympäristökeskuksen valmistelemaan esitykseen (Londesborough 2003), joka on ollut laajalla lausuntokierroksella vuoden 2003 alussa. Lausunnoissa esitetyt kommentit on otettu esityksessä huomioon. Valintaprosessissa on keskitytty Suomessa käytettyihin, tietoisesti tuotettuihin aineisiin. Tarkastelun ulkopuolelle on tässä vaiheessa jätetty prosesseissa syntyvät aineet. Käytännössä valintaprosessi kattaa aineet, jotka on rekisteröity kemikaalituoterekisteriin ja jotka ovat kemikaalilain (744/1989) tai torjunta-ainelain (327/1969) säätelemä. Valintaprosessissa on pyritty tunnistamaan haitallisia aineita, jotka ovat valtakunnallisesti merkittäviä. Valinta on kohdistunut aineisiin, joiden voidaan arvioida aiheuttavan ympäristöhaittoja pintavesissä. Suomen pohjoisen luonnon asettamat erityisvaatimukset on pyritty ottamaan huomioon, mikä näkyy käytetyissä kriteereissä pysyvyyden osalta.

6

Fysikaalis-kemialliset laatutekijät pintavesien luokittelussa

6.1 Tausta

Luvussa arvioidaan fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden käyttökelpoisuutta pintavesien ekologisessa luokituksessa. Laatutekijöiden käyttökelpoisuuteen vaikuttavat niiden soveltuvuus ekologisen tilan kuvaamiseen ja niitä koskevan tiedon määrä, laatu ja saatavuus.

EU-tason ohjeistuksen mukaan (EU GIS ECOSTAT Guidance 2003) vedenlaatumuuttujille asetettujen kriteerien tulee täytyä erinomaisessa ja hyvässä ekologisessa luokassa. Muissa luokissa fysikaalis-kemiallisten tekijät eivät saa haitata näille luokille määriteltyjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttamista. Useissa pintavesityypeissä tarvittaneen biologisten laatutekijöiden arvioinnin tueksi fysikaalis-kemiallisia tekijöitä, kunnes VPD:n mukaiset seurannat ovat tuottaneet riittävästi biologista tietoa. Direktiivin vaatimukset täyttäviä biologisia seurantoja ei kustannussyistä voida todennäköisesti koskaan ulottaa kaikkiin pintavesiin. Mikäli joltain paikalta ei ole biologista tietoa käytettävissä, jouduttaneen ekologinen luokka arvioimaan veden fysikaalis-kemiallisen laadun perusteella. Direktiivi mainitsee seuraavat biologisia tekijöitä tukevat kemialliset ja fysikaalis-kemialliset tekijät pintavesille (liite V, kohdat 1.1.1 ja 1.1.2):

Yleiset tekijät

- näkösyvyys (järvet, rannikkovedet)
- lämpöolot
- happitilanne
- suolaisuus
- happamoitumistilanne (joet, järvet)
- ravinneolot

Erityiset pilaavat aineet

- prioriteettiaineiksi määritellyt aineet
- muut pilaantumista aiheuttavat aineet

Suomessa on käytetty direktiivin mainitsemien muuttujien lisäksi myös hygienian indikaattoribakteereja käyttökelpoisuusluokituksen yhtenä kriteerinä. Hygienian indikaattoribakteerien avulla voidaan melko luotettavasti arvioida jätevesien kulkeutumista.

Seuraavassa on tarkasteltu yllä mainittujen tekijöiden merkitystä Suomen pintavesien tilan ja tyypillisimpien kuormituslähteiden vaikutusten kuvaajina, seurannassa käytettyjä vedenlaatumuuttujia sekä seurantatiedon riittävyyttä ja laatua luokituksen kannalta. Tarkastelu perustuu pääosin vesien seurannoista ja tarkkailuista saatuihin tietoihin. Lopuksi esitetään arviointi ekologisen luokituksen kehittämiseen fysikaalis-kemiallisille laatutekijöille soveltuvista vedenlaatumuuttujista.

6.2 Yleiset tekijät

6.2.1 Näkösyvyys

Suomen pintavesissä, erityisesti järvissä ja rannikkovesissä, näkösyvyys on yksi mitatuimmista suureista. Sen vaihtelu riippuu mm. veden humuksen, savipartikkeleiden ja levien määrästä. Vähäravinteisissa vesissä näkösyvyys voi olla jopa yli 10 metriä ja sameissa sekä voimakkaasti humuksen värjäämissä vesissä selvästi alle metrin. Näkösyvyys heijastaa valaistun vesikerroksen paksuutta, jolla on oleellinen merkitys levien ja vesikasvien lajistoon ja määrään. Näkösyvyys vaihtelee järvissä eri vuodenaikoina ollen alhaisimmillaan runsaimman levätuotannon ja sameiden valumavesien esiintymisen aikaan. Näkösyvyys voi muuttua paitsi rehevöitymisen seurauksena, myös mm. maanmuokkauksen aiheuttamien lisääntyneiden orgaanisen ja epäorgaanisen aineksen huuhtoutumisen seurauksena.

Matalissa vesistöissä näkösyvyyden todellinen arvo jää mittaamatta, jos näkösyvyys on suurempi kuin havaintopaikan syvyys. Näin käy usein jokivesistöissä. Direktiivissä ei ole mainittu näkösyvyyttä yleisenä fysikaalis-kemiallisena tekijänä jokien kohdalla.

Näkösyvyyden lisäksi voidaan mitata siihen vaikuttavia tekijöitä, kuten veden väriä, sameutta ja kiintoainepitoisuutta.

Veden väri voi johtua siihen liuenneista aineista tai siinä esiintyvistä kiintoaineista. Liuenneiden aineiden väri on luonnonvesissä tavallisesti humusaineiden aiheuttama voimakkuudeltaan vaihteleva kellanruskea. Myös suuri rautapitoisuus voi joskus aiheuttaa veteen kellertävänruskean värin, tyypillisimmin pohjanläheisissä näytteissä. Vesien yleisessä käyttökelpoisuusluokituksessa lievästi humuspiitoisen veden väri on alle 50 mg Pt/l. Luonnontilaisissa humusvesissä väri voi olla jopa 200 mg Pt/l (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988).

Veden sameus johtuu savesta, raudasta, kolloidisista yhdisteistä tai runsaasta levämäärästä. Näiden kiinteiden aineiden pitoisuus voidaan määrittää gravimetrisesti (kiintoainemääritys, haihdutusjäynnös) tai mittaamalla veden optisia ominaisuuksia, kuten valonsirontaa tai valoabsorptiota. Sameuden mittaukseen käytetään yleisimmin valonsirontan mittaamista eli nefelometriä. Sameus ilmoitetaan FTU-yksikköinä (Formazin Turbidity Units). Kirkkaan veden sameus on pienempi kuin 1 FTU. Lievästi samean veden sameus on välillä 1–5 FTU. Sameus ei ole vielä tässä vaiheessa selvästi silminnähtävää. Sameusmittauksilla voidaan tutkia esim. ruoppausten vaikutuksia. Sameusmittaus on myös käyttökelpoinen tapa selvittää savikkoalueilta tulevien jokivesien leviämistä rannikkovesiin.

Kiintoaineen määrä kuvaa vedessä olevaa hiukkasmaista ainesta. Kiintoainepitoisuutta lisäävät jätevesikuormitus, runsas biomassa näytteessä (levät) tai eroosion kuljettama aines (savisamennus). Kiintoainemittauksia on tehty esim. ruoppausten, jätevesikuormituksen, ojituksen tai turvetuotannon vaikutusten tarkkailussa. Kirkkaiden järvien tutkimukseen kiintoainemääritys ei yleensä sovellu, koska kiintoainepitoisuudet ovat tavallisesti alle määrittäysrajan.

Joet. Eteläisen Suomen joissa sameusarvot ovat pohjoisen jokia suurempia ja myös vuodenaikavaihtelu on suurempaa. Kevättulvien aikana rannikon joet ovat erittäin sameita (sameus jopa yli 100 FTU) valumavesien mukana tulevan kiintoaineen vuoksi. Sameuteen vaikuttaa myös sadannan määrä.

Järvet. Rehevissä maatalouden kuormittamissa järvissä pintaveden keskikesän sameus oli 1990-luvulla keskimäärin 17 ± 10 FTU ja luonnontilaisissa latvavesissä $0,6 \pm 0,2$ FTU. Näkösyvyysarvot olivat vastaavasti $0,9 \pm 0,3$ m ja $2,7 \pm 0,2$ m (Mitikka ja Ekholm 2003).

Rannikkovedet. Rannikkovesien sameus on suurimmillaan keväällä, jolloin jokien kuljettamat kiintoainemäärät ovat suuria. Lisäksi keväiset piileväkukinnat lisäävät sameutta.

6.2.2 Lämpöolot

Auringon säteily on määräävä vesien lämpötilaan vaikuttava tekijä. Säteily ja siten myös pintavesien lämpötila vaihtelee vuodenaikojen mukaan. Vesieliöstö on sopeutunut näihin luontaisiin lämpötilavaihteluihin. Lämpötilan mittaaminen on yksi tärkeimmistä vesistöominaisuuksista ja se mitataan käytännöllisesti katsoen jokaisesta vesinäytteenotuksesta. Sen vuoksi lämpötilan luontaiset vaihtelut vesissä tunnetaan hyvin. Lämpötilan mittaaminen on erityisen tärkeä selvitetessä järven lämpötilakerrostuneisuutta.

Ilmastomuutoksesta johtuva sään lämpeneminen Suomessa voi johtaa mm. jääpeitteisen kauden lyhenemiseen, kevätvalumien aikaistumiseen ja kasvukauden pitenemiseen.

Lämpötilakerrostuneisuus järvessä voi muuttua lämpökuorman tai humuskuorman vaikutuksesta. Talvisin pintavesiin tuleva lämpökuormitus saattaa lyhentää jääpeitteistä aikaa tai estää jääpeitteen syntymisen ja siten parantaa happitilannetta.

Lämpövoimalaitoksista johdettava lämmin vesi aiheuttaa lämpötilavaihteluita, jotka ovat luontaisia vaihteluita suurempia. Kohonnut lämpötila muuttaa lämpötilakerrostuneisuutta ja saattaa lyhentää jääpeitteistä aikaa tai estää kokonaan jääpeitteen syntymisen. Lämpövoimaloiden lähivesien muuttuneilla lämpöoloilla saattaa olla merkitystä myös ekologiseen tilaan. Lämpöolot voivat muuttua luonnontilaisesta myös esim. säännöstelyissä järvissä, joissa matalan veden osuus lisääntyy veden pinnan alenemisen vuoksi. Metsähakkuut voivat muuttaa pienten purovesien lämpöoloja siten, että pohjaeläinlajisto muuttuu ja viileää vettä vaativien kalanpoikasten elinolosuhteet heikkenevät.

Lämpötilan luontaista suuremmat muutokset vaikuttavat mm. orgaanisen aineksen hajoamisnopeuteen ja lämpötilan muutoksille herkkien lajien esiintymiseen. Orgaanisen aineksen hajoaminen vaikuttaa veden happitilanteeseen, ravinteiden vapautumiseen pohjasedimenteistä sekä ravinteiden kiertonopeuteen. Kohonneet ravinnepitoisuudet vaikuttavat vesistön ekologiseen tilaan mm. kiihdyttämällä levien kasvua. Lämpötilan kohoaminen voi lisätä plankton- tai päällyslievien kasvua tai haitata kalanpoikasten menestymistä.

Lämpökuormituksen fysikaalisia vaikutuksia voidaan seurata suoraan lämpötilaa mittaamalla ja esim. jääpeitteen muodostumista havainnoimalla. Ekologisen tilan kannalta tärkeimmät ajankohdat ovat kesäkausi ja jääpeitteinen kausi. Ekologisesti haitallisimmat tilanteet, äkilliset lämpötilahuiput, jäänevät useimmiten harvavälisessä seurannassa havaitsematta. Niiden vaikutukset on arvioitava biologisin menetelmin.

6.2.3 Happitilanne

Vesien happipitoisuuksien muutokset, sekä hapen vajaus, että ylikyllästystila ovat herkimpiä vesien tilaa kuvaavia tekijöitä. Sisävesiemme luontaiset happipitoisuuksien vaihtelut erityyppisissä järvissä, joissa ja rannikkovesissä tunnetaan hyvin.

Happipitoisuus heijastaa monien muiden tekijöiden vaikutusta veden tilaan. Esimerkiksi ravinteiden aikaansaama leväkasvu kuluttaa hajotessaan happivarojia. Happipitoisuuden aleneminen voi välillisesti osoittaa suoraan vesiin joutunutta orgaanista, hajoamiskelpoisen aineen määrää vedessä. Happitilanteessa voivat heijastua humuspitoisuuden pitkäaikaismuutokset vesistössä ja sen perusteella voidaan tehdä päätelmiä pohjaeläimistön koostumuksesta.

Suomen pintavesien happipitoisuudet vaihtelevat laajalti vuodenaikojen mukaan. Siihen vaikuttavat ennen kaikkea jääpeitteisyys, järvien ja rannikkovesien lämpötilakerrostuneisuus ja jokien virtaamien vaihtelut. Vesien happipitoisuuksis-

sa on eroja jo luonnostaan, mikä johtuu mm. turvemaan osuudesta valuma-alueella sekä hydrologisista seikoista. Maamme ilmasto-oloissa on mahdollista syntyä tilanteita, joissa happi kuluu matalissa, rehevissä järvissä tai vähävetisissä joissa loppuun jääpeitteisenä aikana. Tällainen tilanne syntyi esimerkiksi talvella 2002–2003, jolloin sadoissa järvissä erityisesti Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla todettiin kala-kuolemia (Vuoristo 2003).

Happea kuluttavaa orgaanista kuormitusta joutuu Suomen vesiin useista lähteistä, mm. asutuksen ja teollisuuden jäteveden puhdistamoilta, turvetuotantoalueilta sekä metsäojituksista. Ravinnekuormituksen sekundäärisillä vaikutuksilla voi olla suuri vaikutus happitilanteeseen, kun kuormituksen lisäämä perustuotanto aiheuttaa hapenkulumista. Myös järven tai merialueen sisäisellä kuormituksella on vaikutusta happitilanteeseen.

Happitilannetta seurataan mm. happipitoisuuden mittauksella ja happipitoisuudesta lasketulla hapen kyllästysasteella. Veden värin, orgaanisen hiilen ja biologisen (BHK/BOD) sekä kemiallisen (KHK/COD) hapen kulutuksen määrittäminen liittyy happea kuluttavien aineiden määrittämiseen. BHK-määrittäminen soveltuu lähinnä jokivesistöille. Järvillä tulokset jäävät yleensä alle määrittämissärajien.

Joissa ekologisesti kiinnostavimmat ajankohdat hapen ja BHK:n määrittämiselle ovat alhaisen virtaaman kaudet.

Järvissä ja rannikkovesissä ekologisesti kiinnostavimmat ajankohdat hapen mittaustulokselle ovat talvi- ja kesäkerrostuneisuuskaudet. Huono happitilanne näkyy erityisesti pohjan läheisissä vesikerroksissa syvänealueella.

6.2.4 Suolaisuus

Sisävesissä liuenneiden suolojen määrä on yleensä vähäinen maa- ja kallioperän laadusta johtuen. Maan eri osissa on luontaisesti hieman eroja, esim. savikkoalueilla liuenneiden suolojen määrä on jonkin verran suurempi kuin muualla maassamme. Sisävesiemme eliöstö on sopeutunut vähäsuolaisiin oloihin. Jätevedet ovat merkittävin suolaisuutta lisäävä tekijä, mutta mm. litorinamaiden alueilla myös maankuivatus lisää liuenneiden suolojen määrää. Suolaisuutta mitataan yleisesti sähkönjohtavuuden avulla, mikä on helposti mitattavissa. Ionipitoisuuksia, esim. natrium-, kalium-, kalsium-, magnesium-, sulfaatti- tai kloridipitoisuuksia, mitataan harvemmin.

Suomen rannikkovesien suolapitoisuus (saliniteetti) on alhainen verrattuna Itämeren pääaltaaseen ja erityisesti valtameriin. Alhaisimmat pintaveden suolapitoisuudet (alle 3 ‰) mitataan Perämerellä ja Suomen rannikkovesien sisäosissa jokivesien välittömällä vaikutusalueella. Saaristomeren ja läntisen Suomenlahden ulkomerialueilla pintaveden suolaisuus on korkeimmillaan noin 6 ‰ vaiheilla. Itäisellä Suomenlahdella pintaveden suolaisuus vaihtelee 3 ja 5 ‰ välillä. Suolaisuus määrää monen Itämeren eliölajin esiintymisrajan. Limnisiä järvilajeja esiintyy vähäsuolaisilla rannikkoalueilla. Rannikkovesiemme eliöstö koostuu suurimmaksi osaksi murtovesilajistosta.

6.2.5 Happamoitumistilanne

Happamuus ja happamoituminen on erotettava toisistaan. Luontainen happamuus ei ole happamoitumista, vaan happamoitumisella tarkoitetaan direktiivin yhteydessä ihmistoiminnan muutoksista johtuvaa kehityskulkua. Monet maamme joista ja järvistä ovat luontaisesti happamia, mikä johtuu valuma-alueiden turvemaista ja liittyä veden humuspitoisuuteen.

Happamoitumisella tarkoitetaan veden puskurikapasiteetin heikkenemistä ja veden pH-arvon alenemista. Vesistöjen happamoitumista ovat aiheuttaneet pää-

asiassa ilmalaskeumana veteen päätyvät rikin ja typen yhdisteet. Suomen vesistöjen kyky vastustaa happamoitumista on heikko johtuen kallioperästämme, jossa on puskuroivaa kalkkia vain vähän. Happamoitumisongelmat ovat olleet akuutteja lähinnä latvavesistöjen pienissä karuissa metsäjärvissä (Mannio 2001). Sen sijaan suurissa järvissä ongelmaa ei ole voitu havaita. Useat eliölajit reagoivat selvästi happamuuteen, esimerkiksi pohjaeläimet ja kalakannat ovat kärsineet (Hynynen 2004). Vesien happamoitumistilanne on merkittävä ekologista tilaa kuvaava tekijä. Happamoituminen ilmenee erityisesti biologisen monimuotoisuuden vähenemisenä herkimpien lajien hävitessä. Rikkilaskeuman voimakkaan pienentymisen seurauksena rikkiyhdisteiden määrä on vähentynyt ja puskurikyky kasvanut kaikentyyppisissä järvissä 1990-luvulla. Tätä osoittaa esimerkiksi ahvenkantojen runsastuminen monissa metsäjärvissä, joissa kalakannat ovat kärsineet veden happamoitumisesta 1970- ja 1980-luvuilla (Tammi ym. 2004).

Myös maankäyttö vaikuttaa vesistöjen happamoitumiseen. Ongelmallisimmat alueet Suomessa keskittyvät länsirannikon ns. alunamaille, joilla maankuivaus lisää happamoittavien aineiden kuormitusta ja aiheuttaa ekotoksisia vaikutuksia jokivesistöissä (Palko 1994, Vuori 1995). Alunamaiden vaikutuspiirissä olevissa jokivesissä on luontaisestikin esiintynyt happamuusongelmia ja kalakuolemia, mutta intensiivinen maankäyttö on lisännyt ongelmia. Vaikutukset ulottuvat myös jokivesien vaikutusalueella olevien rannikkovesien eliöyhteisöjen rakenteeseen.

Happamoitumista kuvaavat veden pH-arvo ja alkaliniteetti eli hapon neutraloimiskyky. Erittäin happamissa vesissä on varsinkin aiemmin mitattu asiditeettia eli emäksen sitomiskykyä. Alunamaiden vesissä happamuuden vaihteluja voidaan arvioida lisäksi myös sähkönjohtavuuden sekä esimerkiksi sulfaatti- ja alumiini-ionien mittauksilla. Eliöstön kannalta happamoitumista kuvaa parhaiten kriittisimmän kauden tilanne eli pienissä heikosti puskuroiduissa vesissä yleensä lumensulamiskauden arvo ja alunamaiden vesissä tulvakautta kuvaava arvo.

Joet. Happamuuden vuodenaikaisvaihtelut riippuvat valuma-alueen ominaisuuksista ja hydrologisista tekijöistä ja voivat olla huomattavia. Esimerkiksi Kyrönjoen seurannassa on mitattu Skatilan havaintopaikalla vuosina 1961–2004 pH-arvoja välillä 3,9–7,4 mediaanin ollessa 5,9. Happamuuden (ja alkaliniteetin) mittaaminen on siten edelleen tärkeä jokien veden laadun kuvaajana.

Järvet. Lumen sulamiskausi aiheuttaa moniin vesiin selvän happamuushuipun, jota valuma-alueen ojitukset voivat entisestään äärevöittää. Pohjoismaisen järvikartoituksen yhteydessä syksyllä 1995 määritettiin pH-arvot 873 järvestä. Viiden maantieteellisen alueen pH-arvojen 10 %:n ja 90 %:n fraktiilit olivat seuraavat: etelärannikko 5,6 ja 7,1, järviaalue 5,6 ja 7,1, länsirannikko 5,6 ja 6,8, Oulun seutu 5,5 ja 7,2, Lappi 6,1 ja 7,2 sekä koko maa 5,7 ja 7,1 (Mannio ym. 2000).

Rannikkovedet. Rannikkovesien happamoituminen ei ole tällä hetkellä ongelma.

6.2.6 Ravinneolot

Ravinteiden aiheuttama rehevöityminen on yksi merkittävimmistä vesiemme ekologista tilaa muuttavista tekijöistä. Ravinnepitoisuuksien avulla voidaan karkeasti arvioida rehevöitymistä ja sen sekundäärisiä vaikutuksia vesieläimille. Ravinnepitoisuudet eivät kuitenkaan yksinään kerro järvien tuotannon jakaantumisesta ulappa- ja rantavyöhykkeen eliöryhmien kesken. Ravinneolot vaikuttavat levätuotannon ja -lajiston ohella myös vesikasvien ja päällyslävien sekä epäsuorasti pohjaeläimistön ja kalaston lajikoostumukseen ja runsauteen. Rehevöityminen ilmenee tuotannon lisääntymisenä. Rehevöitymiskehityksen alkuvaiheessa lajistokoostumus saattaa muuttua herkimpien lajien hävitessä. Pitkälle rehevöityneissä vesissä tapahtuu merkittäviä lajistollisia muutoksia siten, että vain muutamat rehevyydestä hyötyvät lajit dominoivat.

Suomen sisävesissä fosfori on useimpien järvien levätuotantoa rajoittava tekijä (Pietiläinen 1997). Typellä on merkitystä levätuotannon säätelijänä eräissä pitkälle rehevöityneissä vesissä. Myös voimakkaasti humuspitoiset vedet saattavat olla jossain määrin typpirajoitteisia, ainakin ajoittain. Etelä- ja länsirannikon joet ovat yleensä fosforirajoitteisia tai yhteisrajoitteisia typen ja fosforin suhteen. Keski- ja Pohjois-Pohjanmaan joet ovat yleisemmin typpirajoitteisia, kun tarkastellaan mineraaliravinteita (Pietiläinen ja Räike 1999). Suomen rannikkovesissä ravinnerajoitteisuus vaihtelee siten, että Perämeri on fosforirajoitteinen, kun taas Selkämerellä ja Suomenlahden itäosissa esiintyy sekä typpi- että fosforirajoitteisuutta. Saaristomeren ulko-osissa ja Suomenlahden länsiosissa typpi on pääsiällinen kasviplanktonin tuotantoa rajoittava tekijä (Tamminen 1990, Kivi ym. 1993). Levätuotantoa rajoittavaa tekijää arvioitaessa tarvitaan kokonaisravinteiden tarkastelun rinnalla myös mineraaliravinteiden (fosfaattifosfori, ammoniumtyppi ja nitraattityppi) tarkasteluja.

Ravinneoloja voidaan mitata mm. seuraavilla muuttujilla:

Kokonaisfosforilla tarkoitetaan veden sisältämää epäorgaanista ja orgaaniseen aineeseen sitoutunutta fosforia. Kokonaisfosforipitoisuus on keskeisimpiä vedenlaatumuuttujia sekä sisävesissä että rannikkovesissä. Pohjoismaisen järvikartoituksen yhteydessä syksyllä 1995 määritettiin kokonaisfosfori 873 järvestä. Viiden maantieteellisen alueen kokonaisfosforipitoisuuden 10 %:n ja 90 %:n fraktiilit ($\mu\text{g/l}$) olivat seuraavat: etelärannikko 7 ja 37, järivialue 8 ja 36, länsirannikko 12 ja 84, Oulun seutu 5 ja 32, Lappi 3 ja 21 sekä koko maa 5 ja 33 (Mannio ym. 2000).

Fosfaattifosfori on pääsiällinen levien käyttämä fosforiyhdiste. Sen pitoisuudet esimerkiksi suurissa järvissämme ovat kesällä hyvin alhaisia $2,2 \pm 0,5 \mu\text{g/l}$ (Mitikka ja Ekholm 2003), koska fosfori on yleensä tuotannon minimitekijä.

Typpeä esiintyy vesissä monissa eri muodoissa: liuenneena molekulaarisena typpinä, helposti hajoavina eloperäisinä yhdisteinä tai hitaasti hajoavia humusyhdisteinä sekä epäorgaanisina yhdisteinä kuten ammoniumina, nitriittinä ja nitraattina (Wetzel 2001). Kokonaistyyppi ilmaisee orgaanisen ja epäorgaanisen typen kokonaispitoisuutta. Se on Suomessa ehdottomasti käytetyin typpimääritys ja erilaisten vesien pitoisuudet tunnetaan hyvin. Huolimatta ajallisesta ja paikallisesta vaihtelusta kokonaistypellä on kuitenkin yleensä tietylle alueelle ominainen taso, mikäli oleellista kuormitusta ei vesistöön kohdistu. Pohjoismaisen järvikartoituksen yhteydessä syksyllä 1995 määritettiin kokonaistyyppi 873 järvestä. Viiden maantieteellisen alueen kokonaistyyppipitoisuuden 10 %:n ja 90 %:n fraktiilit ($\mu\text{g/l}$) olivat seuraavat: etelärannikko 300 ja 920, järivialue 290 ja 800, länsirannikko 340 ja 1100, Oulun seutu 210 ja 590, Lappi 130 ja 490 sekä koko maa 200 ja 750 (Mannio ym. 2000). Kuormitetuissa vesistöissä typpi on tärkeä likaantumisen indikaattori.

Vihreiden kasvien (levien ja rantakasvillisuuden) nitraatin käyttö on järvi- en tuottavassa kerroksessa vallitsevia prosesseja (Wetzel 2001). Toisaalta nitraattityppi on vesistöissä täydellisen nitrifikaatioprosessin lopputuote. Nitraattitypen pitoisuudet vaihtelevat luonnonvesissä voimakkaasti ollen järvissä yleensä pienimmillään loppukesällä, tällöin monesti tuskin määritettävissä levien käytettyä tehokkaasti nitraattia. Sen sijaan talviaikana nitraattityppeä esiintyy ja sen pitoisuuksia voitaisiin käyttää tilan arviointiin, erityisesti rannikkovesissä. Kuormituksen osoittajana nitraattityppi saattaisi olla mahdollinen indikaattori myös jokivesissä. Nitraattityppeä on kuitenkin mitattu sisävesissä huomattavasti harvemmin kuin kokonaistyyppiä.

Ammoniumtyppeä syntyy vesissä eloperäisen aineen hajotessa sekä kasvilisuiden käyttämästä nitraattitypestä (Wetzel 2001). Ammoniumtyppeä on luonnonvesissä vähän, mutta järvessä alusveden taso voi olla koholla, samoin runsaasti eloperäistä ainetta sisältävissä luonnonvesissä kuten voimakkaasti humuksisissa vesissä.

Varsinkin kokonaisfosforilla on melko hyvä korrelaatio biologisiin muuttujiin kuten kasviplanktonin biomassaan. Yhdyskuntien jätevesien tyyppi on vesistöön johdettaessa lähinnä ammoniumtyyppinä, mikäli puhdistamalla ei tapahdu nitrifikaatiota. Yhdyskuntajätevesien ja muun orgaanisen kuormituksen vaikutus näkyy usein herkästi ammoniumtyypessä, vaikka pitoisuudet olisivatkin kokonaisuudessaan pieniä. Ammoniumtyyppi on käyttökelpoisiin jokien tilan arvioinnissa, mutta kattavaa aineistoa jokivesistäkään ei liene kaikkialta.

Talvella ravinteet eivät sitoudu kasviplanktoniin tai vesikasveihin, koska valo ja lämpötila rajoittavat kasviplanktonin ja levien kasvua. Samanaikaisesti kuitenkin ravinteita tulee valuma-alueelta veteen, mikä lisää veden ravinnevarastoja. Epäorgaanisten ravinteiden pitoisuudet ovat korkeimmillaan juuri talvella. Lisäksi veden laatu on sekä alueellisesti että ajallisesti stabiilein talvella. Tämän vuoksi on perusteltua käyttää talvijaksoa luokittelun perusteena. Rannikkovesissämme talvijakso ajoittuu tammi- ja maaliskuun väliseen ajanjaksoon.

Epäsuorasti ravinneoloihin liittyvät monet tekijät kuten *a*-klorofylli, näkösyvyys, sameus ja pH. Veden pH-arvon kohoaminen voi eräissä tapauksissa osoittaa levätuotannon voimakkuutta. Erityisesti kesällä levien yhteyttäminen voi rehevissä vesissä nostaa pH-arvon huomattavan korkeaksi. Klorofylli kuvaa tietyn rajoituksen leväbiomassaa ja ravinneoloja. Klorofylli voidaan ilmaista kasvukauden keskiarvona tai esim. kesän maksimiarvona.

Fluoresenssi mittaa epäsuorasti kasviplanktonin määrää ja sitä voidaan käyttää lähinnä *a*-klorofyllimääritystä korvaavana automaattisena menetelmänä. Fluorometriä käytetään mm. laivoihin kiinnitettynä tuottamaan tietoa levämäärän alueellisista vaihteluista. Fluorimetrin mittaustulos perustuu *a*-klorofyllin fluoresenssi-ilmiöön.

Näkösyvyys ja sameus ilmentävät ravinneoloja parhaiten silloin, kun niiden vaihteluiden voidaan olettaa johtuvan pääasiassa levätuotannosta. Runsas humuspitoisuus tai kiintoainne vaikuttavat näkösyvyys- ja sameusmittauksiin. Sisävesissä näkösyvyyttä ja sameutta voidaan siten käyttää ravinneolojen kuvaajana vain vähähumuksisissa ja kirkkaissa järvissä. Suomen rannikkovesissä jokivesien välittömällä vaikutusalueella vesi on voimakkaasti humusaineen värittämää. Klorofylli selittää jokiestuaareissa noin 40 % näkösyvyyden vaihteluista (P. Kauppila, julkaisematon aineisto). Itämeren avomerialueilla tämä riippuvuus on huomattavasti korkeampi (Sanden ja Håkansen 1996).

6.3 Pilaavat aineet

6.3.1 Yleistä

Pilaavat aineet (haitalliset aineet) voivat olla tietoisesti tuotettuja ja käytettyjä kemikaaleja tai prosesseissa tahattomasti syntyviä yhdisteitä. Vesienhoidon kannalta olennaisia haitallisia aineita ja aineryhmiä luetellaan vesipolitiikan puitesäädöksiin liitteessä VIII (kohdat 1–9). Liitteessä VIII on sekä yksittäisiä aineita että laajoja aineryhmiä ja se kattaa käytännössä kaikki aineet, jotka voivat vaikuttaa haitallisesti vesiympäristöön tai vesiympäristön kautta ihmisen terveyteen ja muihin eliöihin. Tästä syystä haitallisten aineiden päästöjen tunnistus on helpointa aloittaa aineiden tunnistamisella. Tuhansien käytössä olevien ja prosesseissa muodostuvien haitallisten aineiden joukosta on tunnistettava ne aineet, jotka voivat olla vesiympäristölle haitallisia tai vaarallisia.

Merkittävien aineiden tunnistuksen kannalta haitalliset aineet voidaan jakaa kolmeen ryhmään:

- EU-tasolla tunnistetut prioriteettiaineet
- kansallisesti tunnistetut haitalliset aineet
- vesienhoitoalueilla tunnistetut haitalliset aineet

EU-tasolla tunnistetut ja yhteisön lainsäädännössä vahvistetut prioriteettiaineet sisältyvät kemiallisen tilan luokitteluun. Siten niitä ei tarvitse käsitellä tässä yhteydessä. Kansallisesti tunnistetut haitalliset aineet vahvistetaan kansallisessa lainsäädännössä. Vesienhoitoalueilla voidaan lisäksi tunnistaa muita aineita, jotka vaikuttavat vesistöjen ekologiseen tilaan. Näitä aineita voidaan tunnistaa esimerkiksi erillisten tutkimushankkeiden tai velvoitetarkkailujen tulosten perusteella.

Vähimmäisvaatimuksena on, että ekologisessa luokituksessa huomioidaan kansallisesti tunnistetut haitalliset aineet. Näitä ovat seuraavat teollisuus- ja kuluttajakemikaalit: 2-(tiosyanometyyli)tiobentsotiatsoli (TCMTB), butyylibentsyyliiftalaatti (BBP), dibutyyliiftalaatti (DBP), merkaptobentsotiatsoli (MBT), merkaptobentsotiatsolidisulfidi (MBTS), nonyylifenoetoksylaatit, resorsinoli, bronopoli, klooribentseeni, 1,2-diklooribentseeni, 1,4-diklooribentseeni.

Kansallisesti on tunnistettu seuraavat torjunta-aineet: dimetoaatti, etyleeni-tiourea (ETU) (mankotsebin hajoamistuote), 4-kloori-2-metyylifenoksietikkahappo (MCPA), metamitroni, prokloratsi, tribenuronimetyyli.

Metalleista on tunnistettu sinkki, kupari, kromi, rauta ja alumiini.

Sekä kansallisille haitallisille aineille että yhteisön prioriteettiaineille vesistön hyvän tilan raja-arvona toimivat aineille määritettävät ympäristölaatumormit. Erinomaisen tilan raja-arvona on luonnon aineille (häiriintymättömiä olosuhteita vastaava) taustapitoisuus, synteettisiä aineita ei tulisi havaita laisinkaan edistyneimmillä analyttisillä menetelmillä.

Ympäristölaatumormit on määritetty vesipuitedirektiivin liitteen 5 kohdan 1.2.6. mukaisesti. Määrittämisessä käytetyt menetelmät on kuvattu yksityiskohtaisesti yhteisötasolla laaditussa menetelmäraportissa (Lepper 2002). Käytetyt menetelmät ovat yhteneviä EU:n kemikaalien riskinarvion teknisten ohjeiden kanssa (EC 1996). Torjunta-aineiden kohdalla on noudatettu kasvinsuojeluaineiden riskinarviointia säätelevän direktiivin 91/414/ETY periaatteita ja menetelmiä. Ympäristölaatumormit määritetään kokeellisista ekotoksikologisista testituloksista. Ne vastaavat haitatonta pitoisuustasoa vesistöissä. Ympäristölaatumormi määritetään jakamalla toksisuustesteissä tietylle eliölle mitattu vaikutukseton pitoisuus (NOEC-arvo) tai EC/LC50-arvo turvakertoimella. Turvakertoimen suuruus vaihtelee yleensä välillä 10–1000 ja sen suuruus riippuu käytettävänä olevien toksisuustestitulosten kattavuudesta ja laadusta. Turvakertoimien avulla arvioidaan haitatonta pitoisuustasoa koko ekosysteemille, kun lähtökohtana on yksittäisille eliöille koeolosuhteissa tehdyt toksisuustestit. Meriveden laatumormiehdotukset on määritetty EU:n kemikaalien riskinarvion teknisen ohjeen meriympäristöä koskevan osan mukaan. Koska kyseisille aineille ei ollut saatavilla toksisuustestituloksia Itämeren eliöille, on laatumormin määrittämisessä käytetty turvakerroin pääsääntöisesti 10 kertaa suurempi kuin makean veden laatumormin määrittämisessä käytetty turvakerroin. Siten ehdotetut laatumormit ovat pääsääntöisesti 10 kertaa pienempiä kuin makean veden laatumormit. Suuremman arviointikertoimen käyttö on perusteltua, kun otetaan huomioon Itämeren ekosysteemin herkkyyttä sekä tiedon puute kyseisten kemikaalien vaikutuksista Itämeren ekosysteemiin.

6.3.2 Synteettiset pilaavat aineet (kemikaalit)

Ehdotus kansallisista haitallisista aineista perustuu Suomen ympäristökeskuksen valmistelemaan esitykseen (Londesborough 2003). Valintaprosessissa keskityttiin sellaisiin tietoisesti tuotettuihin kemikaaleihin, joita käytetään Suomessa. Tarkastelun ulkopuolelle jätettiin prosesseissa syntyvät aineet. Käytännössä valintaprosessi kattoi ne aineet, jotka on rekisteröity kemikaalituoterekisteriin ja jotka ovat kemikaalilain (744/1989) tai torjunta-ainelain (327/1969) säätelemä. Valintaprosessissa pyrittiin tunnistamaan haitallisia aineita, jotka ovat valtakunnallisesti merkittäviä. Valinta kohdistui aineisiin, joiden voidaan arvioida aiheuttavan ympäristöhaittoja pintavesissä. Suomen pohjoisen luonnon asettamat erityisvaatimukset pyrittiin ottamaan huomioon, mikä näkyy käytetyissä kriteereissä pysyvyyden osalta. Torjunta-aineet valittiin asiantuntija-arviolla, jossa apuna käytettiin torjunta-aineiden ympäristöpaineita kuvaavaa torjunta-aineindikaattoria. Ehdotus kansalliseksi haitallisiksi aineiksi oli laajalla lausuntokierroksella vuoden 2003 alussa. Ehdotusta korjattiin lausunnoissa esitettyjen kommenttien perusteella. Sen jälkeen ehdotettujen aineiden päästölähteitä ja niiden aiheuttamaa vesistöriskiä on tutkittu yksityiskohtaisesti VESPA-työryhmässä.

Kansallisten haitallisten aineiden ympäristölaatuunormeja on esitetty taulukossa 7A.

Taulukko 7A. Kansallisille haitallisille aineille määritetyt ympäristölaatuunormit (vuosikeskiarvo, kokonaispitoisuus vedessä).

Nimi	CAS-numero	sisämaan pinta- vesi µg/l	merivesi µg/l	raakaveden ottoon tarkoitetut pintavedet µg/l
Teollisuus- ja kuluttajakemikaalit				
klooribentseeni	108-90-7	9,3	3,2	3
diklooribentseeni, 1,2-	95-50-1	7,4	0,74	0,3
diklooribentseeni, 1,4-	106-46-7	20	2	0,1
bentsyylibutyyliftalaatti (BBP)	85-68-7	10	1,4	10
dibutyyliftalaatti (DBP)	84-74-2	10	1	10
Torjunta-aineet				
dimetoaatti	60-51-5	0,7	0,07	-
etyleenitiourea (ETU) (mankotsebin hajoamistuote)	96-45-7	200	20	-
MCPA (4-kloori-2-metyyli- fenoksietikkahappo)	94-74-6	1,6	0,16	-
metamitroni	41394-05-2	32	3,2	-
prokloratsi	67747-09-5	1	0,1	-
tribenuroni-metyyli	101200-48-0	0,1	0,01	-
Torjunta-aineiden kokonais- pitoisuus		-	-	1

Taulukko 7B. Kansallisten haitallisten aineiden kynnysarvot (vuosikeskiarvo, kokonaispitoisuus vedessä). Kynnysarvoja esitetään aineille, joille ei ole tällä hetkellä saatavilla hyväksyttävää analyttistä määrittämissä menetelmää eikä niille siten voida asettaa ympäristölaatuunormia. Kynnysarvot on määritetty samoilla menetelmillä kuin ympäristölaatuunormit.

Nimi	CAS-numero	sisämaan pintavesi $\mu\text{g/l}$	merivesi $\mu\text{g/l}$	raakaveden ottoon tarkoitetut pintavedet $\mu\text{g/l}$
TCMTB (bentsotiatsoli-2-yyli- metyyli- <i>ti</i> osyanaatti)	21564-17-0	0,018	0,0018	0,018
MBeT bentsotiatsoli-2-tioli (MBTS:n hajoamistuote)	149-30-4	0,8	0,08	0,8
resorsinoli (1,3-bentseenidioli)	108-46-3	0,25	0,025	0,25
bronopoli (2-bromi-2-nitropropaani- 1,3-dioli)	52-51-7	4	0,4	4
nonyylifenolit (NP)	25154-52-3	0,3	0,03	0,3
nonyylifenolietoksylaatit (NPE)	9016-45-9	*	*	*

*Nonyylifenolin ja nonyyli-*ti*fenolietoksylaatitien kokonaistoksisuutta verrataan nonyyli-*ti*fenolin kynnysarvoon. Kokonaistoksisuus lasketaan seuraavalla kaavalla:

$$= \sum(C_x \times \text{TEF}),$$

TEF = toksisuusekvivalenttikerroin; C_x = kunkin nonyyli-*ti*fenolisen yhdisteen pitoisuus

	toksisuusekvivalenttikerroin
nonyylifenoli	1
nonyylifenolimono- ja dietoksylaatit	0,5

Jos voidaan määrittää vain ketjunpituudeltaan erikokoisten nonyyli-*ti*fenolietoksylaatitien kokonaispitoisuus, niin näytteen kokonaistoksisuus voidaan laskea varovaisuusperiaatteella olettaen, että määritetty etoksylaatitien kokonaispitoisuus koostuu yksinomaan mono- ja dietoksylaateista.

*Näytteen kokonaistoksisuus ei saa ylittää nonyyli-*ti*fenolin laatuunormia. Näytteen kokonaistoksisuus = $\sum(C_x \times \text{TEF})$,

C_x = kunkin nonyyli-*ti*fenolisen yhdisteen pitoisuus

TEF = toksisuusekvivalenttikertoimet:

TEF = 1 nonyyli-*ti*fenoli

TEF = 0,5 nonyyli-*ti*fenolimono- ja -dietoksylaatit

TEF = 0,005 nonyyli-*ti*fenoksietikkahappo ja nonyyli-*ti*fenoksietikkahappo

(jos voidaan määrittää vain ketjunpituudeltaan erikokoisten nonyyli-*ti*fenolietoksylaatitien kokonaispitoisuus, niin näytteen kokonaistoksisuus voidaan laskea varovaisuusperiaatteella olettaen, että määritetty etoksylaatitien kokonaispitoisuus koostuu yksinomaan mono- ja dietoksylaateista.)

6.3.3 Metallit

Metallien valinta

Vesipuitteiden alaisessa työssä on yhteisötasolla tunnistettu neljä prioriteettimetallia: elohopea, kadmium, lyijy ja nikkeli. Näille metalleille asetetaan ympäristölaatuunormit yhteisön lainsäädännössä ja ne sisältyvät kemialliseen luokitukseen. Siten niitä ei tarvitse käsitellä tässä yhteydessä.

Muiden vesiympäristön suojelun kannalta olennaisten metallien tunnistamiseksi SYKEssä tehtiin ehdotus kansallisiksi haitallisiksi metalleiksi (Londesborough 2003). Kansallisten haitallisten metallien valinnan lähtökohtana oli vaarallisten aineiden direktiivin (76/464/EEC) luettelossa 2 mainitut metallit (taulukko 8) sekä lisäksi alumiini ja rauta. Valinta perustui tietoihin metallien kokonaispitoisuuksista vesistöissä, jotka saatiin pintavesien tilan tietojärjestelmästä eli PIVET-rekisteristä vuosilta 1998–2002. Pitoisuuksia verrattiin ensin ns. kriittiseen pitoisuustasoon, joka asetettiin muissa yhteyksissä annettujen ympäristölaatumormien ja haitattomien pitoisuustasojen perusteella (ks. taulukko 9). Jos ylittäviä tuloksia oli huomattavan paljon, verrattiin pitoisuuksia ns. vertailuarvoon, joka oli kriittisen pitoisuuden ja arvioidun taustapitoisuuden summa. Kansalliselle haitallisten aineiden listalle ehdotettiin kuparia, kromia ja sinkkiä, joiden kohdalla katsottiin, että merkittävä osa tuloksista ylitti vertailuarvon. Rautaa ja alumiinia ei ehdotettu kansallisten haitallisten aineiden luetteloon, sillä jo valintavaiheessa oli selvää, että PIVET-rekisterin kokonaispitoisuuksiin perustuva valintamenettely ei soveltunut niille. Raudalla ja alumiinilla voi olla merkittäviä ympäristövaikutuksia erityisesti happamissa vesistöissä. Alumiinin ja raudan osalta todettiin, että näiden mahdolliset ympäristöriskit tulisi huomioida alueellisella tasolla.

Ehdotus kansallisiksi haitallisiksi aineiksi lähetettiin laajalle lausuntokierrokselle. Lausunnoissa kiinnitettiin huomiota mm. valintamenettelyssä käytetyn aineiston heikkouksiin: nykyinen tieto metallien kokonaispitoisuuksista ei mahdollista metallien esiintymismuotojen ja biosaatavuuden huomioimista. Lisäksi osa pitoisuustuloksista on peräisin velvoitetarkkailupisteistä, eivätkä ne välttämättä ole valinnan kannalta edustavia pisteitä. Toisaalta kuparia, kromia ja sinkkiä pidettiin ympäristön kannalta keskeisinä metalleina, joiden valintaa tuettiin.

Metallien valintavaiheessa tarkasteltiin kaikkia vertailuarvon ylittäviä tuloksia. Eri näytteenottopisteistä on saatavilla eri määrä pitoisuusaineistoa. Tästä johtuen jokin näytteenottopiste saattaa olla yliedustettuna ja jokin toinen näytteenottopiste aliedustettuna. Vääristymän korjaamiseksi laskettiin jokaisesta näytteenottopisteestä mitattujen tulosten keskiarvo ja verrattiin sitä vertailuarvoon (taulukko 10). On huomionarvoista, että kromin kohdalla ylittäviä keskiarvopitoisuuksia löytyi vain 14 näytepisteestä. Alkuperäisessä aineistossa suurin osan kromin ylittävistä tuloksista oli peräisin jokipisteistä. Onkin mahdollista, että kromin kohdalla suhteellisen suuret pitoisuudet ovat selitettävissä luonnollisilla syillä, kuten esim. korkealla kiintoaineksen pitoisuudella. Toisaalta on muistettava, että kun aineistoista lasketaan näytepistekohtaiset keskiarvot useamman vuoden tuloksista, menetetään tieto lyhytaikaisista korkeista pitoisuuksista. Lyhytaikaiset toistuvat pitoisuuspiikit saattavat aiheuttaa pitkäaikaista vahinkoa vesistöissä.

Taulukko 8. Vaarallisten aineiden direktiivin luettelon II metallit.

antimoni	koboltti	nikkeli	tina
arseeni	kromi	seleeni	titaani
barium	kupari	sinkki	uraani
beryllium	lyijy	tallium	vanadiini
hopea	molybdeeni	telluuri	

Taulukko 9. Vertailuarvon ylittävien tulosten lukumäärä kaikista PIVET-rekisterin kokonaispitoisuuden tuloksista vuosina 1998–2002. Vertailuarvona käytettiin kriittisen pitoisuuden ja arvioidun taustapitoisuuden summaa.

	tuloksen lkm PIVET-rekisterissä	kriittinen pitoisuus, µg/l	arvioitu tausta-pitoisuus, µg/l	vertailuarvon ylittävien tulosten lkm ja suhteellinen osuus kaikista tuloksista (%)	vertailuarvon ylittävien tulosten lkm, kun aineistosta on poistettu oja- ja puro- ja lampipisteitä
alumiini	15 699	-	-	-	
arseeni	4972	5	-	42 (0,8 %)	
barium	35	230	-	0 (0 %)	
beryllium	15	0,2	-	0 (0 %)	
hopea	15	0,1	-	0 (0 %)	
koboltti	823	1	-	0 (0 %)	
kromi	5101	8*	1.4¹	105 (2 %)	71
kupari	5684	3	2.35¹	735 (13 %)	665
molybdeeni	31	20	-	0 (0 %)	
rauta	19583	-	-	-	
seleeni	394	1	-	0 (0 %)	
sinkki	7670	20	1–20²	923 (12 %)	-
vanadiini	1094	5	-	4 (0.4 %)	

¹GTK:n purovesikartoituksen 95-persenttiipiste.

²GTK:n purovesikartoituksen perusteella: 20, 10, 5 tai 1 µg/l alueesta riippuen.

*13.6.2003 tarkistettu kriittinen pitoisuustaso.

Taulukko 10. Näytteenottpisteiden lukumäärä ja niiden näytteenottpisteiden lukumäärä, joissa vuosien 1998–2002 PIVET-rekisterin tulosten keskiarvo ylitti vertailuarvon. Näytepisteet, joissa kaikki tulokset olivat alle määritysrajan jätettiin pois.

	tulosten lkm	näytteenottpisteiden lkm	vertailuarvo µg/l	lkm (ja suhteellinen osuus) näytteenottpisteitä, joissa vuosien 1998–2002 laskettu pitoisuuden keskiarvo ylitti vertailuarvon
kromi	5101	310	9,4	14 (4,5 %)
kupari	5684	431	5,35	69 (16 %)
sinkki ¹	7670	430	25	102 (24 %)

¹tarkastelussa mukana vain alueet, joissa taustapitoisuuden voidaan arvioida olevan noin 5 µg/l eli kaikki muut alueet lukuun ottamatta Lappia ja Länsi-Suomen rannikkoa.

Laatunormien määrittäminen metalleille

Metallien myrkyllisyyteen vaikuttaa niiden biologinen saatavuus, joka riippuu vallitsevista ympäristökiteijöistä (happamuus, veden kovuus, orgaanisen aineksen määrä jne.). Siten metallien toksisen vaikutuksen ja kokonaispitoisuuden välillä ei yleensä voida havaita suoraa riippuvuutta. Ympäristökiteijöiden vaikutus voi olla erisuuntainen ja -suuruinen riippuen metallista ja tutkittavasta eliöstä, ja niiden kvantifioiminen on vaikeaa.

Yhteisötasolla vahvistettavat laatunormit annettaneen pitoisuutena vedessä. Lisäksi metalleille on valmisteltu laatunormiehdotukset pitoisuutena sedimentissä ja kalassa. Metallien ympäristölaatuormit annettaneen ns. lisätyn riskin menetelmällä (added risk approach), jossa ekotoksikologisista testituloksista johdettu ”lisättävä osa” (Maximum Permissible Addition eli MPA-arvo) lisätään luonnon

taustapitoisuuden arvoon. Tällöin voidaan varmistua siitä, että asetettu laatu-
normi on aina suurempi kuin luonnon taustapitoisuus.

Kromille, kuparille ja sinkille määritettyjä haitattoman pitoisuuden arvoja.
MPA-arvo vastaa metallin liukoista pitoisuutta. Haitaton pitoisuustaso = MPA +
taustapitoisuus. (H = veden kovuus, AF = assessment factor eli turvakerroin, HC5
= lajien herkkyysjakauman 5-persentiilipiste, DOC = Dissolved Organic Carbon
eli liunneen orgaanisen hiilen määrä).

	MPA, µg/l, liu- ennut pitoisuus vedessä	testitulokset, johon MPA perustuu, sekä käy- tetty turvakerroin	soveltuvuus	viite
kromi (VI)	3,4	Tilastollinen menetelmä, 28 kroonista NOEC arvoa, HC5 = 10,2 µg/l, AF = 3.	Makea vesi.	EU:n riskinarvioportti (2002)
kromi (III)	4,7	<i>Daphnia magna</i> , krooninen NOEC = 47 µg/l, AF = 10.	Makea vesi.	EU:n riskinarvioportti (2002)
kupari	1,3 µg/l	Tilastollinen menetelmä. 25 kroonista NOEC arvoa. AF = 2	makea ja merivesi (ei biosaatavuuden korjausta)	Environmental Hazard Assessment of Copper
kupari	5,2 µg/l	Tilastollinen menetelmä; 25 kroonista NOEC arvoa; AF = 2. Biosaatavuuden korjaus: BioF = 4, vastaa "Itämeren oloja": DOC = 3,5 mg/l; pH 7,5; Ca 11,7 mg/l; Mg 36,3 mg/l; Na 300 mg/l; K 11,4 mg/l; SO ₄ = 76,8 mg/l	Itämeri. Biosaatavuudenkorjaus tehty (BioF = 4)	Compounds in Antifouling Paints, 23.7.2004. Finnish Environment Institute
kupari	13,7	BLM-normitettu makean veden aineisto. Tilastollinen menetelmä. 21 kroonista NOEC arvoa. HC5totaali = 14,2 µg/l. AF = 1. Tästä vähennetty 0,5 µg/l (arvioitu keskimääräinen Cu-pitoisuus testiliuoksessa), jolloin saatu NOEC-lisä = 13,7 µg/l.	H = 37 mg/l, DOC = 2,6 mg/l, pH 6,6 (kalat ja selkärangattomat) tai pH = 8,1 (levät).	Teollisuuden kupaririskinarvio: Euras Draft report February 2004.
sinkki	7,8	Tilastollinen menetelmä, 18 kroonista NOEC arvoa, HC5 = 15,6 µg/l, AF = 2.	Makea vesi. H > 24 mg/l CaCO ₃ . (Biosaatava osuus)	EU:n riskinarvioportti (2004)
sinkki	3,1	Pehmeän veden testaus <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , <i>Daphnia longispina</i> ja <i>Salmo trutta</i> -lajeilla.	Makea vesi. H < 24 mg/l CaCO ₃ .	EU:n riskinarvioportti (2004)

Luonnollinen taustapitoisuus on ekologisessa luokituksessa hyvän ja erinomaisen tilan raja-arvo. Tietoa metallien luonnollisesta taustapitoisuudesta tarvitaan myös, jos metalleille sovelletaan ns. lisätyn riskin menetelmällä (Added Risk Approach) määritettyä ympäristölaatu-
normia. Taustapitoisuuksia voidaan arvioida esim. GTK:n tekemän kattavan purovesi (ja purosedimentti) kartoituksen (Lahermo ym. 1996) tulosten perusteella, pohjoismaisen metallikartoituksen tulosten avulla (Skjelväle ym. 2001) ja/tai muun (PIVET-rekisterin) ympäristöpitoisuustiedon perusteella. Metallien luonnollinen taustapitoisuus voitaisiin määrittää tyyppikohtaisesti erinomaista tilaa kuvastavien vertailupaikkojen tuloksista.

6.4 Tietojen määrä, laatu ja saatavuus

6.4.1 Yleiset tekijät

Ympäristöhallinnon keräämät vedenlaatutiedot tallennetaan SYKE:n tietojärjestelmiin. Niihin on kertynyt runsaasti tuloksia 1960-luvulta lähtien. Vedenlaatutuloksia on tällä hetkellä 61 140 havaintopaikalta (21 miljoonaa tulosta), kasviplanktonituloksia 2250 havaintopaikalta (näytteitä 13 368 ja tuloksia/laskentayksiköitä 636 204) ja hydrologisia havaintoja noin 2500 havaintopaikalta (23 miljoonaa tulosta). Vedenlaatutiedot ovat helposti saatavilla ympäristöhallinnon pintavesien tietojärjestelmästä. Ympäristöhallinnon seurantoihin ja velvoitetarkkailuihin kuuluvilta havaintopaikoilta on runsaasti vuosittaista tietoa mm. taulukossa 11 mainituista fysikaalisista ja kemiallisista muuttujista. Lisäksi jonkin verran on tietoa liukoista mineraaliravinteista ja orgaanisesta hiilestä. Haitallisista aineista tietoa on vain satunnaisesti ja yleensä vain raskasmetalleista ja muutamasta orgaanisesta yhdisteestä tai yhdisteryhmästä (esim. orgaaniset klooriyhdisteet). Haitallisten aineiden seurantaan on tarkoitus tehdä olennaisia vesiputedirektiivistä johtuvia muutoksia. Systemaattiseen seurantaan kuulumattomilta havaintopaikoilta on vain hajanaista tietoa. Näytteitä ei ole otettu läheskään joka vuosi, ja näytteenottoajankohdat ja tehdyt määritykset vaihtelevat.

Tiedon luotettavuus on hyvä erityisesti uusimpien tietojen kohdalla. Useimmille veden laadun yleisten tekijöiden muuttujille on olemassa standardimenetelmät. Näytteenottajilla on nykyisin lähes aina pätevyyttä osoittava henkilösertifikaatti ja näytteet analysoidaan useimmiten akkreditoituissa laboratorioissa.

Taulukko 11. Fysikaalis-kemiallisten muuttujien näytemäärät ja havaintopaikkojen määrät pintavesissä v. 2000–2004 (Ympäristöhallinnon Pivet-tietokanta).

Muuttuja	Yhteensä			Viranomainen			Muut					
	Järvet	Joet	Rannikkovedet	Yhteensä	Järvet	Joet	Rannikkovedet	Yhteensä	Järvet	Joet	Rannikkovedet	Yhteensä
Alkaliniteetti	8538	6210	1501	16249	6926	5112	14	12052	1612	1098	1487	4198
Väri	16849	11581	5088	33518	8753	5577	1671	16001	8096	6005	3417	17517
CODMn	16144	11841	686	28670	7782	5109	53	12944	8362	6731	633	15727
Sähkönjohtavuus	18632	14689	9152	42472	9012	7088	1262	17362	9620	7601	7890	25110
α -klorofylli	4561	1221	2919	8701	2221	357	723	3301	2340	863	2197	5400
Kokonaistyyppi	18470	14687	8455	41612	9002	6847	2186	18036	9467	7840	6269	23576
Hapen kyllästysaste	24946	9750	9264	43961	13349	3279	2317	18944	11597	6472	6948	25016
pH	19428	15440	9932	44801	9589	7669	1944	19202	9839	7772	7988	25599
Kokonaisfosfori	21047	16216	10030	47292	9838	7911	2203	19952	11209	8304	7827	27340
Näkösyvyys	7690	2297	3834	13822	4110	881	707	5699	3580	1416	3127	8123
Lämpötila	28169	14066	12682	54917	15219	6559	2940	24717	12950	7507	9742	30199
Sameus	15367	10762	8120	34248	8259	5888	2252	16399	7108	4874	5867	17850
Yhteensä	199842	128759	81663	410264	104061	62276	18271	184608	95781	66483	63391	225655
Havaintopaikkojen lukumäärä	3636	3764	967	8367								

6.4.2 Pilaavat aineet

Seurannoissa ja tarkkailuissa mitatut haitallisten aineiden pitoisuudet vedessä tallennetaan PIVET-rekisteriin, josta ne ovat helposti saatavilla. Sen sijaan sedimentistä ja kaloista mitattuja pitoisuuksia ei tällä hetkellä koota keskitetysti mihinkään rekisteriin, vaan ne jäävät etupäässä laboratorion LIMS-järjestelmään. Kertymärekisterin uusiminen ja käyttöönotto olisi tärkeää. Vaikka kansallisten haitallisten aineiden ja yhteisötasolla säädettyjen prioriteettiaineiden ympäristölaatonormit annetaan pitoisuutena vedessä, tulee haitallisten aineiden määrittämiä tehdä velvoitetarkkailuissa ja seurannassa tarpeen mukaan myös muista matriiseista (sedimentti, vesi) kuin vedestä. Kertymärekisterin puuttuminen ei kuitenkaan suoraan vaikeuta ekologiseen luokitteluun tarvittavien tietojen keräämistä, sillä haitallisten aineiden ympäristölaatonormit annetaan pitoisuutena vedessä.

Haitallisten aineiden seuranta on ollut toistaiseksi vähäistä ja se on keskittynyt ns. vanhoihin aineisiin, kuten metalleihin. (Esimerkkinä kaatopaikkojen velvoitetarkkailuissa määritettyjä haitallisia aineita taulukossa 12). Käynnissä olevassa tutkimusprojektissa (VESKA 1 ja VESKA 2) on kartoitettu prioriteettiaineiden ja kansallisesti tunnistettujen haitallisten aineiden esiintymistä vesistöissä. Haitallisten aineiden seuranta tulee todennäköisesti kehittymään voimakkaasti lähiaikoina. Samalla kehittyvät haitallisten aineiden analyysimenetelmät sekä menetelmien kuin myös näytteenoton laadunvarmistus.

Määrittämenetelmien yhtenäistäminen on tulosten vertailukelpoisuuden takia erittäin tärkeää. Esimerkiksi tällä hetkellä käytössä olevat metallien määrittämenetelmät vaihtelevat eri tarkkailuissa: osassa kaatopaikkojen tarkkailuista metallit määritetään happouutolla kokonaispitoisuutena, kun taas osassa suodatettuna liukoisena pitoisuutena. Suosituksia haitallisille aineille käytettävistä menetelmistä voitaisiin antaa esimerkiksi perustettavassa seurannan yhteistyöryhmässä, jossa on edustettuna myös ympäristöhallinnon ulkopuolisia haitallisten aineiden seurantaan tekeviä laitoksia.

Taulukko 12. Kaatopaikkojen velvoitetarkkailuissa on määritetty haitallisia aineita.

Määrittäminen tai määrittämissuunnitelma	Määrittämissuunnitelma vuodessa	Yleisyys tarkkailuohjelmissa			
		1 = yli 20 tarkkailuohjelmassa	2 = 10–20:ssä	3 = 5–9:ssä	4 = 1–4:ssä
Alumiini	< 100		2		
Arseni	660		1		
Elohopea	600		1		
Kadmium	650		2		
Kupari	700		1		
Kromi	670		2		
Lyijy	650		2		
Nikkeli	670		1		
Sinkki	980		1		
Muut raskasmetallit (mm. vanadiini, molybdeeni, seleeni, barium)	< 10		4		
AOX	330		2		
TOC	420		4		
PAH	80		4		
mineraaliöljyt	510		3		
fenolit	490		4		
kloorifenolit	100		4		
dioksiinit	13		4		
PCB:t	7		4		

6.5 Yleisten vedenlaatutekijöiden soveltuvuudesta ekologisen tilan arviointiin

Vedenlaatutekijöiden päärooli luokittelussa on biologisille tekijöille tukea antava. Niille määritellään tyyppille ominaiset arvot, joiden osoittamien vaihtelurajojen sisälle kyseisen tyyppisen veden tulosten pitäisi eri luokissa asettua. Suurin merkitys luokittelussa fysikaalis-kemiallisilla tekijöillä on erinomaisessa ja hyvässä luokassa, mutta myös näitä huonommille luokille voidaan määritellä suuntaa-antavat biologiaa tukevat tyyppilliset vaihtelurajat. Vedenlaatua yleisesti luonnehtivia fysikaalis-kemiallisia laatutekijöitä on useita. Niille kaikille voidaan valita useita muuttujia (taulukko 13). Ilmeiseltä tuntuu, että eri fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden ja niitä kuvaavien muuttujien merkitsevyys luokittelussa on eri tekijöillä ja muuttujilla erilainen. Esim. näkösyvyys on riippuvainen sekä veden humuspitoisuudesta, maa-aineksen aiheuttamasta sameudesta että rehevyydestä. Tällaiselle tekijälle lie-nee vaikeampi määritellä ohjaavia arvoja kuin esim. veden pH:lle happamoitumista tarkasteltaessa. Vedenlaatutekijöiden tyyppille ominaiset arvot perustuvat enimmäkseen vertailupaikkojen aineistoihin. Niiden yhtenevyys biologisten tekijöiden luokkarajojen kanssa vaatii testausta ja varmistusta erityyppisissä vesissä.

Taulukko 13. Arviointia fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden ja vedenlaatumuuttujien soveltuvuudesta pintavesien ekologisen tilan arviointiin (+ soveltuu, (+) soveltuu erityistapauksissa, - ei yleensä sovellu).

Laatutekijä	muuttujaesimerkkejä	joet	järvet	rannikkovedet
Näkösyvyys	näkösyvyys	(+)	+	+
	sameus	+	+	+
	kiintoaine	+	-	-
	veden väri	+	+	-
Lämpöolot		+	+	+
Happitilanne	happipitoisuus/hapenkyllästysarvo (pohjanläheinen) loppukesällä/lopputalvella	+	+	+
Suolaisuus	sähkönjohtavuus	+	+	-
Happamoituminen		+	+	-
	pH	+	+	-
	alkaliniteetti	+	+	-
Ravinneolot		+	+	+
	kokonaisfosfori (sisävedet vuosi/ kasvukausi/ loppukesä, rannikkovedet talviaika)	+	+	+
	kokonaistyyppi (sisävedet vuosi/ kasvukausi/ loppukesä, rannikkovedet talviaika)	+	+	+
	α -klorofylli (kasvukausi/loppukesä)	-	+	+
	nitraattityppi (rannikkovesissä talviaika)	+	-	+
	ammoniumtyppi	+	-	-

7

Kasviplankton pintavesien ekologisena laatutekijänä

7.1 Yleistä kasviplanktonin indikaattoriarvosta

Biologisten vertailuolujen tulee sisältää tyypeille ominainen luonnollinen vaihtelu, kaikki mahdolliset ajallisen ja alueellisen vaihtelun lähteet. Virheet näytteenotossa ja analyysissä saattavat myös aiheuttaa vaihtelua (Lepistö 1999).

Rehevöitymisen havainnoimisessa kasviplankton on ollut etenkin järvissä (Heinonen 1980) ja rannikkovesissä keskeisessä asemassa, sillä kasviplankton reagoi nopeasti ravinnepitoisuuksissa tapahtuviin muutoksiin. Levien aiheuttamat samennukset ja etenkin leväkukintojen lisääntyminen ovat tyypillisimpiä rehevöitymiseen liittyviä ilmiöitä. Kasviplanktonia on mahdollista käyttää fysikaalis-kemiallisten määritysten tukemana kuvaamaan järven selkäveden tilaa tai rannikkovesien yleistilannetta.

Kasviplanktonille on ominaista suurehko ajallinen ja paikallinen vaihtelu, joka on huomioitava käytettäessä kasviplanktonia vesien tilan arvioinnissa. Pienissä ja pienehköissä järvissä vaihtelu on suurempaa kuin suurilla selkävessillä, samoin korkea humuspitoisuus lisää vaihtelua (Holopainen ym. 2003, Salonen ym. 1992, Salonen ym. 2001). Jokivesissä kasviplanktonin määrä lisääntyy lähestyttäessä jokisuistoa (Reynolds 1988), mikä on todettu myös Kyröjoen kasviplanktonaineistossa (Liisa Lepistö, suullinen tieto). Rannikkovesissä kasviplanktonin määrät ovat runsaampia Suomenlahdella ja Saaristomerellä verrattuna Pohjanlahteen ja ajallinen vaihtelu on myös suuri (Kauppila ja Lepistö 2001).

Kasviplanktonin näytteenotto on helposti ja luotettavasti toteutettavissa ja näytteenottomenetelmät on ohjeistettu. Pohjoismaisia vakiintuneita analysointimenetelmiä on kehitetty (Rosenström ja Lepistö 1996, Olrik ym. 1998). Indikaattorilajeja ja erilaisia rehevöitymisluokituksia tunnetaan jo pitkältä ajalta (Järnefelt 1952, Heinonen 1980).

Vesipuitedirektiivi määrittelee seuraavat laatutekijät: *kasviplanktonin koostumus, runsaussuhteet ja biomassa*. Kasviplanktonin monimuotoinen lajisto tekee mahdolliseksi löytää monia soveltuvia muuttujia laatutekijälle. Biomassa tai sen täydentäjänä tai vaihtoehtona *a*-klorofylli kuvaa planktonin kokonaismäärää (Lepistö ym. 2004b). Eri leväryhmien suhteellinen runsaus on riippuvainen ympäristötekijöistä, esimerkkinä sinilevien suuri osuus runsasravinteisissa vesissä ja piilevien suuri osuus jokivesissä ja säännöstellyissä tekoaltaissa (Reynolds 1988, Lepistö ja Pietiläinen 1996, Lepistö 1999). Yksittäisillä lajeillakin voi olla suuri merkitys planktonissa. Uimareita haittaavan *Gonyostomum*-limalevän osuus kasviplanktonista on usein huomattava humusjärvissä. Sen runsastuminen liittyy ihmistoiminnan aiheuttamiin muutoksiin (Salonen ym. 2001). Runsaasti *a*-klorofyllia sisältävä *Gonyostomum* aiheuttaa korkeita *a*-klorofyllin pitoisuuksia, mutta on toistaiseksi tunnistettavissa vain mikroskopoimalla.

7.2 Kasviplankton järvien, jokien ja rannikkovesien ekologisen tilan luokittelussa

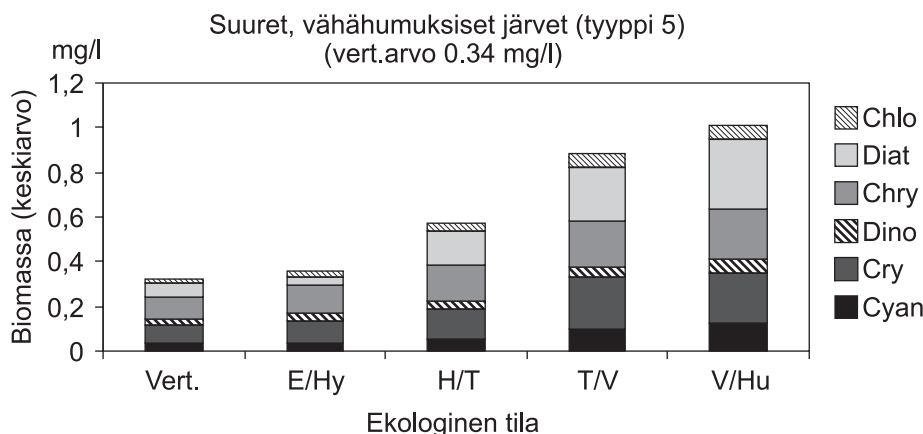
Lähinnä seurantaohjelmien mukaisesti otettua ja tutkittua kasviplanktonaineistoa on järvistä runsaasti. Tulokset 1980-luvulta lähtien ovat sellaisinaan käyttökel-
poisia sekä näytteenottosyvyyden, kestäväönnin että lajistomääritysten osalta. Aikaisemmat tulokset edellyttävät menetelmällisten eroavaisuuksien takia osittaista uudelleen käsittelyä. Kasviplanktonrekisteriin on lisäksi tallennettu historiallista aineistoa, esim. professori Järnefeltin analyysoimia näytteitä Tuusulanjärvestä sekä velvoitetarkkailuihin liittyviä, luotettavasti analyysoituja tuloksia.

Kasviplanktonitutkimukset ovat Suomessa painottuneet suuriin ja suurehkoihin järviin. Viidestätoista intensiivisesti seuratusista järvestä on ajallisesti suhteellisen kattava aineisto. Mikroskopointityön resurssipulan takia analyysointi on keskitetty heinä- ja elokuuhun. Jokien valtakunnallisilta havaintopaikoilta on 1970-luvulta melko runsaasti kasviplanktonaineistoa, jota ei ole käsitelty. Pienistä järvistä aineistoa on vähän ja se on satunnaisesti kerättyä. Pelkkiä *a*-klorofyllihavaintoja on pienistä järvistä suhteellisesti enemmän, mutta niiden ajallinen kattavuus on usein puutteellinen. Rannikkovesissä kasviplanktonin tuloksia on viideltä intensiiviasemalta ajallisesti kattavimmin. Aineiston alueellinen kattavuus on suurempi Suomenlahdella kuin Pohjanlahdella.

Perusmenetelmältään kasviplanktonitutkimusten tilanne on hyvä. Luokitusmenettelyä kehitettäessä joudutaan vielä tarkastelemaan erityisesti seurannan ajallista suunnittelua, mikä vaatii havaintopaikkaluvun vähentämistä ja havaintotihedysten kasvattamista. Planktonlajiston määrittäjältä vaaditaan riittävä asiantuntemus ja kokemus.

7.2.1 Koostumus ja runsaussuhteet

Suomessa toteutetussa valtakunnallisessa järvien kasviplanktonseurannassa on painopiste ollut heinäkuun alkupuolen planktontilanteen tutkimisessa. Ajankohdan on katsottu edustavan sitä perustilaa, joka ylläpitää järvelle tyypillistä kasviplanktonyhteisöä. Heinäkuussa kasviplanktonin kevätmaksimi on ohi ja loppukesän kukintaa muodostavien lajien esiintyminen on vielä vähäistä (Heinonen 1982). Muita tärkeitä havaintoperiodeja ovat olleet loppukesän maksimi (heinäkuun loppupuoli–elokuu) ja koko kasvukausi (touko–elokuu 15 intensiiviasemalla, kuva 9) tai kesäkausi (kesä–elokuu). Loppukesään ajoittuu usein järvien fysikaaliskemiallisen tutkimuksen havaintokerta, jolloin kasviplankton on runsaimmillaan. Aineistoa on loppukesältä melko paljon, mm. likaantumistutkimuksista. Soveltuvien havaintoperiodi tullaan selvittämään kullekin muuttujalle.



Kuva 9. Kasviplanktonin koostumus touko-elokuussa ekologiselta tilaltaan erilaisiksi arvioiduissa järvissä. Vertailuarvona on käytetty vertailujärvien biomassojen keskiarvoa.

Kasviplankton alkaa lisääntyä jo jään alla riippuen valon voimakkuudesta ja veden ravinnepitoisuudesta. Keväällä karuissakin järvissä on verraten runsaasti viherleviä, kultaleviä ja / tai piileviä, jotka nostavat kasviplanktonin biomassan jopa kesän biomassoja suuremmaksi. Karuissa järvissä on kesällä nielulevien, kultalevien ja piilevien osuus biomassasta lähes saman suuruinen mutta sinilevää on vähän. Humusjärvissä keväinen nielu-, kulta-, pii- ja / tai viherlevien maksimi saattaa olla voimakas. Runsasravinteisissa järvissä sinilevien osuus alkaa nousta jo touko-kesäkuusta lähtien ja saavuttaa huippunsa elokuussa (Lepistö 1999). Runsasravinteisissa jokivesissäkin sinilevät saattavat muodostaa suvantokohtiin kesäisiä massaesiintymiä (Liisa Lepistö, suullinen tieto).

Kevätmaksimien itäisellä Suomenlahdella muodostavat yleensä panssarisiimalevät ja piilevät. Kesällä sinilevät ovat vallitsevina. Läntisellä Suomenlahdella lähinnä piilevät ja panssarisiimalevät dominoivat koko kasvukauden. Piilevien osuus kasvaa Pohjanlahdelta Perämerelle ja lajisto muuttuu makeille vesille tyyppilliseksi (Kauppila ja Lepistö 2001).

7.2.2 Biomassa

Kasviplanktonin kokonaisrunsaus vedessä ilmoitetaan biomassana (kasviplanktonin tuorepaino), joka saadaan lajistoanalyysin ja -laskennan tuloksena. Myös muita menetelmiä on olemassa ja kehitteillä. Veden *a*-klorofyllipitoisuutta on käytetty biomassamäärityksen ohella ja sijasta (USEPA 1998). Biomassan ja *a*-klorofyllipitoisuuden suhde vaihtelee erityyppisissä järvissä ja samassakin järvestä ajallisesti, sillä leväsolujen sisältämä *a*-klorofyllipitoisuus riippuu lajista, leväsolun iästä ja valitsevista ympäristöoloista. Esimerkiksi edellä mainitun runsaasti *a*-klorofylliä sisältävän *Gonyostomum*-levän ajoittainen esiintyminen humusvesissä vaikuttaa sekä biomassaan että *a*-klorofyllipitoisuuteen. Sisävesissä *a*-klorofyllipitoisuutta ehdotetaan myös käytettäväksi luokittelussa yhtenä muuttujana.

Kasviplanktonin *a*-klorofyllin pitoisuutta käytetään rannikkotyypeillä muuttujana ekologisessa luokituksessa. Sen rehevöitymisvaste on yleensä hyvä sekä järvissä että rannikkovesissä (mm. Vollenweider 1975, OECD 1982). *a*-klorofyllin ja kasviplanktonbiomassan suhde vaihtelee myös rannikkovesien eri osissa. *a*-klorofyllin mittaaminen on edullista, mutta yksinään käytettynä se voi antaa jonkin verran virheellisen kuvan veden rehevyytilasta.

Suomen rannikkovesissä *a*-klorofyllin riippuvuutta on tutkittu mm. ravinteisiin, morfometriaan (esim. keskisyvyys ja tuuliolosuhteet) sekä maankäyttömuotoihin. Fosfori ja keskisyvyys selittävät noin 70 % *a*-klorofyllin vaihtelusta Suomen estuaareissa (Meeuwig ym. 2000, Kauppila ym. 2003). Lisäksi *a*-klorofyllin pitoisuus voidaan ennustaa myös fosforin ja maankäytön funktiona.

Ekologisessa luokituksessa muuttujina mahdollisesti käytettävät biomassaa- ja klorofyllimuuttujat edellyttäisivät erilaisia havaintoperiodeja (taulukko 14). Yksittäistä *a*-klorofyllihavaintoa ei voida pitää erityisen luotettavana. Mikäli käytetään *a*-klorofyllimääritystä tai muita yksinkertaisia biomassan määrittäjäkertoimia, lajistokoostumuksen antama tieto esimerkiksi mahdollisista myrkyllisistä tai muuten haitallisista levälajeista jää puuttumaan.

Kasviplanktonin biomassa ja lajisto

CHARM-projektin yhteydessä on alustavasti tutkittu ilmaston ja suolaisuuden vaikutusta eri kasviplanktoniyhteisön rakenteeseen (Gasiunaite ym. 2005). Tarkoituksena oli käsitellä kasviplanktonitiedot tilastollisesti siten, että rehevöitymisen vaikutus oli riippumaton suolaisuuden aikaansaamasta vaikutuksesta. Alustavien tulosten mukaan mm. sinilevien kesämaksimi indikoi hyvin rehevöitymistä yli suolaisuusrajojen.

Kasviplanktonin diversiteetti-indeksien soveltuvuutta ekologiseen luokitteluun on tutkittu CHARM-projektin yhteydessä (Gromitz ym., käsikirjoitus). Tutkimuksessa käytetyt indeksit olivat Menhinick, Margalef, McNaughton, McIntosh, Simpson, Hulrbert, Shannon ja Evenness. Tulokset eivät olleet kuitenkaan lupautuvia: ne indikoivat huonosti rehevyyttä ja lisäksi kunkin indeksin arvo havaintopäivällä vaihteli suuresti sekä kuukausi- että kausitasolla mitattuna. Kasviplanktonin lajiston käyttökelpoisuuteen vaikuttaa se, voidaanko vertailuarvo saada lajistotasolla. Järvityypille ominaisten (toistaiseksi tyyppi 5) lajien määrittäminen on aloitettu. Suurissa vähähumuksisissa järvissä O:E-lajien biomassasuhde ei myöskään erotellut eri järvityyppejä ja vaihtelu oli voimakasta.

Itämerellä kasviplanktonlajiston käyttökelpoisuutta indikaattorina rajoittaa historiallisen datan puute. Varhaisimmat tutkimukset ajoittuvat 1890-luvun loppuun ja 1900-luvun alkuun. Näytteenottomenetelmät eivät kuitenkaan ole vertailukelpoisia nykytutkimusten kanssa. Tutkimukset sisälsivät lajilistoja, mutta lajien määrää ei ole mitattu. Muutamalla avomeren havaintoasemalla on olemassa 1970-luvun alkupuolelta tietoa kasviplanktonlajistosta. Tämän datan käyttökelpoisuus tulisi arvioida vertailuolosuhteiden määrittämistä varten.

Leväkukinnat

Kesäiset sinileväkukinnat ovat luonnollinen osa Itämeren ekosysteemiä. Ensimmäiset havainnot tehtiin jo 1800-luvun puolivälissä. Leväkukintojen laajuus ja intensiteetti ovat kuitenkin lisääntyneet viime vuosikymmenten aikana ihmisen aiheuttaman kuormituksen seurauksena.

Leväkukintojen esiintyminen **ei ole tällä hetkellä kovin käyttökelpoinen muuttuja** ekologisessa luokituksessa, koska emme kykene sanomaan missä määrin ilmiö on luonnollista. Leväkukintojen käyttö ekologisessa luokituksessa vaatisi sopivan työkalun kehittämisen. Sitä ei tällä hetkellä ole olemassa. Sinileväkukintojen seurantaan v. 1998–2004 perustuvaa aineistoa käsitellään parhaillaan ekologisen luokituksen kehittämistä varten.

7.2.3 Yhteenveto

Useiden mahdollisten muuttujien soveltuvuutta on tarkasteltu T & K -työssä. Sen sekä muun tiedon pohjalta on koottu luettelo mahdollisista muuttujista (taulukko 14), joita voitaisiin käyttää mittaamaan ihmistoiminnan vaikutusta vesissä.

Taulukko 14. Arvio kasviplanktonin tilaa kuvaavien muuttujien soveltuvuudesta järvien ekologisen tilan luokitteluun.

Muuttuja, periodi	Soveltuvuus ja käyttökelpoisuus, järvet
Koostumus ja runsaussuhteet	
Lajirunsaus (lajilukumäärä)	Soveltuvuus heikko. Herkkä näytteen analysoinnista aiheutuvalla vaihtelulle (määrittystarkkuus). Ilmentää rehevöitymisen.
Tyypille ominaiset lajit	Soveltuvuus hyvä. Tyypilajisto on tunnistettavissa. Pienehköissä ja humusvesissä kaikkien tyyppien osalta. Edellyttää lajituntemusta. Vaatii lisäselvityksiä.
Eutrofia/oligotrofia-indikaattorit (vrt. Heinonen 1980)	Soveltuvuus heikko, soveltuu lähinnä suuriin oligohumooseihin vesiin (O-lajit vertailuvesissä, E-lajit kuormitetuissa vesissä). Pienehköissä ja humusvesissä indikaattorilajiston tarkastelu on kesken.
Silmälevät	Selvitystä vaativa mahdollinen muuttuja luokittelussa, indikoivat selvää orgaanista pilaantumista.
<i>Gonyostomum</i> -levä	Soveltuu humusvesien rehevöitymistä indikoivaksi muuttujaksi. Tärkeä α -klorofyllipitoisuuksien selittäjä humusvesissä.
Sinilevien suhteellinen osuus	Herkkä rehevöitymisen kuvaaja etenkin vähähumuksisissa vesissä. Ei ole käyttökelpoinen tummissa humusvesissä. Satunnainen vaihtelu suurta.
Sinilevien ja kultalevien suhde (biomassan tai %)	Soveltuu kirkkaisiin ja keskiumuksisiin vesiin. Ei ole käyttökelpoinen runsashumuksisissa vesissä sinilevien vähäisyyden takia.
Biomassa	
Heinäkuun alkupuolen biomassa	Soveltuu hyvin eri tyypeihin kuuluvien vesien ekologiseen luokitteluun. Biomassan luontainen vuotuinen vaihtelu on etenkin suurissa järvissä pienimmillään, joten näyte/ vuosi riittää. Pienehköissä ja humusvesissä vaihtelua on enemmän.
Kasvukauden keskimääräinen biomassa	Usea havaintokerta lisää luotettavuutta. Suuritoisempi, edellyttää seurannan keskittämistä intensiivihavaintopaikoille.
Kasvukauden maksimibiomassa (loppukesä)	Soveltuvuus heikko. Edellyttää tiuhaa näytteenottoa maksimin havaitsemiseksi.
Kasvukauden keskimääräinen α -klorofyllipitoisuus (4–6 havaintoa)	Soveltuu seurantaan, mutta saattaa vaatia lajistoanalyysiä selvennykseksi. Usea havaintokerta lisää luotettavuutta.
Kasvukauden α -klorofyllipitoisuusmaksimi	Herkkä muuttuja rehevöitymisen aiheuttamille muutoksille. Ajoituksessa ongelmia.
Leväkukintojen runsaus (esiintymistiheys, kesto, kukinnan voimakkuus)	Periaatteessa herkkä muuttuja. Edellyttää kansalaisten aktiivista toimintaa. Vuosien 1998–2004 aineiston käsittely meneillään.

Parhaiten soveltuvat ja käytännössä mahdolliset kasviplanktonmuuttujat ovat kokonaisbiomassa heinäkuun alkupuolelta, loppukesältä tai kasvukaudelta, kasvukauden keskimääräinen α -klorofyllipitoisuus, tyypille ominaiset lajit, sinilevien suhteellinen osuus planktonista ja silmälevien suhteellinen osuus. Muita mahdollisia muuttujia ovat lajiston eutrofia–oligotrofia-indikaattorit, leväkukintojen runsaus, lajirunsaus sekä sinilevien ja kultalevien suhde. Muita muuttujia selvitetään edelleen.

Biomassa vaihtelee etenkin pienehköissä vesissä luontaisesti paljon. Siksi sen (tai α -klorofyllipitoisuuden) yksinään antama kuva edellyttäisi mm. luotettavuuden lisäämiseksi yleensä useita havaintokertoja. Lajistokoostumuksen antama kuva voi olla vakaampi. Lajistokoostumustulosten analysointi on ollut aikaisemmin suuritoista eikä sitä ole vielä seurannassa voitu riittävästi hyödyntää. Systemaattinen aineistojen tarkastelu ja tilanarviointimenetelmien kehittäminen voivat tältä osin parantaa oleellisesti tilan arviointimahdollisuuksia.

Yhteenvetona voidaan listata tällä hetkellä soveltuvimmiksi, luokittelussa käytettäviksi kasviplanktonmuuttujiksi:

- Kokonaisbiomassa etenkin vähähumuksisissa järvissä (heinäkuu, mieluiten heinä-elokuu)
- Kasvukauden keskimääräinen *a*-klorofyllipitoisuus
- Tyypille ominaiset lajit vähähumuksisissa suurissa ja keskisuurissa järvissä
- *Gonyostomum/Euglena*-sukujen esiintyminen humusjärvissä / kuormitetuissa järvissä
- Sinilevien suhteellinen osuus (heinäkuu, heinä-elokuu): kirkaat ja keskiumuksiset järvet
- Leväkukintojen seuranta levätarkkailussa tai satelliittiseurannalla

8

Vesikasvit ja pohjalevästö pintavesien ekologisina laatutekijöinä

8.1 Yleistä vesikasvien indikaattoriarvosta

Vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) ekologistia laatutekijöitä koskevassa osiossa (direktiivin liite V) ei eritellä tarkemmin, mitä lajiryhmällä ”makrofytyt” tarkoitetaan. Suomalaisessa vesistötutkimuksessa on vesikasvien osalta perinteisesti viitattu Linkolan (1933) lajilistaan sisävesien putkilokasveista. Linkola jakoi lajit varsinaisiin vesikasveihin eli hydrofytyteihin (55 lajia) sekä muihin vesikasveihin (37 lajia), jotka kasvavat Suomen olosuhteissa vallitsevasti vedessä tai joita ainakin yleisesti tavataan verraten syvässäkin vedessä kasvavina. Lisäksi on suuri joukko vesirajan tuntumassa ja ajoittain vedessäkin kasvavia lajeja, joita Linkola ei ole luokitellut kumpaankaan ryhmään, vaan piti niitä lähinnä ranta-kasveina. Käytännössä Linkolan luokittelemien vesikasvilajien lisäksi vesikasvillisuus selvityksissä on mukaan usein otettu suursarat (*Carex* sp.), vesisammalet (Koponen ym. 1995) ja tietyt suurlevät, esim. järvissä näkinpartaislevät (Langangen ym. 2002).

Makrofytyt tarjoavat elinympäristön ja suojapaikan monille muille eliöryhmille kuten rantavyöhykkeen pohjaeläimille ja rantalinnustolle. Lisäksi rantakasvillisuus toimii erityisesti kevätkutuisten kalojen kutu- ja pienpoikasten kasvualueena. Monissa vesiekosysteemeissä makrofytyt ilmentävätkin erityisen hyvin ekologista yleistilaa. Makrofytyt ovat verraten pitkäikäisiä elinkaaren vaihdellessa muutamasta kuukaudesta vuosiin, joten ne ilmentävät pitkäaikaista ympäristöpaineen vaikutusta. Ne pysyvät myös joitakin poikkeuksia lukuun ottamatta samalla kasvupaikalla, jota voidaan pitää hyvänä ominaisuutena pitkäaikaista kuormitusta arvioitaessa (Toivonen 1985, Toivonen ja Huttunen 1995). Jotkut lajiryhmät kuten uposlehtiset ja karidit ottavat ravinteet suoraan vedestä heijastaen suoraan ravinnekuormituksen vaikutuksia. Ilmaversoiset ja kelluslehtiset ottavat sen sijaan ravinteet suurelta osin juuristojen kautta pohjasedimentistä, joten niiden esiintymiseen vaikuttaa sedimentteihin kertyneiden ravinteiden lisäksi myös esimerkiksi pohja-aineen sopivuus ja rannan avoimuus. Makrofytyt voivat indikoida siten ravinteiden vaikutusta suoraan lisääntyneen biomassan tai muuttuneen lajikoostumuksen kautta, johon usein vaikuttaa myös kasviplanktonin samentava vaikutus. Fotosynteesittisesti aktiivisen valon riittäminen onkin keskeinen kasvillisuuden levittäytymistä rajoittava tekijä, joka vaikuttaa sekä lajistokoostumukseen että kasvillisuuden syvyysjakaumaan. Veden rehevöitymisestä johtuvalla samentumisella ja humuksella onkin samansuuntainen vaikeasti toisistaan erotettava vaikutus.

Makrofytyt ovat tärkeimpiä indikaattoreita arvioitaessa hydromorfologisten muutosten vaikutuksia järvissä ja tekoaltaissa (Hellsten 2001). Kasvaessaan rantavyöhykkeellä ne ovat hyvin herkkiä vedenpinnan säännöstelylle ja rannan morfologisille muutoksille. Ilmaversoiset (ruoko, korte) ovat erityisen herkkiä vedenpinnan vaihtelulle, kun taas suurikokoiset pohjalehtiset (tummalahna ruoho, nuottaruoho) kärsivät laskeutuvan jään vaikutuksesta. Myös monien kelluslehtisten vesikasvien juuret eivät kestä sedimentin jätymistä.

Vesikasvillisuustutkimuksia on Suomessa tehty 1900-luvun alkupuolelta alkaen, mutta systemaattinen seuranta on ollut erittäin vähäistä (Maristo 1941, Rintanen 1996). Vesikasvillisuuden koostumus reagoi verraten hitaasti vedenlaadun muutoksiin ja siten havainnointi voidaan tehdä suhteellisen pitkän aikavälein eikä

suuritoisia laboratoriotutkimuksia yleensä tarvita. Rantavyöhykkeen pienipiirteisyydestä johtuen myös tutkimusalueen valinta vaikuttaa suuresti tuloksiin.

Järvien kasvillisuusaineistoa on kerätty verraten laajasti, mutta aineisto jakautuu ajallisesti, laadullisesti ja määrällisesti epätasaisesti. Rehevöityneissä vesistöissä on makrofyyttejä käytetty kuitenkin perinteisesti indikaattoreina ja säännöstellyissä järvissä on tutkimuksia tehty laajalti viimeisen parin vuosikymmenen aikana. Vasta Life Vuoksi hankkeessa on pyritty systemaattisesti kehittämään sekä maasto- että ilmakehuvausmenetelmiä ja työt ovat jatkuneet erityisesti Pohjois- ja Etelä-Savon ympäristökeskuksissa (Leka ym. 2003, Vallinkoski ym. 2004). Järvien vesisammalet on kuitenkin useimmissa tutkimuksissa käsitelty hyvin pintapuolisesti ja vain harvoissa järvissä aineisto on kattavaa.

Jokikasvillisuuden makrofyyttejä koskeva aineisto on jakautunut erityisen epätasaisesti, koska systemaattista seuranta ei ole ollut ja makrofyyttejä on käytetty hyvin harvoin seuranta-aineistona. SYKEN Oulun yksikkö on kerännyt laajahkon kirjallisuuteen perustuvan aineiston eri jokivesistä, mutta sen käyttö luokittelun tarkoituksiin on aineiston heterogeenisyydestä johtuen vaikeaa (Hellsten ym. 2004). Vesisammalten osalta on Suomessa tehty hyvin systemaattista, mutta vain latvavesiin, kohdistuvaa tutkimustoimintaa.

Rannikon kasvillisuuspuhjen seurantaohjelmasta on aineistoa ja velvoite-tarkkailututkimuksissa on tehty vesikasvillisuusselvityksiä, joita voidaan käyttää luokittelun laatimisessa. Lisäksi on olemassa laajahkoja tutkimuksellisia aineistoja rantavyöhykkeen kasvillisuudesta. Näistä kaikista on laadittu kasvillisuuden metadatatietokanta.

Makrofyyttejä käsitellään direktiivin mukaan samalla tavoin kuin muitakin eliöryhmiä. Järvissä ja joissa tulee tarkastella taksonikoostumusta, runsaussuhteita ja haitallista runsastumista. Lisäksi mainitaan erikseen tyypille ominaiset yhteisöt. Rannikkovesissä tarkastelu keskittyy muutosherkkiin taksoneihin, makrolevien peittävyteen ja niiden runsaussuhteisiin.

Yleisesti ottaen vesien makrofyytit ovat hyviä indikaattoreita muun muassa seuraavien ominaisuuksien perusteella:

- + reagoivat paineeseen esim. rehevöitymiseen ja veden pinnan säännöstelyyn
- + hyviä muuttujia pitkäaikaisten ympäristömuutosten seurantaan
- + niille voidaan luotettavasti määrittää referenssiolosuhteet
- + luotettavia ja kustannustehokkaita seurantamenetelmä
- + havainnoinnin ajankohdalla tai vuosien välisellä vaihtelulla ei ole suurta vaikutusta lajikoostumukseen

Kielteisenä ominaisuutena ovat:

- saman vesimuodostuman havaintopaikkojen välinen suuri vaihtelu
- havainnointimenetelmän suuri vaikutus tulokseen
- makrofyyttikäsitteen epämääräisyys

8.2 Yleistä pohjalevästön indikaattoriarvosta

Pohjalevästöön eli fyto bentokseen kuuluu leviä seuraavista leväryhmistä: piilevät, sinilevät, viherlevät, yhtymälevät, keltalevät ja punalevät. Yleisnimityksenä perifyton tarkoittaa päällyskasvustoa, joka muodostuu eliöiden ja niiden jäänteiden kiinnittyessä tai kasaantuessa vesikasvien, kivien ja muiden vedenalaisten kappaleiden pintaan. Perifytonista mikroskooppiset pohjalevät ovat osoittautuneet sopivan hyvin virtaavien vesien laadun seurantaan. Pohjalle kiinnittyneet levät ottavat ravinteensa suoraan ohivirtaavasta vedestä ja näin ollen ne ovat herkkiä veden laadussa tapahtuville muutoksille. Jokien pohjalla kasvavista levistä piilevät soveltuvat erityisen hyvin vesien tilan seurantaan: piilevien lajilukumäärä on suuri,

useimmat piilevälajeista esiintyvät lähes koko maapallolla ja niitä löytyy lähes kaikista vesistöistä, lisäksi yleisimpien piilevälajien optimaaliset kasvuolosuhteet tunnetaan hyvin. Piilevälajisto muuttuu luonnollisesti vuodenaikojen mukaan, mutta selviä muutoksia piilevälajistoon aiheuttavat erityisesti veden laadun vaihtelut, varsinkin jos ne huonontavat lajiston optimikasvukautta (mm. Simola 1984).

Pohjalevästöä on Suomessa käytetty veden laadun arvioinnissa 1970-luvulta lähtien velvoitetarkkailujen perifyton tutkimuksissa. Niissä on analysoitu keino-tekaisille alustoille (esim. kaakeleille, pleksimuovilevyille, diakehukseen asetetulle suodatinpaperille) muodostuneen leväyhteisön klorofyllipitoisuus, haihdutusjäännös eli kuivapaino sekä hehkutushäviö eli orgaaninen aines.

Ranskalainen Agence de l'Eau Artois-Picardie aloitti ensimmäisenä piilevien laajempimittaisen käytön jokivesien laadun arvioinnissa 1990-luvun alussa (Niemi ym. 2000). Menetelmän avuksi kehitettiin Omnidia-tietokoneohjelma, johon kerättiin suurehko määrä piilevälajeja ja lajien tiheyksistä laskettuja indeksejä (Prygiel 1991). Tietokoneohjelman avulla voidaan käsitellä suuria piileväaineistoja nopeasti ja helposti. Tietokoneohjelmaan on täydennetty tietojen karttuessa ja mm. ohjelmaan sijoitettujen piilevälajien lukumäärä on lisääntynyt (Lecoite ym. 1993). Ohjelmisto on arvioitu käyttökelpoiseksi myös Suomen oloihin (Eloranta 1995).

Piilevistä tunnetaan useita erilaisia ympäristöolosuhteita indikoivia lajeja ja lajiryhmiä. Piilevien lajisuhteita tutkimalla voidaankin arvioida veden laadullisia ominaisuuksia verraten hyvin. Koska piilevien lajilukumäärä on todella suuri (Suomessa arviolta 1500–2000 taksonia) kulloisiakin erilaisia olosuhteita ilmentäviä lajeja voidaan olettaa löytyvän. Piilevien elinkierto on nopea, joten ne reagoivat nopeasti muuttuviin olosuhteisiin. Pohjan piileväyhteisö reagoi mm. ravinnepitoisuuksien muutoksiin muutamasta päivästä muutaman viikon viiveellä (Eloranta ja Kwandrans 1999).

Ravinnepitoisuuden kasvun myötä levien lajilukumäärä kasvaa tiettyyn rajaan asti, mutta voimakkaasti rehevöityneissä vesissä leväkasvustoa dominoi muutama laji. Ravinnepitoisuuden kasvaessa runsasravinteisuutta suosivien lajien osuus leväyhteisössä kasvaa voimakkaasti. Useissa tutkimuksissa fosforin merkitys pohjan leväyhteisöille on osoittautunut ratkaisevaksi (Niemi ym. 2000). Happamissa vesistöissä pohjaleväyhteisön lajirunsaus on selvästi pienempi kuin neutraalimmissa vesistöissä. Leväbiomassa voi lajilukumäärän laskusta huolimatta säilyä korkeana.

Veden laadun lisäksi myös kasvualustan ominaisuudet vaikuttavat siihen millainen leväyhteisö sen pinnalla kasvaa. Kasvualustan paikallaan pysyminen on tärkeää, ja virtaavissa vesissä vain tietyn kokoluokan ylittäneille alustoille voi kasvaa lajistollisesti monimuotoinen ja biomassaltaan suuri levästö. Heterogeeninen pohja tarjoaa suojaisia kasvualustoja kovassakin virtauksessa ja samalla pohjan epätasaisuudesta johtuvat veden pyörteet parantavat pohjalevien ravinteiden saantia.

Piilevälajiston perusteella lasketuista indeksiluvuista suurin osa kuvaa veden saprobia-astetta. Indeksit perustuvat pitkäaikaisiin tutkimuksiin, joissa on kerätty levälajistoa eri pinnoilta ja leväyhteisöjen eroja on verrattu samoista tutkimuspisteistä mitattuihin kattaviin fysikaalis-kemiallisiin vedenlaatutietoihin (mm. Descy ja Coste 1991, Descy 1979). Piilevälajitiedosto voidaan syöttää Omnidia-tietokoneohjelmaan, joka laskee lajien ja lajisuhteiden perusteella kymmenen indeksiä. Indeksien antaman informaation käyttökelpoisuus ja luotettavuus perustuvat siihen, kuinka paljon näytteissä on kunkin indeksin tunnistamia piilevälajeja.

Piileväyhteisöjen rakennetta voidaan myös analysoida ekologisten jakaumien eli spektrien avulla. Ekologisia jakaumia voidaan tarkastella happamuuden, suolaisuuden, virtausnopeuden, happivaatimusten, typpiaineenvaihdunnan, ravinteiden ja orgaanisen kuormituksen mukaan.

Pohjalevästön piilevät ovat hyviä indikaattoreita ja soveltuvat biologisen seurannan kohteiksi muun muassa seuraavien ominaisuuksiensa perusteella:

- + piileviä esiintyy runsaasti aina ja kaikkialla
- + piilevät jakaantuvat nopeasti ja näin ollen ne reagoivat nopeasti vedessä tapahtuviin muutoksiin, esim. happamuuteen, ravinne- ja kiintoainekuormitukseen
- + näytteenoton ajankohdalla ei nykytiedon perusteella ole suurta merkitystä, vaan piilevyhteisössä on aina vallitsevina lajeja, jotka kuvaavat ajankohdan veden laatua
- + perehtymisen jälkeen suhteellisen helppo ja nopea seurantamenetelmä
- + näytepreparaatti säilyy ikuisesti
- + piilevälajiston indikaattorilajien avulla on mahdollista määrittää referenssiolosuhteet

Seurantamenetelmän heikkoutena on vielä se, että piilevyhteisöanalyysi (Omnia-tietokoneohjelma) on kehitetty Keski-Euroopassa, joten menetelmää joudutaan vielä täydentämään sopivammaksi suomalaisiin humuspitoisiin jokivesiin. Lisäksi piilevien lajitason määrittäminen vaatii asiantuntemusta ja kokemusta.

8.3 Vesikasvit järvien ekologisen tilan luokittelussa

Vesipuitedirektiivin mukaiset järvien ja jokien ekologista tilaa koskevat määritelmät makrofytytien ja fytobentoksen eli pohjalevästön perusteella ovat seuraavat:

Ekologinen tila	Tilan määritelmä
Erinomainen tila	Taksonikoostumus vastaa täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita. Ei havaittavia muutoksia makrofytytien ja fytobentoksen keskimääräisissä runsaussuhteissa.
Hyvä tila	Vähäisiä muutoksia makrofytytien ja fytobentoksen taksoneissa ja niiden runsaussuhteissa verrattuna tyyppille ominaisiin yhteisöihin. Kyseiset muutokset eivät osoita fytobentoksen tai korkeamman vesikasvillisuuden lisääntynyttä kasvua, joka johtaisi ei-toivottuihin muutoksiin vesieliöstössä tai veden tai sedimentin fysikaalis-kemiallisessa laadussa.
Tyydyttävä tila	Makrofytytien ja fytobentoksen taksonikoostumus eroaa kohtalaisesti tyyppille ominaisista yhteisöistä ja on muuttunut merkittävästi enemmän kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa. Kohtalaisen selviä muutoksia makrofytytien ja fytobentoksen keskimääräisissä runsaussuhteissa.
Välttävä tila	Suurehkoja muutoksia makrofytytien ja fytobentoksen taksonikoostumuksessa ja keskimääräisissä runsaussuhteissa. Makrofytytti- ja fytobentosyhteisöt eroavat merkittävästi niistä, jotka tavallisesti liitetään kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa.
Huono tila	Vakavia muutoksia makrofytytien ja fytobentoksen taksonikoostumuksessa ja keskimääräisissä runsaussuhteissa. Puuttuu suuri osa niistä makrofytytti- ja fytobentosyhteisöistä, jotka tavallisesti liitetään kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa.

Määritelmässä on merkittävää makrofytytien ja fyto bentoksen keskimääräinen runsaussuhde, joka tarkoittaa molempien ryhmien sisäisiä runsaussuhteita. Hyvässä tilassa viitataan kasvillisuuden runsastumiseen, jolla on selkeä vaikutus sedimentin tilaan. Tyydyttävän tilan määritelmässä merkittävää on ”kohtalainen ero” tyyppille ominaisista yhteisöistä, mikä antaa mahdollisuuden myös indikaattoritarkasteluun, mikäli tyypeille määritetään niille ominaiset yhteisöt. VPD:n toteuttamisen kannalta hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan luotettava erottaminen toisistaan erilaisissa tilanteissa on ratkaisevan tärkeää.

Rantavyöhykkeen fyto bentosta ei ole Suomen järvistä juurikaan tutkittu ja jopa lajisto on osin tuntematon. Sojakka ym. (2004) selvittivät fyto bentoksen käytökelpoisuutta Life Vuoksi -projektin järvillä. Erityisesti piilevälajisto ilmaisi hyvin veden tilaa, mutta tulokset olivat hieman hankalasti tulkittavissa, koska järven sisäinen hajonta oli hyvin suurta. Ulapan perifytonia on Suomessa mitattu keinoalustoilta erityisesti 1980- ja 1990-luvuilla laajalti ja saavutettu melko hyviä tuloksia. Pohjalevästön lisäarvo järvien tila-arvioinnissa kasviplanktonin ja muiden laatekijöiden rinnalla on kuitenkin selvittämättä. Pohjalevästö soveltuneekin paremmin jokien tila-arviointiin (luku 8.4).

Vesikasvien taksonikoostumus on jokseenkin yksiselitteinen käsite, jossa tosin taksonikäsitteen rajausta muodostaa avoimen tekijän. Keskimääräiset runsaussuhteet antavat mahdollisuuden erilaisiin tarkasteluihin, jotka voivat vaihdella kasvillisuusalueiden pinta-alasuhteista yleisyysarviointeihin. Kasvillisuuden haitallista runsastumista voidaan periaatteessa käsitellä ainoastaan määrällisten muutosten kautta, jotka voidaan havainnoida esimerkiksi ilmakehän avulla.

8.3.1 Taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat

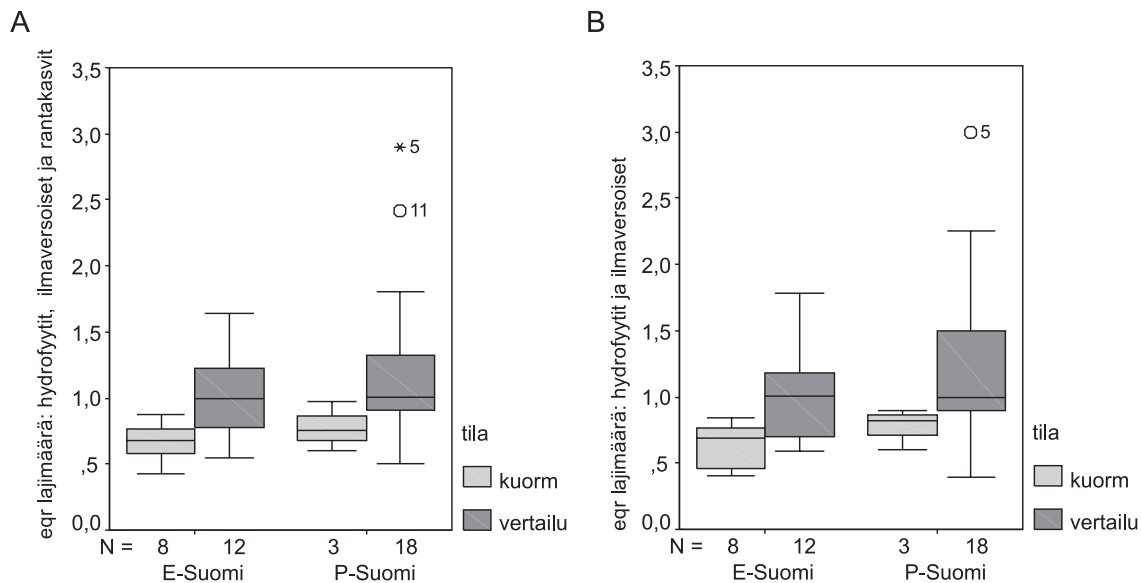
Makrofytytien lajikoostumus heijastaa yleisesti ottaen veden ravinteisuutta, koska yksittäiset lajit sietävät tai suosivat eri tavoin ravinteita. Monet pohjalehtiset lajit kuten tummalahnanruoho ja nuottaruoho karttavat reheviä vesiä, kun taas suoraan ravinteita lehtien läpi ottavat vita-lajit suosivat sitä. Toisaalta monimuotoisuus ei ole erityisen hyvä rehevyyden indikaattori, koska lajien lukumäärä on suurimmillaan keskiravinteisissa vesissä. Myös säännöstellyt 1–3 metrin vedenkorkeuden vaihteluvälin omaavat järvet näyttävät omaavan rikkaamman vesikasviston pienempiin tai suurempiin vaihteluväleihin verrattuna. Lajistokoostumus pienenee myös voimakkaasti siirryttäessä etelästä pohjoiseen, joka omalta osaltaan vaikeuttaa tulosten tulkintaa (Linkola 1933, Leka ym. 2005).

Seuraava tarkastelu eri vesimakrofytytien ekologista tilaa kuvaavista muuttujista pohjautuu viime aikaisiin suomalaisiin tutkimuksiin sekä pienistä järvistä (Leka ym. 2003, Vallinkoski ym. 2004), ns. historiallisesta aineistosta (Leka ym. 2005) että säännöstelyjärvistä (Keto ja Marttunen 2003) saatuaan kokemukseen. Lisäksi käytetään hyväksi eurooppalaisessa Rebecca-tutkimushankkeessa saatua tietoutta.

Lajien kokonaismäärä

Lajien havaittua kokonaismäärää voidaan suoraan käyttää monimuotoisuuden indikaattorina (Wallin ym. 2003). Vertailu ja ekologisen laatusuhteen laskeminen on helppoa, mutta tulkintaa vaikeuttaa vesikasviston epälineaarinen rehevöitymisvaste; lajilukumäärä on esimerkiksi Fennoskandian järvissä suurimmillaan keskiravinteisuuden vallitessa (Rørslett 1991). Vallinkoski ym. (2004) havaitsivat lajimäärän kasvavan selvästi rehevöitymisen myötä kirkasvetisissä järvissä, mutta ruskeavetisissä järvissä trendiä ei ollut havaittavissa. Leka ym. (2005) havaitsivat lajimäärän kuvaavan verraten hyvin vähähumuksisten järvien tilaa, vaikka aineisto oli ke-

rätty hyvin erilaisilla menetelmillä (kuva 10). Lajien kokonaismäärä on myös helposti ymmärrettävissä oleva muuttuja, mutta toisaalta havaittu lajimäärä riippuu käytetystä menetelmästä ja esimerkiksi koealojen määrästä.



Kuva 10. Vesi- ja rantakasvien (A) ja vesikasvien (B) lajimäärien mukaan lasketut ekologiset laatusuhteet pienissä ja keskikokoisissa vähähumuksisissa järvissä (tyyppi 4). Laatikot kuvaavat ylä- ja alakvartiilien (75 % ja 25 %) välistä etäisyyttä, vaakaviivat laatikoiden sisällä mediaaneja ja pystyjanat vaihteluväliä minimi–maksimi (Leka ym. 2005).

Säännöstellyissä järvissä lajilukumäärä ei vähene suuresti vedenkorkeuden vaihtelun myötä (Keto ja Marttunen 2003). Sen sijaan voimakkaasti säännöstellyissä norjalaisissa järvissä lajilukumäärä väheni selvästi vedenkorkeuden vaihtelun lisääntymisen myötä.

Lajikoostumuksen samankaltaisuus

Lajistokoostumuksen samankaltaisuutta on käytetty kasvillisuuden koostumuksen vertailussa erityisesti verrattaessa samojen paikkojen vuosien välistä vaihtelua (Nilsson ja Keddy 1986, Hellsten ja Riihimäki 1996). Vesiputedirektiivin sovelluksissa Jaccardin similariteetti-indeksiä on käytetty lajistovertailuihin Life Vuoksi -projektin pienissä järvissä (Leka ym. 2003). Referenssijärvien arvo on laskettu eri järviparivertailujen keskiarvona, jota on verrattu vastaavaan kuormitettujen järvien arvoon. Erityisesti Pohjois-Savon pienissä järvissä menetelmä antoi hyviä tuloksia kun järvet olivat maantieteellisesti lähellä toisiaan (Vallinkoski ym. 2004). Toisaalta laskentamenetelmää pidettiin melko työläänä ja samankaltaisuus käsitteenä ei ole erityisen käytännönläheinen.

Järvityypille ominaisten lajien lukumäärä ja osuus lajistosta

Tyypille ominaisten lajien käsitteen toi yleiseen tietoisuuteen Hämäläinen ym. (2002) jokien pohjaeläimistöä käsittelevien VPD-sovellusten yhteydessä. Perusoletuksena voidaan pitää että tyyppilajit ovat niitä, jotka esiintyvät vähintään joka toisessa tyyppin järvessä. Menetelmä vaikuttaa pohjaeläinten suhteen hyvin tehokkaalta, mutta vesikasveissa lukuisat yleislajit tekevät tulkinnan hankalaksi (Val-

linkoski ym. 2004). Lisäksi laskenta ei ota tarpeeksi herkästi huomioon rehevöitymisen myötä saapuvia uusia lajeja. Suomen säännöstelyjärvissä menetelmä antaa verraten hyviä tuloksia erottaen ainakin alustavasti voimakkaasti muutetut järvet muista (Keto ja Marttunen 2003).

Pohjois-Savon pienissä järvissä laskettiin myös järvityypille ominaisten lajien osuutta koko lajistosta ja saatiin verraten hyviä tuloksia (Vallinkoski ym. 2004). Indeksiksi kasvaa lisääntyvän rehevöitymisen myötä, mutta toisaalta menetelmä vaatii suhteellisen laaja-alaisia kenttätutkimuksia.

8.3.2 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat

Vesikasvillisuuden runsaus, jota kuvataan yleisesti biomassana tai kasvillisuuden peittävytenä kuvaa luonnollisesti hyvin rehevöitymistä, mutta toisaalta myös sopivien habitaattien määrää ollen siten melko vaikeasti seurattavissa oleva muuttuja. Erityisesti matalissa järvissä vesikasvien ja ravinteiden välinen suhde on hyvin monimutkainen ja riippuu myös muista ekosysteemin osista (esim. Moss ym. 2003, Jeppesen ym. 2000). Riippuvuussuhde ei suinkaan ole lineaarinen, vaan vesikasvien runsaus voi romahtaa yhtäkkiä siirryttäessä vesikasvien dominoivasta yhteisöstä kasviplanktonin vallitsemaan yhteisöön. Useimmissa suomalaisissa melko karuissa järvissä runsaussuhteen muutokset ilmentävät kuitenkin melko hyvin rehevöitymistä ja lisäksi tutkimukset on helppo kohdentaa suppeille alueille (Vallinkoski ym. 2004).

Runsausmuuttujat ovat toisaalta melko herkkiä vuosien välisille vedenkorkeus ja lämpötilavaihteluille, joten esimerkiksi vedenpinnan lieväkin säännöstely voi vaikuttaa tuloksiin oleellisesti (Hellsten 2001). Biomassamittaukset ovat myös hyvin työläitä ja seurantapaikan on oltava täsmälleen saman vuodesta toiseen.

Kasvillisuusindeksi

Kasvillisuusindeksi (V) yhdistää tehokkaasti yleisyys ja runsausarvot toisiinsa kuvaten hyvin yleistä runsastumista (Ilmavirta ja Toivonen 1986). Laskenta perustuu seuraavaan kaavaan:

$$V = 2^{(\text{yleisyys} + \text{runsaus}) - 1}$$

yleisyys = kuinka monta havaintoa

runsaus = tiettyjen lajien keskimääräinen peittävyys

Ennen laskentaa yleisyys ja runsausarvot käännetään 7-asteikolle. 1 = vähemmän kuin 0,5 %, 2 = 0,5–1 %, 3 = 1–5 %, 4 = 5–25 %, 5 = 25–50 %, 6 = 50–75 % ja 7 = 75–100 %.

Kasvillisuusindeksin laskentaan voidaan ottaa mukaan kaikki havaitut lajit, mutta myös erityisen herkkiä lajiryhmiä voidaan käyttää laskennan perustana. Esimerkkinä voidaan mainita umpeenkasvua (Hellsten 2001), rehevöitymistä (Leika ym. 2003) ja vedenkorkeuden vaihtelua kuvaavat lajit (Keto ja Marttunen 2003). Ekologisen laatusuhteen laskennassa koko lajimäärä antoi hyviä tuloksia, mutta erityisesti säännöstelylle herkkien lajien (suurikokoiset pohjalehtiset) osuudesta laskettu kasvillisuusindeksi pystyi erottelemaan voimakkaasti muutetut järvet talvisen vedenpinnan laskun suhteessa.

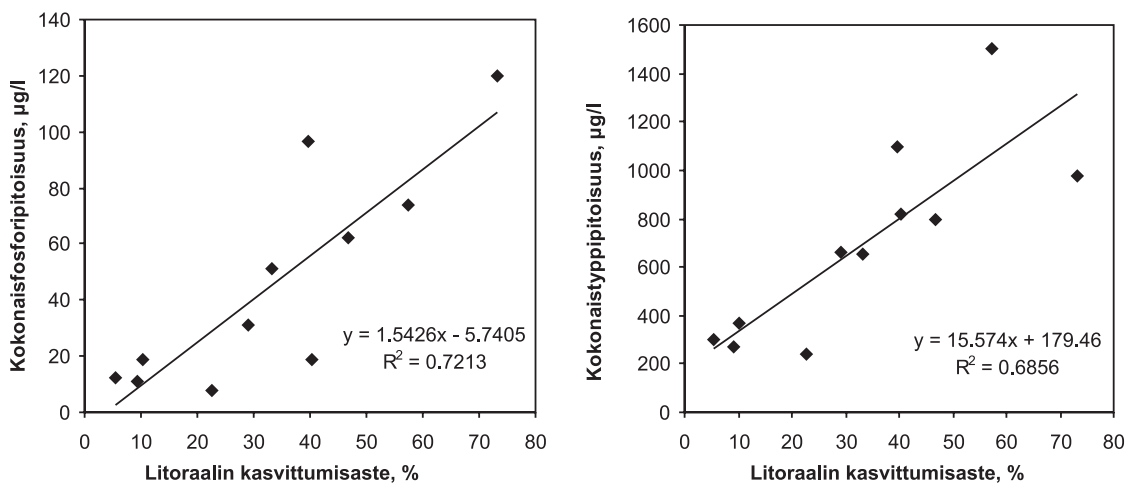
Runsaussuhteisiin perustuva samankaltaisuus

Pohjois-Savon pienille järville sovellettiin myös runsaussuhteiden samankaltaisuuden laskentaa, mutta sen tulkinnan koettiin olevan melko vaikeaa, vaikka se erottikin melko hyvin kuormitetut järvet kuormittamattomista (Vallinkoski ym. 2004).

Kasvittuneen rannan osuus

Kasvittuneen rantavyöhykkeen osuutta potentiaalisesta kasvillisuusalueesta on pidetty eräänä hyvänä rehevöitymisasteen kuvaajana (USEPA 1998, Wallin ym. 2003). Suomessa on menetelmää käytetty yhdessä ilmakuvauksen ja digitaalisten syvyyskarttojen kanssa Life Vuoksi -projektissa (Valta-Hulkkonen ym. 2005, Leka ym. 2003). Menetelmästä johtuen yleensä vain ilmaversoiset ja kelluslehtiset kasvit on voitu ottaa mukaan tarkasteluun.

Kasvittuneen rannan osuus näyttää melko tehokkaasti kuvaavan sekä kokonaisfosforin ja -typen lisääntyneitä pitoisuuksia (kuva 11). Menetelmä on myös melko nopea eikä tarvitse välttämättä kenttätutkimuksia lainkaan. Toisaalta taustamateriaalin digitaalisten syvyyskarttojen ja ilmakuvien hankinta voi olla kallista ja työlästä, joka omalta osaltaan rajoittaa menetelmän soveltuvuutta.



Kuva 11. Kasvittuneen rannan osuus verrattuna veden kokonaisfosfori- ja kokonaistyppiarvoihin eräissä Vuoksen alueen järvissä (Leka ym. 2003).

8.3.3 Muut soveltuvat muuttujat

Euroopassa on viime aikoina yritetty kehittää lukuisia vesikasvillisuuden tilaa kuvaavia muuttujia VPD:n kasvaviin tarpeisiin. Esimerkkinä on käytetty US EPA:n biokriteereitä, jotka käyttävät makrofyyttejä yhtenä seitsemästä monitorointi elementistä yhdessä eräiden habitaatti-indeksien kanssa (USEPA 1998). Menetelmä tarjoaa vertailuarvot sekä makrofyyteille että veden laadulle, mutta ei pysty yhdistämään niitä toisiinsa.

Englannissa kehitettiin jo 1990-luvun alussa ns. Trophic Ranking Score (TSR) -järjestelmä, joka perustuu havaintoihin yli tuhannelta järveltä (Palmer ym. 1992). Menetelmässä järvet on klusteroitu 10 kasvillisuusryhmään ja jokaiselle ryhmälle on etsitty alkaliniteettiä, pH:n ja johtokykyyn perustuvat ominaisarvot. Jokaisel-

le vesikasvilajille on puolestaan sangen monimutkaisella kaavalla etsitty tyypillinen em. muuttujista koostuva keskimääräisen TSR-arvo. Mikäli jonkin havaintopaikan arvo poikkeaa keskimääräisestä, niin voidaan olettaa rehevöitymistä tapahtuneen. Menetelmä ei kuitenkaan suoraan kuvaa rehevöitymispaineen vaikutusta kasvillisuuteen vaan myös monet muut tekijät voivat vaikuttaa kasvillisuuden muodostumiseen.

Ruotsin Natursvårdvärketin kehittämä Swedish Environmental Quality Criteria (SEQC) arvioi järven tilaa käyttäen sekä ravinteita että vesikasvien lajirikkuutta (Swedish EPA 2000). Menetelmällä voidaan arvioida onko vesistö hyvässä ekologisessa tilassa, mutta ei toisaalta voida eritellä ravinteiden lisääntymisen suoria vaikutuksia. Vesikasvien käyttö perustuu vastaavaan TSR-järjestelmään kuten Englannissa, joten sitä koskevat myös samat rajoitukset (Palmer ym. 1992).

ECOFAME-projekti kehitti oman ekologista tilaa arvioivat luokittelumenetelmän alle kolmen metrin syvyisille järville (Moss ym. 2003). Menetelmä ottaa huomioon sekä ravinteet että uroslehtisten vesikasvien määrän koko vesimassasta, mutta suoraan kytke niitä toisiinsa. Menetelmä on myös melko työläs, mutta toisaalta sopii myös rutiininomaisesti käytettäväksi ilman vaativaa lajintuntumusta.

Saksassa on viime vuosina kehitetty ns. referenssi-indeksiä, jossa on yhdistetty perinteinen vaateliaisuusluokittelu ja laajamittaiset kenttätutkimukset (Schaumburg ym. 2004). Menetelmässä jaetaan lajisto ravinnekuormituksen sietokyvyn suhteen kestäviin ja herkkiin, ja lasketaan niiden suhteellisen osuuden muutosta suhteessa kokonaisfosforin määrään. Menetelmä soveltuu melko hyvin vesiin, jossa fosforipitoisuus kuvaa suoraan rehevöitymistä, mutta näyttää toimivan huonosti esimerkiksi humusvesissä. Vaateliaisuusluokittelu sisältää myös lukuisia epävarmuustekijöitä eikä perustu useimmista tapauksissa suoriin kenttähavaintoihin.

Edellämainittujen indeksipohjaisten menetelmien lisäksi Euroopassa on kehitetty lukuisia monimuuttujamenetelmiin perustuvia järjestelmiä (esim. Hegaard ym. 2001, Dodkins ym. 2003, Wilby ym. 2000). Menetelmät ottavat huomioon lähes kaikki vesikasvien elinolosuhteisiin vaikuttavat tekijät, mutta yksittäisen painemuuttujan erittely on usein hyvin vaikeaa.

8.3.4 Yhteenveto

Ranta- ja vesikasvillisuuden lajistokoostumus ja runsaussuhteet ovat käyttökelpoisia ominaisuuksia vesistöjen tilan kuvaajina. Ongelmana kuitenkin on huomattava järvensisäinen vaihtelu erityisesti suurissa järvissä, mikä suuressa määrin johtuu erilaisista rannoista (suojaiset-avoimet, loivat-jyrkät, liejut-kivikot). Lisäksi vuosien välinen vaihtelu voi olla erityisesti runsautta kuvaavien muuttujien suhteen suurta. Lajikoostumus voi vaihdella samantyyppisissä vesissä esimerkiksi leviämiseistä johtuen, joten sekin vaatii yleensä tulkintaa. Karujen vesien kasvien (oligotrofantit) esiintyminen tai runsasravinteisten vesien kasvien (eutrofantit) esiintyminen voisivat olla hyviä luokittelutekijöitä. Ongelmana on tosin ekologialtaan laaja-alaisten, yleisten lajien vallitsevuus useimmissa järvissä, jolloin paremmin olosuhteita kuvastavat indikaattorit voivat olla niukkoja. Vesikasveja käytettäessä tulee aina ottaa huomioon myös vesikasvi-käsitteen laaja-alaisuus. Etenkin rehevöitymistutkimuksissa käytetään useimmiten pelkästään varsinaisia vesikasvia ilman rantavyöhykkeen ilmaversoisia.

Taulukkoon 15 on koottu käyttökelpoisia järven tilaa vesikasvien avulla kuvaavia muuttujia viimeaikaisten tutkimushankkeiden pohjalta. Lajistomuuttujien yleisenä etuna on yksiselitteisyys eli menetelmällisesti hyvinkin erilaisia aineistoja voidaan käyttää. Runsausmuuttujat puolestaan kuvaavat hyvin rehevöitymispainetta, mutta menetelmä vaikuttaa erittäin paljon lopputulokseen ja tulkintaan pitää kiinnittää paljon huomiota.

Taulukko 15. Arvio vesikasvillisuuden tilaa kuvaavien muuttujien soveltuvuudesta järvien ekologisen tilan luokitteluun.

Muuttuja	Soveltuvuus ja käyttökelpoisuus
Lajistokoostumus	
Lajimäärä	Soveltuu vähähumuksiisiin tyyppisiin kuvaamaan rehevöitymistä, mutta lajimäärä alkaa laskea rehevöitymisen edetessä. Käyttö vaatii suurta asiantuntemusta ja erilaatuisten aineistojen yhdenmukaistamista.
Tyypille ominaiset lajit	Yleislajien suuri määrä heikentää tulosta. Soveltuu kuitenkin varauksin samantyyppisten järvien vertailuun.
Lajikoostumuksen samankaltaisuus	Erotelee hyvin maantieteellisesti lähellä olevat kuormitetut ja luonnontilaiset järvet toisistaan, mutta tulkinnallisesti hankala.
Tyypilajien suhteellinen määrä	Soveltuvuus melko hyvä, mutta lajimäärän lisääntyminen rehevöitymisen edetessä hankaloittaa tulkintaa.
Runsas	
Kasvittuneen rannan osuus	Menetelmä kuvaa hyvin rehevöitymistä, mutta vaatii tuekseen syvyyskartta-aineiston sekä ilmakuvauksen. Vuosien välinen vaihtelu ja tulkinta-ajankohta voi vaikuttaa lopputulokseen merkittävästi.
Kasvillisuusindeksi sovelluksineen	Soveltuu hyvin etukäteen tiedetyn paineen kuten säännöstelyn kuvaamiseen, mutta vaatii tuekseen asiantuntija-arvion. Ei kuvaa suoraan rehevöitymispainetta.

8.4 Vesikasvit ja pohjalevästö jokien ekologisen tilan luokittelussa

Vesikasvit

Jokien makrofyyttejä käsitellään direktiivin mukaan samalla tavoin kuin järvisäkin. Yleisesti ottaen jokivesissä tulee tarkastella taksonikoostumusta, runsautta ja haitallista runsastumista. Jokivesissä vesikasvien pitkäjänteinen tutkimus on Suomessa vähäistä. Systemaattista putkilokasveilla tehtävää seuranta ja vakiintuneita menetelmiä ei käytännössä ole kehitetty. Pääosa tehdyistä jokien putkilokasveihin liittyvistä tutkimuksista on opinnäytetöitä ja ne ovat keskittyneet pääosin yhden joen putkilokasvilajiston kartoittamiseen. Käytetyt menetelmät sekä lajimääritystaso ja -tarkkuus vaihtelevat huomattavasti, joten vanhojen aineistojen hyväksikäyttö on vaikeaa ja ainoa mahdollisuus aineiston käyttöön on muokata se presence-absence-muotoon. Jokivesien tärkeimmistä makrofyyttitutkimuksista on tehty aiemmin kartoitus, mutta työhön ei oltu otettu mukaan rantakasvis-toa koskevia tutkimuksia. SYKEssä vuonna 2003 aloitettu tietojen täydentävä koostaminen on ulotettu merkittävimpien yliopistokirjastojen tietokantoihin ja myös vanhoihin taustatietoihin. Ekologisen tilan luokitteluun soveltuvia menetelmiä on erittäin alustavasti testattu vähäisellä aineistolla mm. Oulujoen patoaltailla, Muhosjoella, Simojoella, sekä Näätämöllä ja Kuolajoella.

Putkilokasveista poiketen on pienten latvajokien vesisammalistoista paljon tutkimusaineistoa (mm. Virtanen ym. 2001). Sammalaineiston käsittely siten, että sitä voisi käyttää ekologisen luokittelutekijänä, on tekemättä.

Ulkomailla on käytössä useita jokivesien trofiatason ja ravinnekuormituksen arviointiin käytettyjä menetelmiä, kuten Mean Trophic Rank (Holmes ym. 1999). Menetelmää on testattu Iso-Britanniassa ja Puolassa. Ranskassa on käytössä ns. GIS-menetelmä (Hauray ym. 1996) ja Saksassa Trophie-Index Macrophyten (Schneider ja Melzer 2003). Lisäksi Ruotsissa on tehty useita tutkimuksia jokien säännöstelyn vaikutusten selvittämiseksi jokien rantavyöhykkeen putkilokasvilajistossa.

Pohjalevästö

Piileväyhteisö vaihtelee sen mukaan, miltä pinnalta näyte on otettu. Kivien pinnoille kiinnittyvien piilevien käyttö veden laadun arvioinnissa on havaittu hyväksi, sillä kasvualustana toimivien kivien kemiallisella laadulla ei ole suurta merkitystä sen pinnalla kasvavaan leväyhteisöön. Kivi ei myöskään vapauta ravinteita pinnallaan kasvaville leville, vaan levät ottavat ravinteensa ohivirtaavasta vedestä.

Suomessa on 1990-luvulta lähtien selvitetty Keski-Euroopassa kehitetyn virtavesien seurantaan tarkoitetun piileväyhteisöanalyysin soveltuvuutta pohjoihin jokivesiin. Menetelmän soveltuvuutta on testattu lukuisissa erityyppisissä joissa (mm. Niemelä ym. 2000, Niemelä ym. 2004b, Sojakka 2005). Piileväanalyysi on myös useissa eri kokoluokan virtavesikohteissa sovellettu menetelmä haja- ja piste-kuormituksen vaikutusten arvioinnissa. Hyviä tuloksia on saatu mm. Simojoella (Miettinen 2003), Tenojoella (Miettinen 2004), Tornion- ja Muonionjoella (Niemelä ym. 2004a), Näätämojoella, Kuolajoella (Niemelä ym. julkaisematon) ja Vantaanjoella (Eloranta ja Kwandrans 1999). Menetelmää on käytetty myös velvoite-tarkkailussa Kalajoella (Eloranta ja Kwandrans 2003). Pohjalevästöä (piilevistä) on myös olemassa pienten latvajokien aineistoa (Soininen 2004). Aineistojen kokoaminen ja luokittelukriteerien kehittäminen on tätä kirjoitettaessa käynnissä.

Piilevälajistoon ja eri lajien/ryhmien runsaussuhteisiin perustuvilla indekseillä ja ekologisilla jakaumilla voidaan arvioida jokivesistön ekologista tilaa. Piilevien lajimääritys vaatii asiantuntemusta ja kokemusta, sillä useimmat indeksit perustuvat lajitason määrittelyyn. Yksinkertaisimpiin indekseihin tarvittava määrittelytaito on kuitenkin helposti opittavissa. Näytteenotto ei vaadi erikoisia välineitä, mutta lajitunnistuksessa tarvitaan faasikontrastilla varustettu mikroskooppi, jolla saadaan 1000–1500x suurennos.

Useissa tutkimuksissa on käytetty yhteisöekologiassa yleisiä monimuuttujamalleja erottelemaan vedenlaadultaan erilaisia paikkoja piileväyhteisöjen rakenteen perusteella (Miettinen 2003, Soininen 2004, Niemelä ym. 2004a ja 2004b). Varsinaisessa luokittelussa on käytetty useita indeksejä, joita on koottu taulukkoon 16.

Taulukko 16. Eräitä esimerkkejä menetelmistä, joita on käytetty piileväyhteisön ekologiseen luokitteluun sekä ympäristömuuttujien ja piilevälaajien välisen suhteen tarkasteluun.

Menetelmä	Kuvaus
Soinisen ja Niemelän piileväfosforimalli	Mallissa piilevälajeilla optimifosforipitoisuudet
TWINSpan – Two-way indicator species analysis	Piileväyhteisötyypin määrittäminen
IPS – Index of Pollution sensitivity	Saprobia-indeksi, perustuu kaikkiin lajeihin
GDI – Generic Diatom Index (IDG)	Saprobia-indeksi, lasketaan kaikkien sukujen perusteella
DESCY – Descyn indeksi	Saprobia-indeksi, perustuu 106 taksoniin
SLAD. – Sládecekin saprobia indeksi	Saprobia-indeksi, perustuu 323 taksoniin
L&M – Leclercq & Maquetin indeksi	Saprobia-indeksi, perustuu 210 taksoniin
CEE – Descy & Coste indeksi	Saprobia-indeksi, perustuu 208 taksoniin
WAT. – Watanabe ym. indeksi	Saprobia-indeksi, perustuu 87 taksoniin
IDAP – Indice diatomique Artois-Picardie	Saprobia-indeksi
IBD – Index biologique diatomees	Saprobia-indeksi
SHE – Schiefele & Schreiner indeksi	Saprobia-indeksi, perustuu 386 taksoniin
KELLY – Kellyn indeksi	Saprobia-indeksi
TDI – Trophic Diatom Index	Kuuaa vesistön ravinteisuutta. Indeksillä lasketaan 105 taksonin perusteella. Ei luotettava indeksi humusvesiin.
Van Damin ekologiset luokittelut	Piilevälaajien ekologiset jakaumat happamuuden, suolaisuuden, virtausnopeuden, happivaatimusten, typpiaineenvaihdunnan, ravinteiden ja orgaanisen kuormituksen mukaan
Elorannan pH-indeksi täydennettynä Hustedin viisiportaisella asteikolla	Piilevälaajien erilaiset indikaattoriarvot happamuuden suhteen

Piilevien osalta jokivesistöjen luokittelussa on suositeltavaa tarkastella taksonikoostumusta ja eri lajien runsaussuhteita. Vaikka lajien määräsuhteissa tapahtuu lajikohtaisten vaatimusten erojen vuoksi mm. vuodenaikaisvaihtelua, on yhteisössä aina vallitsevina lajeja, jotka kuvaavat esimerkiksi kulloisiakin keskimääräisiä orgaanisen kuormituksen tasoa, ravinteisuutta ja ravinteiden ionimuotoja (Eloranta ja Kwadrans 2003). Jokityypittäistä ja muuttujakohtaista tarkastelua piilevistä ei ole vielä tehty, koska aineisto on ollut hajallaan eri tutkijoilla. Tavoitteena on koota Suomen jokivesien piileväaineisto ja tehdä alustava tarkastelu luokittelukriteereistä vuoden 2005 aikana.

Yhteenveto vesikasvien ja pohjalevästön käytöstä jokien luokittelussa:

- vesikasvillisuuden käyttö ei käytännössä toistaiseksi mahdollista
- pohjalevästön osalta piilevämenetelmät suositeltavia: indikaattorilajien esiintyminen, indeksit, tyyppille ominaiset lajit (edellyttää lisäselvityksiä)

8.5 Vesikasvit ja makrolevät rannikkovesien ekologisen tilan luokittelussa

Suomen rannikolla pohjaan kiinnittynyttä kasvillisuutta voidaan tavata kovilla pohjilla 10–12 metrin syvyyteen asti, mutta tiheintä kasillisuus on alle 10 metrin syvyydessä (Kiirikki 1996). Rannikolla makrolevät toimivat suurena typpi- ja hiilivarastona (Lehvo ym. 2001). Kovilla pohjilla meressä (kalliot ja kivet) kasvillisuus koostuu makroskooppisista levistä ja pehmeillä pohjilla pääasiassa korkeammista vesikasveista. Rantavyöhykkeen kasvillisuuden koostumus vaihtelee paljon ympäristön morfologian (rannan suojaisuus, kasvialusta, syvyys) sekä muiden abioottisten ja biologisten tekijöiden vaikutuksesta.

Pitkäaikaisena ja alustaansa kiinnittyneenä rantavyöhykkeen kasvillisuus kuvastaa hyvin erityisesti pitkäaikaismuutoksia (Kautsky ym. 1986). Maalta tulevien päästöjen aiheuttaman ravinnetasojen nousun aiheuttama rehevöityminen voidaan todeta rantavyöhykkeessä. Esimerkiksi rannikkovesien makroleväyhteisöissä on tapahtunut huomattavia muutoksia, kuten levämattojen esiintyminen on lisääntynyt ja kasvillisuusvyöhykkeiden syvyysjakautumat on kaventuneet (Norkko ja Bonsdorff 1996).

Levät ottavat ravinteita suoraan ympäröivästä vedestä. Levien ravinteiden oton ja ravinnetasapainon tutkimukset ovat pohjana selvittäessä, miten levästä kuvastaa rehevöitymistä.

Taulukko 17. VPD:n ekologisen tilan määritelmät rannikon makrofyyteille.

Ekologinen tila	Määritelmä
Erinomainen tila	Kaikkia muutosherkkiä tyypille ominaisia makrolevien ja koppisiemenisten taksoneita esiintyy. Makrolevien peittävyys ja koppisiemenisten runsaussuhteet vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita.
Hyvä tila	Useimpia muutosherkkiä tyypille ominaisia makrolevien ja koppisiemenisten taksoneita esiintyy. Makrolevien peittävyys ja koppisiemenisten runsaussuhteissa on vähäisiä muutoksia.
Tyydyttävä tila	Kohtalaisen monta muutosherkkiä tyypille ominaista makrolevien ja koppisiemenisten taksoneita puuttuu. Makrolevien peittävyys ja koppisiemenisten runsaussuhteet ovat kohtalaisesti muuttuneet. Tästä voi aiheutua ei-toivottuja muutoksia vesieliöstössä.
Kohtalainen tila	Muutosherkkien tyypille ominaisten makrolevien ja koppisiemenisten taksoneiden esiintymisessä sekä peittävyys ja runsaussuhteissa ilmenee suurehkoja muutoksia. Makroleväyhteisöt ja koppisiemenisten yhteisöt eroavat merkittävästi niistä, jotka tavallisesti liitetään kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa.
Huono tila	Muutosherkkien tyypille ominaisten makrolevien ja koppisiemenisten taksoneiden esiintymisessä sekä peittävyys ja runsaussuhteissa ilmenee vakavia muutoksia. Suurin osa niistä makroleväyhteisöistä ja koppisiemenisten yhteisöistä, jotka tavallisesti liitetään kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa puuttuu.

8.5.1 Taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat

Yleistä taksonikoostumuksesta

Leväyhteisön lajistomuutokset ovat selviä suuresti rehevöityneillä alueilla (Kangas ym. 1982). Selkeä rehevöitymisen merkki on yksi- ja monivuotisten lajien runsaussuhteiden muuttuminen siten että rihmamaiset yksivuotiset levät runsastuvat. Levämattoja on esiintynyt erityisen runsaasti Saaristomerellä ja Ahvenanme-

rellä. Suomenlahdella levämatot ovat pienialaisia ja lajistoltaan ja biomassoiltaan pienempiä (Vahteri ym. 2000, Lehvo ja Bäck 2001).

Indikaattorilajit

Indikaattorilajien nimeäminen ei ole aivan ongelmatonta, sillä kasvilajien ekologia, fysiologia ja reagointinopeus esim. ravinnekuormitukseen tulee tuntea. Itämeren kasvillisuuden tutkimushankkeissa on tutkittu erityisesti rakkolevää ja meriajokasta, joiden esiintymis- ja syvyysdatasta pyritään löytämään mitattava muuttuja, jota voidaan käyttää ekologisessa luokittelussa. Pienentynyt näkösyvyys pienentää rakkolevän kasvusyvyvyyttä (Schramm ja Nienhuis 1996). Rannikolle on tutkittu rakkolevän (*Fucus vesiculosus*) soveltuvuutta indikaattorilajiksi (CHARM, IMAGE ja kansalliset hankkeet). CHARM-hankkeessa on testattu rakkolevää ja meriajokasta, joiden esiintymis- ja syvyysdatasta on löydetty muuttuja, jota voidaan käyttää ekologisessa luokittelussa. Rannikolle suositellaan rakkolevävyöhykkeen (*Fucus vesiculosus*) suurinta kasvusyvyvyyttä käytettäväksi muuttujaksi. Tutkimukseen soveltuvaa aineistoa on olemassa koko rakkolevän levinneisyysalueelta Merenkurkusta itäiselle Suomenlahdelle (mm. Bäck ja Ruuskanen 2000), mutta valitettavasti Saaristomeren tulokset (yliopistojen tutkimushankkeista) eivät ole ympäristöhallinnon käytössä

Vedenalaisten hiekkapohjien muutokset ovat tapahtuneet hyvin nopeasti viime vuosikymmeninä ja niillä kasvava lajisto, erityisesti meriajokas (*Zostera marina*) reagoi veden laadun muutoksiin. Åbo Akademiassa on alkanut tutkimushanke, jossa tehdään selvitys meriajokaskasvustojen levinneisyydestä kokeilualueina Hankoniemi, Saaristomeri, Ahvenenmaa ja Pohjanlahti (Poriin saakka).

Muutosherkät taksonit

Saprobialuokittelun testaus ja sen soveltaminen. Suomen ja Itämeren oloihin saprobialuokittelua on sovellettu 1930-luvulla ja joitakin uusia yrityksiä on ollut senkin jälkeen 1990-luvulla (Viitasalo 1997). Vaikka järjestelmä ei ole saanut suurempaa käyttöä on se kuitenkin syytä testata uusilla aineistoilla ja verrata kasvillisuuden antamaa kuvaa merialueen rehevöitymisasteesta *a*-klorofylli- ja ravinnepitoisuuksien perusteella tehtyyn vedenlaadunluokitteluun. Saprobialuokittelu perustuu vesiputedirektiivin hengen mukaisesti lajistokoostumukseen ja muutoksille herkkien lajien ja rehevöitymistä suosivien lajien osuuksiin. Kuitenkin käyttöä rajoittaa se, että lajimäärä pohjoisella Iäterellä on pieni ja tietoa siitä kuinka laji reagoi esim. rehevöitymiseen on niukasti.

Putkilokasvien merkitys merialueilla. Erityisesti Perämerellä putkilokasvien merkitys rannikkovesien rehevöitymisen ilmentäjänä pitäisi tutkia perusteellisemmin, sillä Perämerellä leväkasvillisuus on erityisen niukkaa ja lajilukumäärä on pieni. Perämeren alueelta on koottu yhteen aikaisemmat velvoitetarkkailuaineistot, opinnäytetyöt ja muut kasvillisuuskartoitukset putkilokasvien osalta luokituksen laatimista varten. Tulokset osoittivat, että pelkkä putkilokasvien lajikoostumus ei anna riittävästi tietoa luokittelun tekemiseen. Menetelmää tulisi tarkentaa siten, että kasvillisuuslinjat tehdään kvantitatiivisina, esim. arvioiden lajien peittävyysdet, jolloin lajien runsaussuhteissa tapahtuneita muutoksia voitaisiin käyttää luokituksen kehittämisessä.

Taulukkoon 18 on koottu yhteenvedo vesikasvien ja makrolevien käyttökelpoisuudesta rannikkovesien luokittelussa.

Taulukko 18. Arvio rannikon makrofytytien tilaa kuvaavien muuttujien soveltuvuudesta ekologisen tilan luokitteluun.

Muuttuja	soveltuvuus ja käyttökelpoisuus
Koostumus	
lajistokoostumus	kehitettävä
yhteisörakenne	kehitettävä
muutosherkät lajit	kts. indikaattorilajit
Runsaussuhteet	
biomassa	Ei toistaiseksi käyttökelpoinen
peittävyys	Ei toistaiseksi käyttökelpoinen
versotiheys	Ei toistaiseksi käyttökelpoinen
Indikaattorilajit	
Eutrofia/oligotrofia-indikaattorit, Sabrobiaaluokittelu	indikaattoreita kehitettävä, sabrobiaaluokitteluun käytettävien lajien rehevöitymisvaste ei ole todennettu riittävästi rannikkoalueilla
Rakkolevä, <i>Fucus vesiculosus</i>	kalliorantojen rakkolevävyöhykkeen max. kasvusyvyys, voi asettaa vertailuolot, reagoi vedenlaadun muutoksiin, helposti mitattava
Meriajokas, <i>Zostera marina</i>	hiekkapohjien meriajokasesiintymien pinta-ala, kehitettävä muuttuja
Kasvusyvyys	
Koko kasvillisuus	ei sovellu, sopivan kasvualusta rajoittava tekijä
Indikaattorilajit	<i>Fucus vesiculosus</i> , <i>Furcellaria lumbricalis</i>

Pohjaeläimet pintavesien ekologisena laatutekijänä

9

9.1 Yleistä pohjaeläinten indikaattoriarvosta

Pohjaeläimistöillä tarkoitetaan biomonitoinnissa tavallisimmin pintavesimuodostuman pohja-aineksessa, pohja-aineksen pinnalla tai vesikasvillisuudessa ainakin osassa elämänvaiheestaan eläviä makroskooppisia (0,5 mm:n seuralle jääviä) selkärangattomia eläimiä. Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa on pohjaeläimistöillä laaja 1900-luvun alkuun ulottuva traditio ekosysteemien kunnan indikaattoreina ja kaikista biologisista arviointimenetelmistä pohjaeläimet ovat olleet yleisimmin käytössä (Rosenberg ja Resh 1993).

Pohjaeläintuloksista on perinteisesti laskettu rehevöitymistasoja kuvaavia indeksejä, jotka perustuvat indikaattorilajien lukumääriin. Yleisimmin käytettyjä ovat Wiederholmin (1980) Benthic Quality Index (BQI) ja Oligochaeta/Chironomidae-suhde, Paasivirran (1987 ja 1990) korjattu BQI ja River Index (RI). Muita käytettyjä indeksejä ovat yleistä ekologista tilaa kuvaavat Shannonin diversiteetti-indeksi (Shannon 1948), Hillin indeksi (Hill 1973), Simpsonin indeksi (Simpson 1949), Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage ym. 1983) ja Danish Stream Fauna Index (DSFI) (Skriver 2001) sekä erilaiset happamoitumiseen liittyvät indeksit ja mallit (Hämäläinen ja Huttunen 1996) sekä lajien herkkyyttä rehevöitymiselle kuvaavat indeksit, kuten Leppäkosken indeksi ja AMBI-indeksi (Borja ym. 2000 ja Leppäkoski 1975). Ruotsissa on ollut kehitteillä monimuotoisuusindeksi Benthic Quality Index BQI (Rosenberg ym. 2004 ja Blomqvist ym. 2004), joka soveltuu erityisesti meriolosuhteisiin.

Pohjaeläimistön käytöllä on mm. seuraavia etuja: 1) pohjaeläimet ovat suhteellisen helposti kerättäviä, 2) ja helpokosti määritettäviä useimmissa taksonomisissa ryhmissä, 3) pohjaeläimillä on ihmisten kannalta tärkeä merkitys kalojen ravintona, mikä tekee pohjaeläintutkimusten perustelun yleisölle helpoksi, 4) pohjaeläinlajiston koostumuksen avulla voidaan tehdä päätelmiä mm. ravintolähteistä, habitaattien ja vesimuodostumien kunnosta, 5) pohjaeläimet ovat yleisiä kaikissa pintavesimuodostumissa, 6) erilaisten ympäristöpaineiden vaikutuksista eri lajien ja lajiryhmien esiintymiseen on suhteellisen runsaasti tietoa, 7) lajiston runsauden vuoksi pohjaeläinyhteisöt ovat monimuotoisia, 8) pohjaeläinten vähäinen liikkuvuus mahdollistaa niiden käytön ympäristöpaineiden alueellisten jakaumien tarkasteluissa, 9) pohjaeläimet sopivat hyvin kokeellisiin tutkimuksiin, 10) suhteellisen pitkä elinikä mahdollistaa pohjaeläinten käytön ympäristöolosuhteiden arviointiin pitkällä aikavälillä. Esim. lyhytaikaisenkin alhaisen happipitoisuuden tai alhaisen pH:n jakso näkyy pitkään pohjaeläinyhteisön rakenteessa.

Toisaalta pohjaeläinten käytössä on omat ongelmansa: 1) pohjaeläimet eivät reagoi kaikkiin ympäristöpaineisiin, 2) kvantitatiivinen näytteenotto vaatii suhteellisen runsaasti näytteitä luotettavien tulosten saamiseksi, 3) näytteiden käsittely ja lajimääritys on verrattain työlästä ja vaatii erikoisasiantuntemusta, 4) esiintyminen ja runsaus vaihtelevat suuresti vuodenajoittain erityisesti vesihyönteisillä, 5) erilaisten biologisten ja diversiteetti-indeksien kirjo voi olla merkki tyytymättömyydestä tuloksiin (Rosenberg ja Resh 1993).

Pohjaeläinnäytteenoton parhaat ajankohdat ovat sisävesissä keväällä ja/tai syksyllä, merialueilla myös kesällä. Keväällä näytteisiin saadaan talvehtineita yksilöitä, mikä kertoo talvikauden tilanteesta ja lisäksi keväällä yksilöt ovat isokokoisia ja helpoimmin määritettäviä. Syksyn näytteisiin saadaan useimpien lajien osalta kesän aikana kasvanut vuosiluokka (riittävän isoja 0,5 mm seulalle).

Pohjaeläimiä tutkitaan käyttämällä sekä semi-kvantitatiivisia että kvantitatiivisia näytteenottomenetelmiä. Menetelmistä useimmat ovat standardoituja (SFS, CEN ja/tai ISO). Potkuhaavimenetelmä on käytetyin virtavesien koskipaikoissa ja järvien rantavyöhykkeessä eli litoraalisissa. Ekman-noudin ja putkinoutimet ovat käytetyimmät järvien pehmeillä pohjilla sekä Ekman-, Van Veen- ja Boxcorer-noutimet merialueiden pehmeillä pohjilla. Kovilla pohjilla käytetään sukeltajien avustamina erilaisia noutimia sekä haroja. Eurooppalainen standardisointijärjestö (CEN) valmistele parhaillaan erillisten pohjaeläinmenetelmästandardien yhdistämistä.

Seulonnassa pohjaeläimet erotetaan pohjamateriaalista, jonka jälkeen eläimet tyypillisesti säilötään lajinmäärittystä varten. Lajinmäärittäksessä pyritään lajitason määrittäisiin, mutta käytännössä osassa eläimiä joudutaan usein tyytymään vain ryhmätason määrittämiseen. Tiettyjen tärkeiden ryhmien kuten surviaissääskien toukat (Chironomidae), harvasukasmadot (Oligochaeta) ja virtavesien mäkärät (Simulidae) lajinmäärittäminen vaatii erikoisiantuntemusta. Yhteispuhjoisuuksia suosituksia määrittämistä on kehitetty. Lajinmäärittämisen yhteydessä mitataan eläinten biomassa lajeittain ja lajiryhmittäin. Populaatioiden ikäjakaumia (esimerkiksi liejusimpukan ja valkokatkan) voidaan selvittää mittaamalla yksilöiden pituudet.

Direktiivi ei määrittele elinympäristöjä eli **habitaatteja**, joiden pohjaeläimiä tulisi tarkastella direktiivissä sovellettaessa. Käytännössä järvien ja rannikkovesien osalta kyseeseen tulisivat sekä syvien pohjien (*profundaalin*) että rantavyöhykkeen (*litoraalin*) pohjaeläimistö, jokien osalta koskipaikat tai vastaavat matalat virtapaikat. Vähäkoskisissa, hidasvirtaisissa jokivesissä kyseeseen tulevat myös suvanto-paikat, vaikkakin niiden osalta soveltuvaa aineistoa vertailuolosten määrittelylle on hyvin niukasti verrattuna koskipaikkoihin. Kaikille näille elinympäristöille on pohjaeläintutkimuksessa vakiintuneet tutkimus- ja näytteenottomenetelmänsä.

Lähinnä järvien kohdalla keskustelua on käyty rantavyöhykkeen mukaan ottamisesta syvien pohjien lisäksi koska eri habitaatit ilmentävät eri tyyppisiä häiriöitä. Mm. happamoitumisen vaikutukset ilmenevät lähinnä rantavyöhykkeen eläimistöissä, heikommin syvänteissä (Meriläinen ja Hynynen 1990), koska happamoitumiselle herkät taksonit (mm. päivänkorennot) esiintyvät lähinnä rantavyöhykkeessä. Syvänelajisto ilmentää hyvin pohjan happioloja ja suuremmissa järvissä ravinnekuormitusta. Pienten luonnontilaisten järvien syvänteissä esiintyy luontaisestikin happikatoja jolloin erottelu luonnontilaisten ja muuttuneiden järvien välillä voi olla heikko. Ravinnekuormituksen sekä moninaisten ihmisperäisten vaikutusten on havaittu ilmenevän myös rantavyöhykkeen pohjaeläimistöissä (Tolonen ym. 2001, Tolonen ym. 2003) ja yleisestikin rantavyöhykkeen pohjaeläinten kyky ilmentää ihmisperäisiä paineita lienee syvänte-eläimistöä monipuolisempi. Rantavyöhykkeen pohjaeläinten soveltuvuus pienten järvien ekologisen tilan luokiteluun saattaa siten olla syvänte-eläimistöä parempi.

9.2 Aineistot, saatavuus ja laatu

Ympäristöhallinnossa on valmistunut uusi valtakunnallinen pohjaeläintietojärjestelmä, joka mahdollistaa pohjaeläinaineistojen tallentamisen yhtenäisessä muodossa kaikkien pohjaeläinaineistojen tarvitsevien tahojen käyttöön.

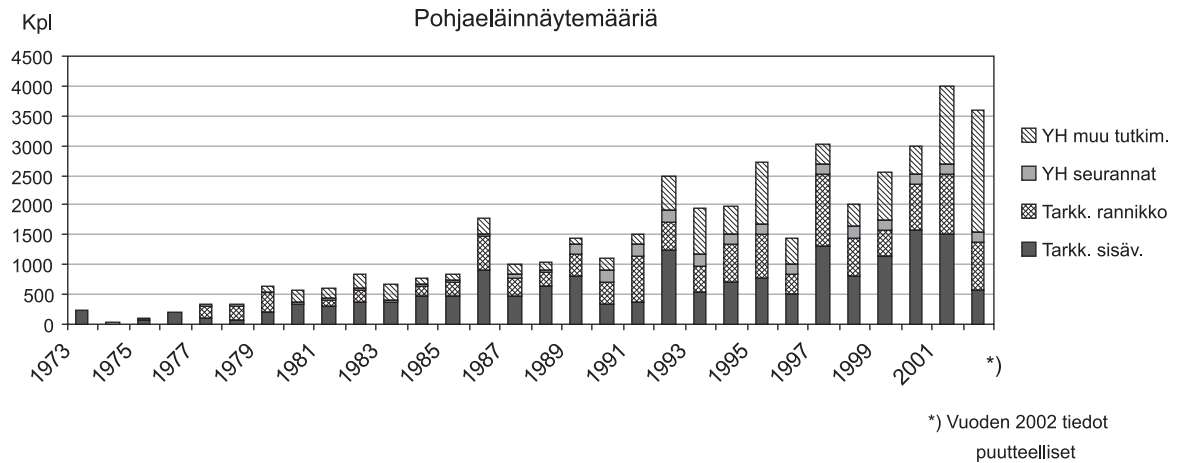
Rannikoiden osalta pohjaeläinaineistojen saatavuus on tällä hetkellä parhain. Seuranta- ja velvoiteaineistoja sekä eri tutkimushankkeiden pohjaeläinaineistoja vuosilta 1990–2000 on kerätty erilliseen tietokantaan LSU:ssa (EU- ja YM-rahoitteiset projektit). Elokuussa 2004 tietokanta sisälsi tiedot yli 1000 pohjaeläinhavaintopaikasta Suomen rannikolla. Laadultaan aineisto vaihtelee kuitenkin melkoisesti, johtuen eri näytteenottomenetelmistä (noutimet, seulat, kestäväointi), määrittäytarkkuudesta (lähinnä Oligochaeta ja Chironomidae) sekä metadatatista (koordinaatit puuttuvat tai ovat virheelliset, keskiarvot laskettu eri tavoin, jne.). Kyseistä aineistoa ollaan siirtämässä valtakunnalliseen pohjaeläintietojärjestelmään.

Sisävesien osalta tallennustilanne on toistaiseksi heikompi. Sisävesienkin pohjaeläinaineistojen kokonaismäärä on suuri, mutta aineistojen tallennus on vielä organisoimatta. Tällä hetkellä valtakunnallisessa tietojärjestelmässä on n. 150 paikan pohjaeläintietoja.

Valtaosa pohjaeläinaineistoista on peräisin velvoitetarkkailuista, jotka keskittyvät yleensä päästölähteiden ja pistekuormittajien läheisyyteen, minkä takia ns. vertailupaikkoja on aineistoissa suhteellisen vähän. Ympäristöhallinnon omat pohjaeläinseurantaohjelmat ovat taas resurssien puutteen vuoksi olleet minimaalaisia. Lisäksi on kuitenkin saatavilla suhteellisen runsaasti erilaisiin tutkimushankkeisiin liittyviä pohjaeläinaineistoja (syväne ja litoraali, latvajokien koskipaikat). Aineistot ovat kuitenkin VPD-tarpeisiin karttuneet kaiken aikaa (kuva 12). Ongelmana on ollut lähinnä aineistojen hajanaisuus. SYKEN luokitteluhankkeessa on aloitettu vuoden 2004 lopussa aineistojen yhdenmukainen koonti yhteistyössä yliopistojen ja alueellisten ympäristökeskusten kanssa.

Kohdentamalla valtakunnalliseen seurannan näytteenottoresursseja uusiin vertailujärviin saataisiin vertailuaineistoa VPD:n edellyttämään ekologisen tilan luokitteluun. Osissa alueellisista ympäristökeskuksista näin ollaankin jo menettelemässä. Kun vertailuaineisto syvänepohjaeläimistä jaetaan järviyypittelyn mukaisesti luokkiin, ovat aineistot pieniä kunkin järviyypin sisällä. Litoraaliaineistot ovat vieläkin vähäisempiä.

Litoraalinäytteet ovat työläämpiä poimia ja määrittää, varsinkin jos kaikki eläimet näytteistä määritetään (Tolonen ym. 2003). Litoraalinäytteiden käsittelyyn liittyviä kustannuksia voitaisiin mahdollisesti vähentää ns. "rapid assessment" -menettelyllä käyttäen indikaattoriryhmiä/taksoneita tai alhaisempaa taksonomista resoluutiota (määrittäyt "karkeammalla taksonomisella tasolla"). Tämä edellyttäisi kuitenkin tarkkaa harkintaa ja asiantuntija arviota kuinka mahdollisimman kustannustehokkaasti päästäisiin hyvään kohteiden erotteluun sekä vertailupaikkojen että kuormitettujen paikkojen osalta.



Kuva 12. Tutkimuslaitosten velvoitetarkkailujen ja ympäristöhallinnon seurantojen ja tutkimushankkeiden yhteydessä kerättyjä pohjaeläinnäytemääriä. Tarkkailut on jaoteltu rannikkoalueiden ja sisävesien tutkimuksiin. Tiedot on kerätty julkaistuista tarkkailuraporteista ja täydennetty viime vuosien osalta kyselyn perusteella. Vuoden 2002 tiedot velvoitetarkkailujen osalta ovat puutteellisia.

9.3 Pohjaeläimet järvien, jokien ja rannikkovesien ekologisen tilan luokittelussa

Ekologisen luokittelun tekijöinä ja kriteereinä käytetään direktiivin mukaan pohjaeläinten osalta 1) taksonikoostumusta, 2) runsaussuhteita, 3) tärkeiden taksonomisten ryhmien esiintymistä, 4) muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhdetta sekä 5) monimuotoisuutta. Kohdat 3 ja 4 liittyvät kiinteästi taksonikoostumukseen. Myös muutosherkkien taksonien tarkastelun voidaan katsoa kuvaavan taksonikoostumusta. Näitä muuttujia käsitellään seuraavassa yhtenä kokonaisuutena. Direktiivin tarkoittamassa mielessä runsaussuhteilla (engl. abundance) voidaan tarkoittaa toisaalta pohjaeläinten absoluuttista määrää (tiheys, yksilömäärä näytteessä) että tietyn lajin tai lajiryhmän määrää suhteutettuna muihin lajeihin tai kokonaislajimäärään. Jälkimmäisessä tapauksessa runsaussuhteet ovat keskeinen tapa kuvata myös taksonikoostumusta.

Ongelmana ovat mm. tekijöiden mittaustapa, vertailuolojen määrittely kunkin tekijän osalta sekä luokkarajojen määrittely, joista direktiivi ei anna yksityiskohtaisia ohjeita. Tyydyttävän tilan määrittelyssä käytetään esimerkiksi termejä "kohtalaisesti", "tärkeitä", "merkittävästi". Seuraavassa tarkastellaan direktiivin luokittelutekijöiden arviointiin soveltuvia muuttujia.

9.3.1 Taksonikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat

Taksonikoostumuksella (*synon. lajikoostumus, yhteisökoostumus, yhteisörakenne*) tarkoitetaan lajeja ja lajiryhmiä, jotka tietyssä rajatussa ympäristössä esiintyvät, esim. järven syvännelajisto.

Muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde liittyy läheisesti yhteisökoostumukseen (taksonikoostumus lajien väliset runsaussuhteet huomioiden) ja lajin erilaiseen toleranssiin ympäristö/kuormitustekijöiden suhteen. Luokittelutekijän kuvaamiseen on käytetty rantavyöhykkeessä mm. EPT-taksonien (päiväkorennot (Ephemeroptera), koskikorennot (Plecoptera) ja vesiperhoset (Trichoptera)

ja muiden taksonien suhdetta. Suurikokoisten hyönteistoukkien on havaittu olevan herkkiä erilaisille paineille. Syvän veden alueella (profundaalissa) vastaavana muuttujana on käytetty mm. O/C-suhdetta eli Oligochaeta (harvasukasmadot) / Chironomidae (surviaissääsket) -suhdetta. Harvasukamadot ovat sedimentin sisällä elävinä herkempiä alhaiselle happipitoisuudelle kuin sedimentin pinnalla elävät surviaissääskien toukat. Myös järvisyvänteiden tilan arvioinnissa usein käytetty pohjanlaatuindeksi (*Benthic quality index, BQI*, Wiederholm 1980) ja rannikon rehevyyssindeksi (Leppäkoski 1975) ovat liitettävissä tähän luokittelutekijään.

Meri ja rannikovesillä on lähinnä käytetty AMBI- (Borja ym. 2000) ja BQI-indeksejä (Rosenberg ym. 2004) pohjaeläimistön tilan arvioinnissa. Molemmat indeksit perustuvat lajien muutosherkkyyteen eri ympäristöpaineisiin, esim. rehevöitymiseen nähden. AMBI on subjektiivinen indeksi, joka perustuu Grallin ja Glemerecin (1997) lajien herkkyyсарviointiin. BQI-indeksi perustuu Pearsonin ja Rosenbergin (1978) teoriaan, että monimuotoisuus kasvaa päästölähteeltä kauemmas siirryttäessä. Arvioitu odotusarvo (ES50) odotettujen lajien lukumäärästä tietyllä alueella lasketaan Hurlbertin (1970) kaavan mukaan.

Tärkeiden taksonomisten ryhmien puuttumisella voidaan tarkoittaa järvityypin luonnontilaisissa kohteissa tyypillisesti esiintyvien ja/tai ekosysteemin toiminnan kannalta tärkeiden taksonomisten ryhmien puuttumista. Tärkeiden taksonomisten ryhmien puuttumista voidaan mitata mm. Hämäläisen ym. (2002) jokien pohjaeläimille käyttämällä $EQR_{KOOSTUMUS}$ -indeksillä, jossa mitataan tyypin vertailujärville ominaisten taksonomisten ryhmien esiintymistä/puuttumista. Tyypille ominaiseksi taksoniksi voidaan määrittää esim. yli puolessa vertailukohteista esiintyvä laji.

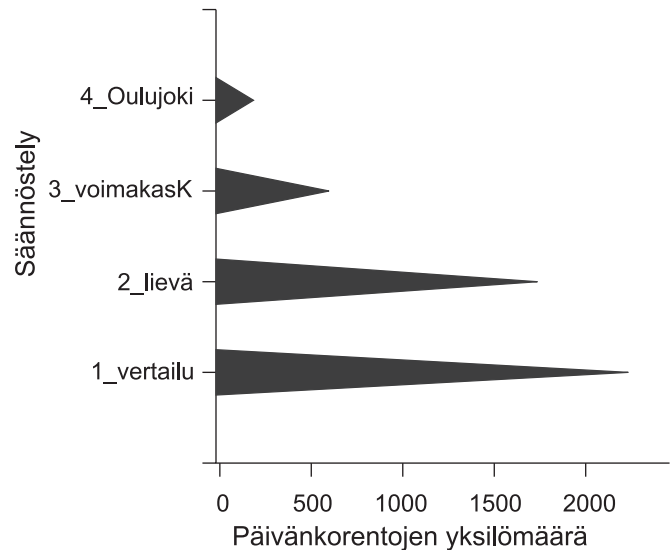
Monimuotoisuutta voidaan mitata lajirunsaudella eli taksonilukumäärällä. Toisin niukkaravinteisissa vesissä ja rannikon vähäsuolaisilla alueilla lajirunsaus on alhaisempi kuin lievästi rehevöityneissä vesissä tai suolaisemmassa merivedessä. Rehevöityneissä vesissä profundaalin lajirunsaus yleensä laskee. Lajirunsausta voidaan mitata yksinkertaisimmillaan ns. lajitiheyden (*species density*) avulla, jossa lajimäärä suhteutetaan tiettyyn vakioituun pinta-alaan. Lisäksi lajien välisiä runsaussuhteita voidaan mitata *tasaisuusindeksillä* (*evenness*), joka arvioi kokonaisuksilömäärän jakautumista eri lajien kesken. Myös odotetun ja havainnoidun lajimäärän suhdetta voidaan mitata.

9.3.2 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat

Runsaussuhteita (engl. abundance eli runsaus) voidaan kuvata yksilömäärillä (yks/näyte), tiheyksillä (yks/m²) tai lajien suhteellisilla osuuksilla. Pohjaeläinten kokonaisrunsaus tai erityisesti tiettyjen indikaattorilajien runsaus on tärkeä yleismuuttuja pohjaeläinravinnossa. Kokonaisrunsaus ei ole kovin herkkä ilmentämään ihmistoiminnan vaikutusta lievemmin häiriintyneissä vesiekosysteemeissä. Voimakkaan kuormituksen tai säännöstelyn ja toksisten aineiden korkeiden pitoisuuksien seurauksena kokonaisrunsaus tyypillisesti kuitenkin laskee hyvin selvästi, habitaatista riippuen (kuva 13). Pahiten pilaantuneissa ympäristöissä etenkin syvänteissä pohjaeläimiä ei esiinny lainkaan. Usein eliöyhteisön taksonikoostumusta analysoidessa (esim. tilastolliset monimuuttujamenetelmät) kutakin lajia tai taksonia painotetaan sen absoluuttisella runsaudella (esim. tiheys) tai suhteellisella osuudella koko yhteisössä, jolloin sekä taksonikoostumus että lajien väliset runsaussuhteet tulevat huomioiduiksi. Luonnontilaisille oloille tyypilliset kuormituksen vaikutuksia herkästi ilmentävät lajit eivät yleensä katoa vesistöstä yhtäkkiä kuormitusten vaikutusten alkaessa ellei häiriövaikutus ole kovin raju. Sen sijaan näiden lajien populaatiot taantuvat vähitellen tai ne voivat säilyä yhteisöissä harvinaisina. Muuttujat, jotka huomioivat taksonien runsaussuhteet, ilmentävät yleensä häiriöiden vaikutuksia huomattavasti herkemmin kuin pelkkää lajis-

ton koostumusta kuvaavat muuttujat. Taksonikoostumuksen ja eri taksonien väliset runsaussuhteet huomioivista käyttökelpoisista muuttujista voidaan mainita mm. PMA- eli mallinkaltaisuusindeksi (*Percent model affinity*, Novak ja Bode 1992, Hämäläinen ja Aroviita 2003, Aroviita ja Hämäläinen 2004) sekä ANOSIM-, SIMPER- ja BIO-ENV-monimuuttujamenetelmät (Clarke ja Warwick 2001).

Kuva 13. Esimerkki säännöstelyn voimakkuuden (y-akselilla 2 = lievästi, 3 = voimakkaasti ja 4 = hyvin voimakkaasti säännöstellyt joet) vaikutuksesta päivänkorentojen runsauteen potkuhaavinäytteissä (Majuri ja Vuori, julkaisematon aineisto).



9.3.3 Yhteenveto

Yhteisön *taksonikoostumukseen* liittyvät muuttujat erottelevat lähes luonnontilaiset ja kuormitetut kohteet varsin hyvin (mm. Tolonen ym. 2003). Tämä on luonnollista, sillä lajien erilaisista toleransseista johtuen taksonikoostumuksen vaste tietyllä gradientilla (esim. happi) on käytännössä lineaarinen. Taksonikoostumus yleensä muuttuu gradientilla tiettyyn ennustettavaan suuntaan (mikäli lajien vasteet muuttujan suhteen tunnetaan).

Monimuotoisuuteen liittyvät yleismuuttujat (kuten lajirunsaus) erottelevat usein huonosti luonnontilaiset vertailukohteet kuormitetuista. Monimuotoisuuden vasteet eri häiriöihin ja ympäristötekijöihin ovat vaihtelevia ja vaikeasti ennustettavia. Usein vaste on yksihuippuinen (esim. tuottavuusgradientilla, Mittelbach ym. 2001), jolloin direktiiviin liittyvän ohjeistuksen mukainen ekologisen laatusuhteen (EQR, ecological quality ratio) skaalaaminen välille 0–1 ei onnistu. Kuitenkin tietyn tyyppisiin häiriöihin monimuotoisuuden vaste näyttää lineaariselta. Esimerkiksi pohjaeläinten lajirunsaus korreloi positiivisesti veden pH:n kanssa, kun pH on 4–7 (Hämäläinen ja Huttunen 1990). Kuitenkin laajemmalla pH-skalaalla tämäkin vaste lienee yksihuippuinen.

Yhteenvedot eri muuttujien arvioidusta soveltuvuudesta järvien ja jokien sekä rannikon tilaluokitteluun on esitetty taulukoissa 19 ja 20.

Taulukko 19. Arvio eräiden pohjaeläimistön tilaa kuvaavien muuttujien soveltuvuudesta ekologisen tilan luokitteluun järvisyvänteissä ja jokien koskipaikoilla.

Muuttuja	Soveltuvuus ja käyttökelpoisuus
<i>Taksonikoostumus ja monimuotoisuus</i>	
Taksonien lukumäärä	Järvet ja joet. Ei erityisen herkkä vähäisemmille muutoksille, toimii parhaiten ääreissä tilanteissa.
Tyypille ominaisten lajien lkm	Järvet ja joet. Tyypistä riippuen hyvin tai melko käyttökelpoinen muuttuja.
Biomassa	Järvet. Kokonaisbiomassa ei sovellu luokitteluun. Biomassa, josta poistettu sulkasääskien, äyriäisten ja nilviäisten massa, soveltuu paremmin. Vaatii lisäselvityksiä.
BQI-Chironomidae	Järvet. Hyvä, mikäli syvänteiden syvyys ja muut olosuhteet keskenään vertailukelpoisia. Käyttökelpoisin kirkasvetisissä järvissä.
Oligochaeta/Chironomidae-suhde	Järvet. Soveltuvuus yleisesti heikohko. Voi olla käyttökelpoinen tietyissä järvityypeissä. Syvyyden ja pohjanlaadun vaikutus huomioitava. Vaatii lisäselvitystä.
Päivänkorentojen, koskikorentojen ja vesiperhosten osuus (EPT%)	Joet. Soveltuvuus melko hyvä.
<i>Runsaus, runsaussuhteet</i>	
PMA, mallinkaltaisuusindeksi	Järvet ja joet. Soveltuvuus vaikuttaa hyvältä. Huomioi taksonien väliset runsaussuhteet.
Yksilömäärä pinta-alayksikköä kohden	Järvet. Ei sovellu sellaisenaan luokitteluun. Käytetään taustatietona muissa muuttujissa.
Indikaattorilajien tiheys (esim. <i>Limnodrilus</i> , <i>Potamothrix</i> , <i>Chironomus</i> , reliktiäyriäiset)	Järvet. Periaatteessa soveltuvia tietyissä järvityypeissä, vaatii testausta.

Taulukko 20. Arvio rannikon syvänpohjaeläimistön tilaa kuvaavien muuttujien soveltuvuudesta ekologisen tilan luokitteluun.

Muuttuja	Soveltuvuus ja käyttökelpoisuus
Monimuotoisuus (taksonien lukumäärä, Shannon-Wiener, Hill, Simpson, Pielou evenness)	Käyttökelpoinen muuttuja. Soveltuu alueiden tunnistamiseen, missä erityisen arvokkaita lajeja (runsas lajikoostumus, harvinaisia lajeja), lajikoostumuksen aikamuutokset, uusien lajien tunnistaminen.
Runsaus yksilö/m ²	Ei sovi sellaisenaan luokitteluun, mutta tärkeä tukimuuttuja huomioidessa lajikohtaisia luontaisia (suolaisuus) tai ihmisen aiheuttamia (pohjamuutokset) tiheysvariaatiota sekä eri lajien tärkeyttä tietyissä habitaateissa.
Lajien herkkyys ympäristömuutoksiin (BQI, Rosenberg ym. 2004) (AMBI, Borja ym. 2000)	Soveltuvuus vaikuttaa hyvältä, huomioi sekä taksonien väliset runsaussuhteita että lajimäärän muutoksia ihmistoiminnan vaikutuksiin. Monen lajin ympäristövaatimukset tunnettu. Käyttökelpoisia luokittelujärjestelmiä olemassa ja kehitteillä.
Tyypille ominaisten lajien lkm (EQR, Hämäläinen)	Sopiva muuttuja vallitsevien lajien ennustettuja runsauksia ja esiintymisfrekvenssiä varten. Sopiva järjestelmä luokittelua varten on kehitettävä. Tyypillajit vaikea määrittellä, lajien alhainen lukumäärä ja yleislajien suuri määrä vaikeuttaa luokittelua.
Indikaattorilajit	Sopiva muuttuja joillekin tyypeille. Sopiva indikaattorilaji rannikkovesille liejusimpukka (<i>Macoma balthica</i>) ja sen kokojakauma.

10

Kalat pintavesien ekologisena laatutekijänä

10.1 Yleistä kalojen indikaattoriarvosta

Kaloja on käytetty ekologisen tilan indikaattoreina 1980-luvulta lähtien Pohjois-Amerikassa (Karr 1981) ja myöhemmin myös Euroopassa (Oberdorff ja Hughes 1992, Appelberg ym. 2000). Pohjoismaisten happamoitumistutkimusten yhteydessä on saatu yleistä tietoa eri kalalajien tavoista reagoida veden happamuuteen (Tuunainen ym. 1991, Degerman ja Lingdell 1993). Myös veden rehevyyden vaikutuksia kalayhteisöihin on tutkittu (mm. Persson ym. 1991, Persson 1994, Olin ym. 2002). Virtavesissä etenkin lohikalajien elinympäristövaatimuksista on kertynyt tietoa mm. jokirakentamisen ja lajien katoamisen, kalakantojen elvyttämisen sekä virtavesien kunnostamisen yhteydessä (Degerman ja Sers 1992, Haapala ym. 1998, Eklöv ym. 1999, Nykänen ym. 2004a ja 2004b, Vehanen ja Hamari 2004).

Karr'in (1981) Pohjois-Amerikkalaisiin virtavesiin kehittämässä ekologisen tilan indeksissä (IBI, Index of Biotic Integrity) tarkasteltavia kalayhteisömuuttujia ovat lajikoostumus, lajimäärä, tiettyä tai tiettyjä ympäristön stressitekijöitä heikosti sietävien lajien määrä, tiettyihin taksonomisiin ryhmiin kuuluvien lajien määrät ja koostumukset, lajiristeymien osuus, yksilömäärä otoksessa, kaikkiruokaisten osuus, hyönteissyöjien osuus, petokalojen osuus sekä tautisten tai epämuodostuneiden kalojen osuus otoksessa.

Kalasto soveltuu vesistön ekologisen tilan arviointiin hyvin silloin kun tarkastellaan vesistöön kohdistuvien rakenteellisten muutosten vaikutuksia. Vesistön rakenteelliset muutokset kuten kulkuesteet, perkaukset, ruoppaukset ym. uoman muutokset haittaavat vaelluskalojen siirtymistä lisääntymisalueille ja muuttavat usein myös poikas- ja kutualueita. Järvien säännöstely haittaa rantavyöhykkeessä elävien ja kutevien kalojen lisääntymistä ja säännöstelytoiminnan rakenteet estävät kalojen kulkua. Vaikutukset näkyvät kantojen heikkenemisenä, poikastiheyksien alenemisenä ja lajirakenteen muuttumisena.

Rehevöityminen on keskeisin suomalaisten järvien ekologista tilaa heikentävä tekijä. Rehevöitymisen kalastovaikutukset ilmenevät lajiston runsaussuhteiden muutoksina, särkikalajien runsastumisena sekä herkkien lajien, kuten lohikalajien, taantumisenä. Alueellisesti rehevöitymisongelma keskittyy maan etelä- ja länsiosiin. Suuri osa rannikon joista on valuma-alueen raskaan ravinnekuormituksen vaivaamia. Rehevöitymiselle herkkiä ja samalla yleisesti kuormitettuja järviä ovat maatalousalueilla sijaitsevat pienehköt ja keskikokoiset matalat järvet.

Happamoituminen ilmenee maaperän heikon puskurikyvyn omaavien alueiden pienissä yleensä alle 1 km²:n latvajärvissä. Tällaisissa vähälajisissa pienjärvissä on järven tilan arvioinnissa käytetty indikaattoreina happamoitumiselle herkkien kalalajien esiintymistä, lisääntymismenestystä ja populaatiotason muutoksia. Ilmansuojelutoimenpiteiden ansiosta happamoitumisen eteneminen on pysähtynyt ja järvissä on havaittu monin paikoin vedenlaadun ja kalakantojen elpymistä. Eteläisessä Suomessa on tällä hetkellä väistymässä, mutta esim. Koillis-Lapissa Kuolan teollisuuskeskittymien vaikutusalueella maaperän ja vesistöjen happamoituminen on edelleen lähialueita uhkaava tekijä.

Kalojen indikaattoriarvoa lisäävät seuraavat ominaisuudet:

- kalat on taksonomisesti helppo tunnistaa ja myös tavalliset vesien läheisyydessä asuvat ihmiset ja vesilläliikkujat tuntevat kalalajeja hyvin
- kalakannoissa tapahtuvat muutokset ovat konkreettisia ja ne voidaan havaita omakohtaisesti (mm. vapaa-ajankalastajat)
- kalojen elinkierto on hyvin tunnettu (lisääntymishäiriöiden syyt tunnistettavissa)
- kalayhteisöissä on yleensä lajeja ravintoverkon eri tuotantotasolla (peto-saalis)
- kalastovasteet tunnetaan melko hyvin perustuotannon muuttuessa
- vuodenaikaisvaihtelu kalastosta mitattavissa tekijöissä on melko vähäistä.
- kalat voivat ilmentää sekä välittömiä että pitkäaikaisia ympäristönmuutoksia
- kalat soveltuvat hyvin haitallisten aineiden rikastumisen seurantaan
- kalojen fysiologisista vasteita (esim. entsyymiaktiivisuudet) voidaan käyttää biomarkkereina

Kalaston indikaattoriarvoa heikentävinä ominaisuuksina voidaan pitää seuraavia tekijöitä:

- kalakantoihin kohdistuva kalastus
- kalakantojen hoidon eli lähinnä istutustoiminnan yleisyys
- sisävesiemme kalalajistoa luonnehtii vähäinen lajilukumäärä, mikä heikentää yhteisörakenteen ja lajikoostumuksen käyttöä vesiympäristön kuvaajana. Tästä johtuen lajiston runsaussuhteiden merkitys sisävesien seurannassa korostuu.

10.2 Kalat järvien ekologisen tilan luokittelussa

10.2.1 Yleistä

Vesipuitedirektiivin mukaisia kalastossa seurattavia tekijöitä järvissä ja joissa ovat lajikoostumus, runsaussuhteet ja ikärakenne. Rannikkovesissä vesipuitedirektiivi ei edellytä kalastoseurantoja. Järvissä vakiintuneita kalastossa seurattavia muuttujia ovat lajikoostumus, biomassa- ja yksilömäärä pyyntiyksikköä kohden, särki- ja ahvenkalojen osuus saaliista (taulukko 21). Lisäksi muuttujina käytetään tiettyjä ympäristön stressitekijöitä heikosti sietävien lajien esiintymistä ja herkkien lajien yksilönkehityksen eri vaiheiden esiintymistä. Kaloja koskevat normatiiviset määritelmät erinomaisen, hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan luokissa on esitetty taulukossa 21.

Appelberg ym. (2000) esittivät IBI-kalayhteisöindeksin perusajatukseen pohjautuvan ruotsalaisen kalayhteisöindeksin (FIX), jolla voidaan arvioida järvien tilaa kalastosta saatavan tiedon avulla. Suomalaisen luokittelujärjestelmän kehitystyö aloitettiin tarkastelemalla FIX-indeksin mahdollista soveltuvuutta maamme oloihin. Alustavaan suomalaisen kalastoperusteiseen luokittelumalliin on valittu paljolti samoja muuttujia kuin FIX-indeksissä. Kalayhteisöindeksin laskentamenetelmää on kehitetty edelleen ja vertailuarvot sekä luokkarajat on määritetty suomalaiseen kalastoaineistoon perustuen FIX-indeksistä poikkeavilla lähestymistavoilla.

Taulukko 21. Kalat. Järvien ja jokien erinomaista, hyvää ja tyydyttävää ekologista tilaa koskevat määritelmät.

Erinomainen tila	Lajikoostumus ja runsaussuhteet vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita. Kaikkia tyypille ominaisia muutosherkkiä lajeja esiintyy. Kalaston ikärakenteessa on vain vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia eikä siinä ole merkkejä häiriöistä minkään lajin lisääntymisessä tai yksilönkehityksessä.
Hyvä tila	Vähäisiä muutoksia lajikoostumuksessa ja runsaussuhteissa verrattuna tyypille ominaisiin yhteisiin, mikä johtuu ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin ja hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin. Kalaston ikärakenteessa on merkkejä muutoksista, jotka johtuvat ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin ja hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin, sekä joissain tapauksissa siinä on merkkejä yksittäisen lajin lisääntymisen tai yksilönkehityksen häiriintymisestä siinä määrin, että jotkut ikäluokat voivat puuttua kokonaan.
Tyydyttävä tila	Kalaston koostumus ja runsaussuhteet eroavat kohtalaisesti tyypille ominaisista yhteisöistä, mikä johtuu ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin tai hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin. Kalaston ikärakenteessa on suurehkoja ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia, mikä johtuu ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin tai hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin. Kohtalaisen suuri osa tyypille ominaisia lajeja puuttuu tai niiden esiintyminen on hyvin vähäistä.

10.2.2 Lajikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat

Maamme järvien kalalajisto jakautuu lajien yhteisesiintymiseen perustuvissa analyyseissä (Tammi ym. 2001, 2002) viiteen ekosysteemiekologiseen ryhmään. Kalaston yhteisesiintymistä ja runsautta sekä samalla järvityyppiä kuuvaavia pääryhmiä voidaan erotella seuraavasti: 1) rehevyyden ilmentäjät, pasuri, sorva, lahna, ruutana, suutari, sulkava ovat tyypillisiä Etelä-Suomen savialueiden luonnostaan rehevissä ja sameissa järvissä, 2) yleislajit, ahven, hauki, särki, kiiski ja made esiintyvät yleisinä monentyyppisissä järvissä, minkä johdosta niillä on vähäinen merkitys järvityyppiä erottelevana tekijänä, 3) pohjoiset lohikalat, harjus, nieriä, taimen, siika sekä särkikaloista muttu vaativat kylmää ja hapekasta vettä, jolloin leveysaste ja korkeus merenpinnasta määräävät selvimmän näiden lajien esiintymisen, 4) pelagiset siikakalat, muikku ja siika sekä myös kuore ja taimen ovat syys- tai talvikutuisia lajeja ja yleisiä suurehkoissa, niukkaravinteisissa, kirkkaissa tai keskikumuksisissa järvissä. Siian, muikun ja nieriän kudun onnistuminen edellyttää alusveden ja pohja-aineksen hyvää happipitoisuutta. 5) Kuha, kuore ja salakka ovat yleisiä suurehkoissa ja tuottoisissa, keskisyvissä ja syvissä eteläisissä järvissä.

Lajimäärä

Kalalajimäärä suomalaisissa järvissä ja joissa on alhainen kun lajirunsautta verrataan esim. Manner-Eurooppaan tai Pohjois-Amerikkaan. Pienehköjen järvien lajimäärä jää eteläisessä Suomessa tyypillisesti 4–6 kalalajiin. Pohjoisessa lajimäärä on vielä tätäkin alhaisempi. Suurtenkin järvien lajimäärä tavoittaa harvoin kahtakymmentä lajia. Saimaan vesistöissä päästään noin kolmeenkymmeneen kalalajiin. Järven pinta-ala on merkittävin järven kalalajimäärään vaikuttava tekijä, mutta rinnakkaisesti myös korkeus merenpinnasta ja pohjoisuus vaikuttavat lajimäärään.

Paineet, jotka voivat vaikuttaa lajimäärää alentavasti voidaan jakaa karkeasti:

- vaelluskalojen kulkuesteet
- oligotrofiaa suosivien lajien taantuminen tai häviäminen rehevöitymisen seurauksena, syinä esim. lisääntymishäiriöt, alusveden hapettomuus

- rehevöitymisen aiheuttama happikato ja talviaikaiset kalakuolemat
- happamoitumisen aiheuttamat lisääntymishäiriöt ja lopulta lajin häviäminen
- suorat tai epäsuorat myrkyvaikutukset
- vieraan lajin aiheuttama syrjäyttävä kilpailu

Rehevöityminen voi tietyissä olosuhteissa lisätä järvien lajidiversiteettiä, mutta käytännössä tällainen tilanne on mahdollinen vain poikkeuksellisen hyvien leviämisyhteyksien vesistösystemeissä tai istutustoiminnan seurauksena. Kalalajien luontainen leviäminen on yleensä hidasta ja vähäistä suhteellisen nopeiden ympäristömuutosten mittakaavassa. Useammin kuin lisäämällä lajidiversiteettiä, rehevöityminen karsii herkkiä lajeja. Joissa kalajilukumäärän kasvu rehevöitymisen seurauksena on järviä yleisempää.

Indikaattorilajit

Indikaattorilajin määritelmään soveltuvia, luontaisesti lisääntyviä kalalajeja voidaan kuvata karkeasti kahdella ryhmällä: alusveden hyvää tilaa, pohjan laatua ja hyvää happipitoisuutta indikoivat lajit sekä litoraalin, lähinnä kivikkorantojen muuttumattomia olosuhteita indikoivat lajit. Edellä mainittuun ryhmään voidaan lukea kuuluviksi made, muikku, siika, nieriä ja härkäsimppu. Taimenta ja harjusta voidaan käyttää indikaattorilajina mikäli tiedetään kyseessä olevan luontaisesti lisääntyvä kanta. Rantavyöhykkeeseen kohdistuvien muutosten, kuten säännöstelyn, vaikutuksia litoraalissa eläviin kalalajeihin on tutkittu viime vuosina mm. säännöstelyn ekologisia vaikutuksia selvittävässä CENOREG-hankeessa. Kivikkorannoilla eläviä indikaattorilajeja ovat kivisimppu, muttu, kivenuoliainen, kymmenpiikki ja kirjoeväsimppu sekä esim. mateen poikaset. Happamoitumiselle herkissä vesistöissä tyypillisiä indikaattorilajeja ovat särki ja ahven.

Järvityypille ominaiset lajit

Tärkeiden lajien esiintymistä tai puuttumista voidaan mitata mm. Hämäläisen ym. (2002) jokien pohjaeläimille käyttämällä $EQR_{KOOSTUMUS}$ -indeksillä, jossa mitataan tyyppin vertailujärville ominaisten lajien esiintymistä/puuttumista. Tyypille ominaiseksi lajiksi voidaan määrittää esim. yli puolessa vertailukohteista esiintyvä laji. Kalaston osalta tämän muuttujan käyttökelpoisuutta rajoittaa lajien vähäinen määrä, erityisesti pienissä järvissä sekä Pohjois-Suomen järvissä.

10.2.3 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat

Verkkokoekalastukseen perustuvissa saalistiedoissa, erityisesti biomassaa ja yksilömäärää kuvaavissa muuttujissa, on huomattavan paljon vaihtelua. Verkkokoekalastus ei ole kvantitatiivinen menetelmä, vaan näytteenoton tehokkuuteen vaikuttavat lukuisat tekijät. Myös kalakantojen luontainen, mahdollisesti suurikin vaihtelu heikentää vertailuarvojen luotettavaa määrittelyä. Voidaan sanoa, että näytteenoton luotettavuutta voidaan parantaa vain lisäämällä ajallista ja paikallista näytteenoton kattavuutta.

Nykyinen yleiskatsausverkkomenetelmä pyrkii lisäämään kalanäytteenoton tehokkuutta, kun menetelmässä yksi 30 m pitkä verkko vastaa näytteenottoyksikönä aikaisemmin yleisesti käytettyä 8 verkon 240 m pitkää verkkosarjaa. Pienemällä työmäärällä päästään suurempaan näytemäärään.

Biomassa ja yksilömäärä

Kalabiomassan vaikuttavia tekijöitä ovat järven ravinteisuus ja ravinnetalous, lämpöolot ja lukuisat muut tekijät, kuten näytteenottoon liittyvät tekijät. Biomassa ja yksilömäärä reagoivat paineisiin kaksisuuntaisesti: happamoituminen, vierasainneiden myrkylliset pitoisuudet ja esim. voimakas happikato pienentävät molempia, rehevöityminen tiettyyn pisteeseen saakka suurentaa ko. muuttujien arvoja. Tämä edellyttää kaksisuuntaista tarkastelua myös raja-arvojen suhteen, siten että myös suuret arvot katsotaan poikkeamaksi vertailuoloista. Alustavien painetarkastelujen perusteella biomassan ja yksilömäärän muutokset näyttävät käyttäytyvän suorassa suhteessa esim. rehevyyden lisääntymiseen. Tällä perusteella muuttujien painevaste voidaan kuvata lineaarisena tiettyyn ääritilaan saakka. Luokkarajojen määrittelyssä tämä mahdollistaa tasavälisen luokkavälin asettelun erinomaisen ja hyvän raja-arvosta minimi tai maksimiarvoon saakka. Em. muuttujista paremmin kalayhteisön tilanarviointiin soveltuu biomassa sen sisältäessä vähemmän vaihtelua kuin yksilömäärä.

Lajisuhteiden tasaisuus

Lajisuhteet saaliin lajikohtaisista biomassoista mitattuina ovat kalayhteisöissä usein luonnostaan epätasaiset. Usein muutamat tyyppilajit muodostavat valtaosan saaliista ja saalissa esiintyy lajeja, jotka edustavat huomattavan pientä osaa kokonaisbiomassasta. Rehevöityminen kuitenkin lähes aina lisää lajisuhteiden epätasaisuutta ja se näkyy erityisesti särkikalojen biomassaosuuden kasvuna. Särkikalosta voimakkaimmin runsastuvat lajit ovat särki, pasuri ja lahna (Olin ym. 2002).

Lajisuhteiden tasaisuus (evenness) lasketaan Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin kaavalla

$$H' = [W_{\text{tot}} \log_{10}(W_{\text{tot}}) - \sum W_i \log_{10}(W_i)] / W_{\text{tot}}$$

jossa W_{tot} on yhden yleiskatsausverkon saaliin paino/yö ja W_i kunkin lajin paino saaliista.

Vähälajiset järvet ovat yleisiä, ja näissä lajisuhteiden tasaisuutta kuvaava Shannon-Wiener-indeksi saa vertailujärvissäkin alhaisia arvoja. Samoin voidaan todeta, että rehevöitymiselle herkäät eteläisen ja läntisen Suomen maatalousalueiden järvet ovat luonnostaan monilajisia systeemejä. Lajien suuri määrä sinänsä suurentaa diversiteetti-indeksin antamia arvoja. Tällöin kuormituksesta johtuvat haitallisetkin muutokset runsaussuhteissa eivät välttämättä erotu indeksin saadessa monilajisysteemissä korkeampia arvoja kuin vähälajiset järvet. Lajisuhteiden tasaisuuden vertailuarvoja tarkasteltaessa lajimäärä tulisikin ottaa huomioon mallilla, jossa indeksille saatua arvoa selittää myös kalalajimäärä järvessä (kuva 7). Malliperusteisen yhtälön käyttöä puoltaa kalalajimäärän melko suuri vaihtelu järvityypin sisällä.

Särkikalojen biomassaosuus

Särkikalojen biomassaosuuden kasvu on keskeisin rehevöitymisen seurausvaikutus niissä vesissä, joissa särkikaloja esiintyy. Vertailuarvot särkikalojen biomassan osuudelle saaliista voidaan määritellä järvityypeittäin. Pienissä humusjärvisissä särkikalojen osuus on yleensä pienempi kuin keskikokoisissa järvissä. Järven pohjoinen sijainti myös pienentää särjen runsautta, mikä puoltaa järvityyppikohtaisten vertailuarvojen käyttöä. Muuttuja huomioidaan vain järvissä, joissa särkikaloja esiintyy.

Ruotsalaisen FIX-indeksin mukaista kokonaisuudesta riippuvaa mallinnusta vertailuarvojen määrittämiseksi ei meillä voitane käyttää, sillä kokonaisuudessa ja särkikalajien biomassaosuuden välistä riippuvuutta ei aineistoihin perustuvissa tarkasteluissa ole havaittu suomalaisissa vertailujärvissä. Särkikalajien biomassaosuuden muutos suhteessa rehevyyteen näyttäisi alustavien tarkastelujen mukaan käyttäytyvän lineaarisesti, jolloin luokkarajat voitaisiin perustellusti muodostaa tasavälisiksi.

Petomaisten (> 15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus

Petokalajien osuus saaliin kokonaisbiomassasta on vakiintunut kalayhteisömuuttuja verkkokalastuksiin perustuvissa seurannoissa, vaikkakin yhteydet ympäristönmuutoksiin ovat kuitenkin jossain määrin epäselviä. Luonnotilaisten järvien kalayhteisössä petokalaston osuus on yleensä kohtalaisen korkea (> 20 %). Käytössä olevat kalayhteisöaineistot eteläisistä vertailupaikoista osoittavat petomaisten (> 15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuuden kasvavan vertailuolosuhteissa kokonaisuudessaan kasvaessa, mutta suhteen luotettavuuden osoittamiseksi tarvitaan vielä selvästi lisää vertailujärviaineistoa. Särjen biomassasaaliin kasvaessa taas petomaisten ahventen biomassaosuus pienenee (Olin ym. 2002). Särjen biomassasaaliin kasvu tai tietyn raja-arvon ylittyminen liittyvät tyypillisesti rehevöitymisen seurausvaikutuksiin.

Petokalajet, jotka ovat yleisiä eteläisen Suomen järvissä ja joiden pyydystettävyyttä yleiskatsausverkoilla on hyvä, ovat lähinnä ahven ja kuha. Hauen pyydystettävyyttä loppukesällä verkkopyydyksellä on yleensä heikko ja satunnainen, samoin lohikalajien. Pohjoisissa järvissä petomaisen ravinnonkäytön vaiheen saavuttavat lajit ovat lähinnä ahven, hauki, taimen, nieriä ja harjus. Taimen, nieriä ja harjus menestyvät pohjoisten karuissa oloissa myös hyönteisravinnolla, eikä muuttujan käyttö pohjoisten järvien osalta kuvaa mahdollisesti samalla tavalla kalayhteisön trofiatasojen vuorovaikutuksia kuin eteläisemmissä järvissä.

Ahvenen ja kuhan petomaisen vaiheen määrittely perustuu kalan kokoon. Kuhan poikanen alkaa alkaa syödä kalaravintoa jo alle 10 cm:n pituisena, ahven noin 10–15 cm:n mittaisena. Ruotsalaisten tutkimusten perusteella ahvenen ja kuhan petomaisen ravinnonhankinnan kokorajaksi on määritetty 15 cm (Swedish EPA 2000, Holmgren ja Appelberg 2000, 2001). Kyseistä kokorajaa on perusteltua käyttää, sillä heikoissakin kasvuoloissa (pohjaeläinravinto, tiheä kanta) ahven saavuttaa 15 cm:n pituuden. Tällöin ahvenen osuus kalaston biomassasta voi muodostua huomattavan suureksi vaikka yhteisössä olisi tiheydestä riippuvaa kasvun hidastumista. Suurempien, petomaisten kalayksilöiden esiintyminen on keskeistä, kun arvioidaan kalayhteisön sekä koko järviöekosysteemin rakennetta ja toimintaa.

Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde

Muutosherkkä kalalaji, kuten litoraalin kivisimppu, muttu, kivenuoliainen, kymmenpiikki ja kirjoeväsimppu sekä syvällä elävä härkäsimppu sekä useat lohikalat, jäävät yleensä heikosti yleiskatsausverkkoihin. Tästä johtuen niiden esiintyminen saatetaan helposti aliarvioida. Näiden lajien osalta tulee käyttää kaikkea mahdollista tietoa lajien esiintymisestä. Muun muassa kivikkorantojen sähkökalastus on suositeltavaa erityisesti säännöstellyissä järvissä. Muutosherkkien lajien ali-edustavuus verkkosaaliissa aiheuttaa kohtuuttoman suurta epävarmuutta muuttujassa ”muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde”, jolloin muuttujan käyttö kalayhteisöjen osalta ei ole perusteltua.

10.2.4 Ikärakennetta kuvaavat muuttujat

Yleiskatsausverkon suunnittelussa ja käyttönotossa yhtenä tavoitteena on ollut lisätä nuorista ja pienikokoisista kaloista saatavan tiedon määrää ja laatua näytteenotossa. Yleiskatsausverkon pienet silmäkoot ovat selvä parannus aiempien verkosarjoihin perustuvaan näytteenottoon verrattuna. Lisäksi verkon silmäkokovalikoima noudattaa geometristä sarjaa silmäkokojen välillä, millä on pyritty verkon valikoivuuden minimointiin ja tätä kautta myös pienten kalojen riippumattomaan otokseen. Tämä ei kuitenkaan täysin toteudu, sillä verkon valmistuksen ja käytön kannalta havaksen langan vahvuudella on minimiraja mikä taas rajoittaa pienimpien kalojen pyyntitehoa.

Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen

Yleiskatsausveikko antaa tietoa noin 5 cm:n ja sitä suurempien yksilöiden esiintymisestä järvessä. Tämän kokoiset yksilöt ovat yleisesti kesänvanhoja poikasia tai yhden vuoden ikäisiä. Pienikokoisten kalojen esiintymistä/puuttumista saaliissa voidaan riittävän edustavan ajallisen näytteenoton perusteella pitää merkinä lisääntymisen onnistumisesta tai epäonnistumisesta.

Happamoituminen ja vierasaineiden myrkyvaikutukset voivat heikentää tai estää kalojen lisääntymistä. Muun muassa särjen lisääntymistä ja populaatorakennetta on yleisesti käytetty happamoitumisen biologisten vaikutusten arvioinnissa. Happamoitumisessa kalaston, kuten myös muiden biologisten ryhmien, paineaste poikkeaa lineaarisesta. Happaman laskeuman kuormittaessa järveä veden puskuriokyky voi ylläpitää pH:ta kuormituksen edetessä. Kun puskuriokyky käy vähiin, pH alkaa laskea ja vasta tällöin alkavat biologiset muutokset järvessä ja ne voivat tapahtua kapealla osalla painegradienttia. Happamoitumisen osalta järven ekologisen tilan luokkarajojen määrittely edellyttää esimerkiksi pH-luokkarajojen käyttöä biologisen tiedon yhteydessä.

10.2.5 Muut soveltuvat muuttujat

Muita soveltuvia ja eräissä kalayhteisöindekseissä käytettyjä muuttujia järvien ja jokien ekologisen tilan luokittelussa ovat tautisten tai epämuodostuneiden kalojen osuus näytteessä sekä vierasta alkuperää (alien species) olevien kalojen biomassaosuus näytteessä. Taudit ja epämuodostumat lisääntyvät kuormituksen kasvun myötä, mutta ilmenevät merkittävässä määrin vasta vesistön tilan heikentyessä tyydyttävään tai sitä huonompaan luokkaan. Vieraat kalalajit taas eivät kuulu varsinaisesti direktiivin soveltamisalaan ja aiheuttavat vain äärimmäisen harvoin merkittäviä muutoksia vesiekosysteemeissä fysikaalis-kemiallisella tasolla. Meillä mm. talvien ankaruus ja kasvukauden pituus rajoittavat monien vierasta alkuperää olevien istutettavien kalalajien luontaista lisääntymistä.

10.2.6 Kalastoseurannan soveltuvuus eri järvityypeissä

Kalastoperusteisen ekologisen tilan arvioinnin kehitystyössä ja VPD:n mukaisissa järviseurannoissa pyritään näytteenottoa ohjaamaan EU/CEN-standardoituun yleiskatsausverkkomenetelmään (EN 14757:2005; Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets). Suomessa kalastoseurantoja alettiin toteuttaa yleiskatsausverkkomenetelmällä vasta 1990-luvun loppupuolella. Aiemmin yleisesti käytössä olleita erilaisia koeverkkosarjoja on käytetty laajalti mm. vesiympäristöä muuttavien hankkeiden tarkkailuvelvoitteissa. Luonnontilaisiin järviin kohdistu-

va seuranta on ollut vähäistä, mutta tällaisten seurantojen koekalastukset on tehty viime vuosina pääasiassa yleiskatsausverkein. Vanhoilla verkkosarjanäytteenotilla saatuja seurantatuloksia ei VPD:n mukaisten kalastoseurantojen kehitystyössä ole huomioitu, sillä ne poikkeavat merkittävästi yleiskatsausverkkomenetelmästä pyydyksen rakenteen ja kalastusmenetelmien suhteen.

Kalastoperusteisen luokittelun kehittelyssä ja ekologisen tilan arvioinnissa käytetään ensisijaisesti verkkokoekalastuksiin perustuvaa saalistietoa, mutta myös muu lajien esiintymistieto (kalastuskyselyt, kirjanpitokalastus, istutusrekisteri, asiantuntijatieto) huomioidaan. Järvissä kalanäytteenotto tehdään syvyysvyöhykkeittäin ositettuun satunnaisotantaan perustuvalla yleiskatsausverkkomenetelmällä. Näytteenoton tekniikasta ja verkkovuorokausien vähimmäismääristä löytyy ohjeita kalataloustarkkailujen menetelmäkirjasta (Böhling ja Rahikainen 1999). Pienten (latva)järvien osalta esim. happamoitumisen kalastovaikutusten seurannassa verkkokoekalastus voidaan toteuttaa ilman satunnaistamista asettamalla koeverkot syvyysvyöhykkeelle 2–4 m. Tällöin myös käytettävien verkkojen määrän tulee olla riittävän pieni, ettei näytteenotto itsessään muuttaisi kalaston rakennetta ja runsausuhteita.

Suuret vähähumuksiset järvet ja suuret humusjärvet. Kattavan näytteenoton järjestäminen suurilla ja syvillä järvillä kalaston osalta vaatii huomattavan paljon resursseja. Käytännössä verkkokoekalastusta voidaan soveltaa tarkastelelemalla esim. suuren järven osa-alueita tai erillisiä järvi-altaita. Edellä mainituista syistä johtuen yhtenäisiin verkkokoekalastuksiin perustuvia käyttökelpoisia kalastoaineistoja luokittelun kehittämiseen on suurilta järviltä vähän.

Kalaston tilanarviointi suurilla järvillä voitaneen toteuttaa yhdistämällä rajatulla alueella toteutetun koekalastuksen antamat tiedot aikaisempiin tutkimuksiin, kalastuskyselyihin ja saalistilastoihin perustuviin lajien esiintymistietoihin sekä tietoihin herkkien avainlajien luontaisesta lisääntymisestä. Suurilla säännöstelyillä järvillä kalastoa suositellaan käytettäväksi säännöstelyn rantavyöhykkeeseen kohdistuvien vaikutusten arvioinnissa. Tässä tulee kysymykseen lähinnä litoraalissa esiintyvien vähempiarvoisten kalalajien esiintymisen selvittäminen ja tiheyden arviointi sähkökoekalastuksin. Säännösteltyjen järvien ekologisen tilan kokonaisarvioinnissa voitaneen lisäksi käyttää kalastuksesta ja mahdollisista verkkokoekalastuksista saatavia tietoja.

Pienet ja keskikokoiset järvet (0,5–40 km²). Pienillä ja keskikokoisilla järvillä käytetään syvyysvyöhykkeittäin ositettuun otantaan perustuvaa yleiskatsausverkkomenetelmää. Kalastoperusteisessa luokittelussa käytetään indeksimenetelmää soveltuvien muuttujin. Kalaston peruseurantaverkoston tulee muodostua pienten ja keskikokoisten järviyppien järvistä, sillä suurille järville kohdistettujen kalastoseurantojen kyky kuvata järven ekologista tilaa ja siinä tapahtuvia muutoksia on riittämätön.

Verkkokalastuksen valikoivasta pyytävyydestä johtuen pienet, rantavyöhykkeessä esiintyvät lajit jäävät usein näytteenoton ulkopuolelle. Tällaisten lajien esiintymisen selvittämiseksi on suositeltavaa käyttää mahdollisuuksien mukaan myös esim. kivikkorantojen sähkökoekalastusta. Tämä korostuu erityisesti Pohjois-Suomen vähälajisissa järvissä, joissa rantavyöhykkeen lajit ovat yleisiä ja voivat edustaa merkittävää osaa järven kalalajimäärästä.

Pienuhkojen rehevöityneiden järvien hoitotoimenpiteenä käytetään yleisesti tehokalastusta. Tehokalastusten yhteyteen olisi tärkeää sisällyttää tutkimuksellinen koeverkkokalastuksiin perustuva kalastoseuranta, jolloin voidaan saada arvokasta tietoa erilaisten hoitotoimenpiteiden tehokkuudesta ja vaikutuksista kalakantoihin ja edelleen järven ekologiseen kokonaistilaan. Hoitotoimenpiteiden arvioinnissa kalaston tilan selvittäminen verkkokoekalastuksin ennen kunnostustöiden aloittamista on välttämätöntä.

10.3 Kalat jokien ekologisen tilan luokittelussa

10.3.1 Yleistä

Verrattaessa eri eliöryhmien käyttökelpoisuutta jokivesien ekologisen tilan arvioinnissa kaloilla on keskeinen rooli jokisysteemin vedenlaadun ja rakenteellisen tilan kuvauksessa. Vaelluskalojen esiintyminen ja lisääntymiskierto ovat suorassa yhteydessä jokisysteemin esteettömyyteen ja uoman tilaan. Vesipuidedirektiivin mukaisia kalastossa seurattavia tekijöitä joissa ovat lajikoostumus, runsaus-suhteet ja ikärakenne. Suomessa ei ole aimmin systemattisesti seurattu virtavesien ekologista tilaa perustuen kalastoon. Siksi ei myöskään ole kerätty kattavasti yhteen kalastotietoa tai kehitetty yhtenäistä menetelmää jokien ekologisen tilan arviointiin kalaston avulla.

Lähtökohtana kala-aineiston keräämisessä virtavesissä oli keskittyminen jokien koski- ja virta-alueisiin. Nämä katsottiin jokien avainhabitaateiksi, jotka kuvaavat koko joen tilaa. Käytettävissä oleva kala-aineisto myös rajoittuu koskialueisiin, suvantoalueista tietoa on kerätty vain satunnaisesti. Näytteenottomenetelmänä on sähkökalastus josta on olemassa eurooppalainen CEN-standardi (Water quality – Sampling of fish with electricity, EN 14011). Työssä kerätyt sähkökalastustulokset on kerätty eri tutkimusten ja selvitysten tuloksista eivätkä kaikki kalastukset ole välttämättä tehty standardin mukaisesti. Eri selvityksissä on käytetty joko yhden, kahden tai kolmen poistopyynnin menetelmää. Eri menetelmien tuloksista laskettujen tiheysarvioiden vertaaminen voi aiheuttaa aineistoon ylimääräistä vaihtelua. Edellä mainittujen syiden vuoksi tulosten vertailukelpoisuuden varmistamiseksi työssä käytettiin sähkökalastuksen ensimmäisen poistopyynnin tuloksia. Tuloksista kirjattiin saadut lajit, lajien tiheys (kpl kalastettua pinta-alaa kohden) ja biomassa (g). Ikäluokkien osalta tieto saatiin kattavasti lohen ja taimenen 0+-vuotiaiden osalta. Aineistoon otettiin ainoastaan loppukesän ja syksyn (heinäkuun loppu, elo-, syys ja lokakuu) sähkökalastukset, jolloin em. poikaset on luotettavasti saaliin joukosta eroteltavissa kokoon perustuen.

Yksi vertailualueita käyttävä lähestymistapa mitata ihmistoiminnan vaikutusta virtavesien kalastoon on IBI-indeksi (Index of Biotic Integrity), jonka ensimmäisenä muotoili Karr (1981). IBI sisältää joukon kalayhteisön koostumukseen ja tilaan liittyviä muuttujia. Tulosta verrataan vertailualueiden tulokseen. Alkuperäinen IBI on kehitetty lämpimän veden kalayhteisölle ja sisälsi 12 kalamuuttujaa koskien kalojen lajimäärää ja koostumusta, trofiatasoa sekä kalatiheyttä ja kalojen kuntoisuutta. Nykyisin IBI:n voidaan sanoa koostuvan useista löyhästi toisiinsa liittyvistä indekseistä. Alkuperäistä IBI-indeksiä tuleekin muunnella, jotta se soveltuisi eri kohdealueille. Pohjoisissa olosuhteissa mahdollisia ongelmia indeksin soveltamisessa voivat olla esimerkiksi pieni lajimäärä, erilaiset vasteet esim. rehevöitymiselle verrattuna lämpimän veden ekosysteemeihin sekä erityisesti Suomessa laajat lohikalajien istutukset. IBI-indeksiä kylmänveden virtavesiolosuhteisiin on soveltanut esimerkiksi Mebane ym. (2003). Tässä työssä käytettiin IBI-pohjaista lähestymistapaa ja kehitettiin suomalaisiin olosuhteisiin soveltuva indeksi jokien ekologisen tilan mittaamiseen kalamuuttujien avulla.

10.3.2 Jokien ekologista tilaa kuvaavat muuttajat

Jokien koskipaikkojen lajisto voidaan jakaa esimerkiksi alkuperän, ravinnon, ja elinympäristön käytön perusteella useisiin ekologiin ryhmiin (taulukko 22). Lajien luontainen levinneisyys vaikuttaa lajikoostumuukseen. Kivenuoliaisen levinneisyys ulottuu pohjoisessa Kainuuseen ja särkikalat puuttuvat pohjoisista vesistä. Potentiaalisia muualta tuotuja virtavesien vieraslajeja ovat esimerkiksi pu-

ronieriä ja kirjolohi. Vieraslajien negatiivinen vaikutus perustuu niiden mahdolliseen kykyyn syrjäyttää alkuperäislajeja, esimerkiksi puronieriän on havaittu syrjäyttävän alkuperäisiä taimenkantoja Kemijoen vesistön latvajoissa (Korhonen ym. 1996). Tässä aineistossa vieraslajeista esiintyi vain kirjolohi ja sekin varsin suppealla alueella. Ravinnonkäytöltään pääosa havaituista lajeista on (poikasvaiheessa) hyönteissyöjiä tai petoja (taulukko 22). Ainoastaan särki voidaan lukea kaikkiruokaiseksi (omnivori). Tärkeä ryhmä ihmistoiminnan vaikutusten seurannassa on ympäristömuutoksille herkiksi luokiteltavat lajit (taulukko 23). Lajiryhmästä virtavesien lohikalat (harjus, taimen, ja lohi) suosivat hyvälaatuista, hapekasta vettä. Erityisesti lohen ja taimenen lisääntymisen onnistuminen (0+-poikasten esiintyminen) edellyttää alusveden ja pohja-aineksen hyvää happipitoisuutta. Myös muttu on hyvän vedenlaadun indikaattori. Muiden lajien (hauki, made, kivenuoliainen) luokittelu herkiksi perustuu kirjallisuusselvityksiin ja vaatii suomalaisissa oloissa lisätarkasteluja. Lisäksi tarkasteltiin särkikalojen osuutta, mikä ilmentää lähinnä rehevöitymistä.

Taulukko 22. Kalojen luokittelu eri tekijöiden suhteen kalaindeksiä varten. Luokitukset muunneltu Oberdorf ja Hughesin (1992) mukaan.

Heimo/laji	Alkuperäinen/ vieras laji	Ravinnonkäyttö	Herkkä/ kestävä laji	Sijainti veispaassa	Kutualusta
Salmonidae					
<i>Salmo salar</i> , lohi	N	I (IP/)	IS	WC	GS
<i>Salmo trutta</i> , taimen	N	I (IP/)	IS	WC	GS
<i>Thymallus thymallus</i> , harjus	N	I	IS	WC	GS
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , kirjolohi	NN	I (IP/)	T	WC	GS
Coregonidae					
<i>Coregonus sp.</i> , siika	N	I	IS	WC	GS
Gasterostidae					
<i>Pungitius pungitius</i> , kymmenpiikki	N	I	T	WC	NS
Cottidae					
<i>Cottus gopio</i> , kivisimppu	N	I	T	B	NS
<i>C. poecilopus</i> , kirjoeväsimppu	N	I	T	B	NS
Cyprinidae					
<i>Leuciscus leuciscus</i> , seipi	N	I	T	WC	GS
<i>Leuciscus idus</i> , säyne	N	I	T	WC	NS
<i>Arburnus alburnus</i> , salakka	N	I	T	WC	NS
<i>Abramis brama</i> , lahna	N	I	T	B	NS
<i>Rutilus rutilus</i> , särki	N	O	T	WC	NS
<i>Phoxinus phoxinus</i> , mutu	N	I	IS	WC	GS
Percidae					
<i>Perca fluviatilis</i> , ahven	N	I/P	T	WC	NS
<i>Gymnocephalus cernuus</i> , kiiski	N	I	T	B	NS
Esocidae					
<i>Esox lucius</i> , hauki	N	P	IS	WC	NS
Lotidae					
<i>Lota lota</i> , made	N	P	IS	B	GS
Balitoridae					
<i>Barbatula barbatula</i> , kivenuoliainen	N	I	IS	B	NS

Lajimäärä

Lajimäärä suomalaisissa koskikohteissa voi vaihdella 1–2 lajista yli kymmeneen lajiin (tässä aineistossa 1–10). Alhainen lajimäärä voi olla luontaista erityisesti pohjoisille oligotrofisille virtavesikohteille, mutta muualla alhainen lajimäärä yleensä indikoi joen tilassa tapahtuneita muutoksia. 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. Tässä aineistossa lajiluvun

vaihtelussa ei ollut suuria eroja jokityyppien välillä, mutta suurissa humusjoissa lajiluku on muita suurempi. Kyseisessä tyypissä esiintyi (lohen lisäksi) muita jokityyppejä useammin kivenuoliainen sekä osin myös kivisimppu. Myös yleislajit, kuten ahven, olivat suhteellisen yleisiä.

Kokonaissaalis (Biomassa)

Kokonaissaalis on suhteellisen vaikeasti tulkittava muuttuja jokivesistöissä. Alhainen biomassa on luontaista oligotrofisille virtavesille, mutta voi kertoa muuntyyppisissä vesistöissä tilan heikkenemisestä. Myös suuri kalabiomassa voi olla seurausta muutoksesta, esimerkiksi vesistön rehevöitymisestä. Myös vesistön koko voi vaikuttaa saaliin määrään. Tässä aineistossa kokonaissaaliin taso oli suurissa joissa vain hieman korkeampi kuin pienemmän kokoluokan joissa.

Ympäristömuutoksille herkkät lajit

Herkiksi lajeiksi luokitettiin lohi, taimen harjus, siika, muttu, hauki, made ja kivenuoliainen. Lohi, taimen ja harjus indikoivat sekä virtajaksojen hyvää rakenteellista tilaa että hyvää vedenlaatua. Muttu on erityisesti hyvän vedenlaadun indikaattorilaji. Hauki on herkkä sekä rakenteellisille että kemiallisille muutoksille (Oberdorf ja Hughes 1992), kuten pohjakaloista made ja kivenuoliainen. Herkkien lajien osuus saaliissa oli alhaisin pienissä ja keskikokoisissa runsasravinteisissa joissa, mutta havaintoja tästä jokityypistä on vain muutamia. Rehevöityminen voi tietyissä olosuhteissa lisätä jokien lajiversiteettiä (särkikalat), mutta useimmissa tapauksissa rehevöitymisen on havaittu karsivan herkkiä lajeja.

Lohikalojen saalisuus

Virtavesissä luontaisesti esiintyvien lohikaloiden (lohi, taimen, harjus) poikasten esiintyminen koskijaksoissa indikoi joen hyvää rakenteellista tilaa ja myös hyvää vedenlaatua. Ongelmana on näiden lajien runsaat istutukset, joita on usein vaikea erottaa luonnonkaloista. Lohikaloiden osuus oli alhaisin pienissä humusvesissä ja pienissä runsasravinteisissa virtavesissä. Lohen ja taimenen 0+-ikäisten poikasten esiintyminen kertoo luontaisen lisääntymisen onnistumisesta alueella. 0+-vuotiaita käytetään harvemmin istutuksissa ja niiden esiintyminen kertoo luonnontuotannon onnistumista. Mäti kehityy pitkään soran sisässä ja edellyttää hyvää rakenteellista tilaa ja vedenlaatua. Tässä aineistossa pienissä humusvesissä ja pienissä runsasravinteisissa joissa ei havaittu 0+-lohikaloja, mutta aineisto oli näiltä osin pieni. Suurissa humusvesissä 0+-lohikaloja esiintyi vain satunnaisesti.

Särkikaloiden saalisuus

Särkikaloiden suuri osuus saaliissa kuvastaa erityisesti rehevöitymistä, mutta myös muita ympäristömuutoksia. Särkikaloiden osuus oli huomattava pienissä ja keskikokoisissa runsasravinteisissa joissa. Myös suurten humusjokien muuntuneissa kohteissa esiintyi suhteellisen runsaasti särkikalvoja. Muutoin särkikalvoja oli saaliissa vain satunnaisesti ja ne puuttuivat kokonaan pienistä humusjoista sekä suurten vähähumuksisten jokien vertailupaikoilta.

Muut soveltuvat muuttajat

Muut ekologista tilaa kuvaavat tekijät ovat esimerkiksi kalojen terveyttä ja kuntoa mittaavat muuttajat sekä vieraslajien esiintyminen ja niiden saalisuus.

10.3.3 Kalastoseurannan soveltuvuus eri jokityypeissä

Virtavesien osalta kalasto soveltuu ekologisen tilan luokitteluun kaikissa jokityypeissä. Näytteenotto tehdään sähkökoekalastuksella (EU/CEN-standardoitu) ja rajataan koskiin tai koskea vastaavaan virtapaikan habitaattiin. Ajankohdaksi valitaan loppukesä ja syksy jolloin saman vuoden lohen ja taimenen poikaset näkyvät saaliissa. Koskialueet ovat joen ”avainhabitaatteja” jotka heijastavat koko joen tilaa. Kustakin kohdealueesta valitaan riittävän suuri kosken habitaattia hyvin edustava alue. Menetelmänä sähkökalastus soveltuu mataliin (esim. alle 1 m) kahlattaviin koskiosuuksiin. Syvien ja suvantomaisten alueiden näytteenottoa ei ole tarkoitettu sisällyttää jokien kalastoseurantoihin. Näytteenoton laajentaminen syvempiin habitaatteihin vaatisi erityisesti siihen soveltuvaa näytteenottomenetelmää, kuten sähkökalastusveneen käyttämistä. Näistä syistä johtuen syvemmistä jokikoskialueista tai suvantoalueilta ei juurikaan ole olemassa kalastotietoja. Koealojen pinta-aloihin suhteutettuna sähkökalastussaaliista voidaan selvittää koskessa esiintyvät lajit, runsaussuhteet ja poikastiheydet.

10.4 Kalastus ja kalaistutukset

Kalastuksen ja kalaistutusten vaikutukset kalayhteisöihin ja niitä kuvaaviin muuttujiin tehdään tarpeen mukaan asiantuntija-arviona vesimuodostumakohtaisesti. Voimakkaasti muutetuissa vesissä kalaston osalta pyritään parhaaseen saavutettavissa olevaan ekologiseen potentiaaliin ja näiden vesimuodostumien osalta luokitteluperusteet arvioidaan erikseen.

10.5 Yhteenveto

Seuraavassa on esitetty yhteenveto kalaston soveltuvuudesta järvien ja jokien ekologisen tilan arviointiin. Arviot kalayhteisömuuttujien soveltuvuudesta ja käytökelpoisuudesta perustuvat suomalaisista kalayhteisöaineistoista tehtyihin tarkasteluihin sekä eri tutkimuksissa ja indeksimenetelmissä esiintyviin tietoihin.

Taulukko 23. Kalamuuttujien soveltuvuus ja käyttökelpoisuus ekologisen tilan arvioinnissa. Muuttujien arvot saadaan standardin mukaisista sähkö- tai verkkokoekalastuksista.

Laatutekijä ja muuttuja	Soveltuvuus ja käyttökelpoisuus
Lajikoostumus	
Kalalajien lukumäärä (järvet, joet)	Järvet. Voimakas kuormitus voi hävittää herkkiä kalalajeja. Ei herkkä muuttuja, mutta kuvaa järven rakennetta ja toimintaa. Rehevoityminen voi teoriassa myös lisätä lajimäärää, jos lajit voivat levitä esteettömästi vesistösystemissä. Joet. Virtavesissä uoman perkaus tai ruoppaus hävittää herkkiä lajeja. Rehevoityminen voi lisätä tiettyyn rajaan saakka lajimäärää. Jokiluokittelussa alustavasti käytettävä muuttuja.
Indikaattorilajit (järvet, joet)	Herkkä muuttuja. Eri kalaryhmät reagoivat eri paineisiin: säännöstely (rantavyöhykkeen lajit), kulkuesteet (lohikalat), happamoituminen (mm. särki). Joet. Virtavesissä herkkien lajien osuus kalayksilöistä on hyvä muuttuja erilaisten paineiden vaikutuksille.
Runsaussuhteet	
Biomassa (järvet ja joet)	Järvet. Rehevyyttä kuvaava muuttuja. Suuri biomassa kuvaa suurta perustuotantoa. Luontainen vaihtelu suurta järvien välillä, vaikeuttaa tulkintaa. Joet. Biomassa on jokiluokittelussa vaikeasti tulkittava muuttuja. Lievä rehevoityminen voi jopa hetkellisesti lisätä herkkien lajien biomassaa, rehevoitymisen jatkuessa muut lajit tulevat tilalle. Muuttuja mahdollinen käyttö vaatii jokiluokittelussa lisättausta.
Yksilömäärä (järvet ja joet)	Järvet: Epätarkka ja erittäin paljon vaihtelua sisältävä muuttuja. Joet: Kuten biomassa yllä.
Lajistosuhteiden tasaisuus (järvet)	Järvet. Muuttujan avulla voidaan erottaa lajistosuhteiden vinoumat. Vaatii lisäselvityksiä. Alhainen lajiluku pienissä järvissä heikentää muuttujan soveltuvuutta.
Särkikalojen - biomassaosuus (järvet) - yksilömäärä (joet)	Järvet. Keskeinen rehevoitymistä kuvaava muuttuja. Luontainen vaihtelu suurta. Luontainen särkikalaosuus eteläisissä järvissä voi olla suhteellisen korkea. Joet: Virtavesissäkin rehevoitymistä kuvaava muuttuja. Esiintyminen painottuu etelään, puuttuu kokonaan pohjoisimmista joista. Särkikalojen osuus (kpl) on alustavasti käytettävä muuttuja jokiluokituksessa.
Ahvenkalojen (> 15 cm) biomassaosuus (järvet)	Järvet. Kuvaa järven tuotantotasojen vuorovaikutussuhteita, luontaisesti petokaloja yleensä vähintään 20 % näytteen biomassasta. Heikosti vertailuaineistoa, kalastus vaikuttaa myös muuten kuormittamattomissa vertailujärvissä. Joet: Ei käyttökelpoinen muuttuja virtavesissä.
Lohikalojen osuus yksilömäärästä (joet)	Joet: Keskeinen muuttuja jokien kalastoseurannoissa.
Ikärakenne	
Herkkien lajien yksilönkehityksen eri vaiheiden esiintyminen (järvet, joet)	Järvet. Erityisesti happamoitumista kuvaava muuttuja. Särjen ja ahvenen lisääntyminen, poikas- ja nuoruvaiheiden esiintyminen. Joet: Virtavesissä luontaisten 0+ -ikäisten lohikalojen esiintyminen (osuus yksilöistä) on herkkä muuttuja jokiluokituksessa. Niin joen rakenteellista tilaa kuin vedenlaatuun kohdistuvia paineita kuvaava muuttuja virtavesissä.

Luokittelujärjestelmään kalojen osalta nykytietojen perusteella valittavaksi suositeltavat muuttujat ovat seuraavat:

Käyttökelpoisimmat kalayhteisömuuttujat järvien ekologisen tilan arvioinnissa:

- Lajimäärä
- Indikaattorilajien esiintyminen
- Biomassa
- Lajistosuhteiden tasaisuus
- Särkikalojen biomassaosuus
- Petomaisten (>15cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus
- Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheet

Käyttökelpoisimmat kalayhteisömuuttujat jokien ekologisen tilan arvioinnissa:

- Lajimäärä
- Kokonaissaalis (biomassa)
- Herkkien lajien saalisuus
- Lohikalojen saalisuus
- Lohikalojen poikasten saalisuus (lohi, taimen 0+ikäiset)
- Särkikalojen saalisuus

Järvien tyyppikohtaiset vertailuolot

11.1 Vertailuolujen määrittelytavat ja vertailupaikkojen valintakriteerit

Vuodesta 2000 alkaen järvien vertailuolujen kehittämiseen on SYKEN vesistöjen luokitteluhankkeessa tai siihen liittyvissä osahankkeissa tehty työtä kasviplanktonin osalta (mm. Lepistö ym. 2003, 2004a/b), vesikasvien osalta (Leka 2004, julkaisematon), pohjaeläimistön osalta (Tolonen ym. 2005, julkaisematon) ja luontaisesti rehevien järvien osalta (Kauppila ym., julkaisematon). Kalojen vertailuolujen kehittäminen on tapahtunut RKTL:n hankkeissa (Tammi ym. 2002). Runsaasti biologiin laatutekijöiden kehittämiseen liittyvää työtä on tehty mm. Life Vuoksi-hankkeessa (Leka ja Kanninen 2003, Leka ym. 2003, Lepistö 2004 a/b, Sojakka ym. 2004, Tolonen ym. 2003). Seuraavassa esitellään keskeisimpiä tuloksia.

Vertailupaikkojen valinta

Järvien vertailuolot pyritään perustamaan tyyppille ominaista erinomaista tilaa kuvastaviin vertailupaikkoihin. Vertailupaikkojen valintaa on tehty sekä olemassa olevia aineistoja käyttäen että valiten alueellisissa ympäristökeskuksissa paikkoja, joita voitaisiin käyttää vertailuaineistoja kerätessä. Järvityyppien määrittelyyn sekä alustavaan ekologisen luokittelun kehittämiseen on käytetty vedenlaatu- ja biologisten muuttujien tietoja niiltä järvilta, jotka ovat olleet seurannassa tai joilta on tutkimustietoa. Seurannassa olleista havaintopaikoista valittiin alkuvaiheen tarkasteluihin ne havaintopaikat, jotka arvioitiin lähes luonnontilaisiksi. Tässä valinnassa käytettiin seuraavaa menettelyä:

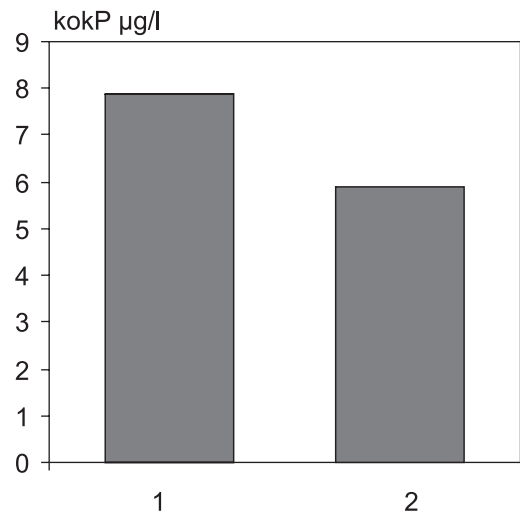
- poimittiin veden laaturekisteristä järvihavaintopaikat, joilta enemmän kuin kolme havaintoa vuosilta 1980–2000
- poistettiin näistä ne, joiden käyttökelpoisuusluokka vuosina 1994–1997 oli huonompi kuin tyydyttävä
- poistettiin edellisten lisäksi ne, jotka ovat velvoitetarkkailujen havaintopaikkoja (ei kuitenkaan velvoitetarkkailujen ns. tausta-asemia)
- poistettiin edellisten lisäksi ne, joiden valuma-alueella subjektiivisen karttatarkastelun perusteella yli 20 % peltoa tai jos pelot sijoituivat selvästi järven rannoille
- poistettiin edellisten lisäksi järvet, joiden rannalla tiivistä taajama-, haja- tai loma-asutusta
- epäselvissä tapauksissa tarkasteltiin veden laadun trendejä, ja poistettiin ne havaintopaikat, joissa veden laatu on selvästi muuttunut huonompaan suuntaan

Noin puolet veden laaturekisteristä poimituista havaintopaikoista poistettiin ihmistoiminnan vaikutusten vuoksi. Jäljelle jääneistä havaintopaikoista suurimmalta osalta oli käytettävissä vain veden laatutietoja. Kasviplankton- ja vesikasvitietoja oli noin 180:sta ja pohjaeläintietoja noin 40:stä lähes luonnontilaisesta järvestä.

Vertailupaikkojen valintaa varten alueelliset ympäristökeskukset ovat etsineet sopivia kohteita mahdollisimman luonnontilaisilta alueilta. Pyrkimyksenä on

ollut löytää järviä, joiden valuma-alueella ihmistoimintaa kuvaavien maankäyttöluokkien osuus on ns. SLICES-aineistossa luokissa A–E 5–7 %. Mm. luonnon- ja kansallispuistojen tai muiden suojelualueiden järvet täyttävät nämä vaatimukset, mutta muualtakin voi löytyä järviä, joiden tila on säilynyt erinomaisena. Osalla alueellisten ympäristökeskusten valitsemista järvistä seuranta on tähän asti ollut varsin vähäistä tai aloittamatta. Vertailuarvojen tarkempi määrittely onkin mahdollista vasta seurannan käynnistyttyä. Alueelliset ympäristökeskukset ovat esittäneet vertailujärviksi noin 160 kohdetta.

Kuva 14. Kokonaisfosforipitoisuus alle 40 km²:n, kirkkaiden vertailujärvien laajassa valinnassa (1; n = 435) ja alueellisten ympäristökeskusten vertailujärvien suppeammassa valinnassa (2; n = 35). Arvot ovat pintaveden (1 m) allasmediaaneja vuosilta 1980–2000.



Muut menetelmät

SYKEN vesistöjen luokitteluhankkeeseen liittyvässä osahankkeessa on arvioitu **luonnostaan rehevien järvien** vertailuololoja paleolimnologisin menetelmin (Kauppila ym., julkaisematon). Maassamme on oletettu esiintyvän luontaisesti reheviä järviä savikkoalueilla sekä mm. Iisalmen reitillä, jossa savikkojen lisäksi esiintyy runsaasti syväkivisaarekkeista rapautunutta apatiittia.

Paleolimnologisten menetelmien yhteydessä on takautuvaa mallinnusta käytetty veden aikaisempien fosforipitoisuuksien arviointiin. Myös erityisesti suomalaisille järville kalibroituja piilevä-fosforimalleja on olemassa (Kauppila ym. 2002, Miettinen 2003).

Toistaiseksi malleja on muuten käytetty vertailuololoja määriteltäessä vähän, mutta tulevaisuudessa niitä käytettäneen ainakin jossain osissa hyväksi, kun aineistot ja menetelmät kehittyvät.

11.2 Biologiset laatutekijät ja muuttujat

11.2.1 Kasviplankton

Tässä raportissa käsitellään esimerkinomaisesti lähinnä suurten, vähähumuksisten järvien (tyyppi 5) vertailuololojen määrittelyä. Myös pienten vähähumuksisten ja suurten keskihumuksisten järvien vertailuololoista esitetään luonnehdintoja. Biologisesta rekisteristä poimittiin järvihavaintopaikat, joista on kasviplanktonaineistoa vuosilta 1980–2004. Järvet tyypiteltiin B-tyypittelyn mukaisesti (Pilke ym. 2002) ja ryhmiteltiin sekä aluekeskusten (AK) että SYKEN asiantuntija-arvion mukaisesti kuormitetuiksi ja kuormittamattomiksi. Vertailujärvien kasviplanktonaineiston perusteella laskettiin vertailuluvut (keskiarvona ja mediaanina) kasviplanktonin kokonaisbiomassalle, sinilevien ja silmälevien biomassalle sekä sinilevien ja kulta-levien prosenttiosuuksille.

Kasviplanktonin vertailuolaja on tarkasteltu Lepistö ym. (2004) artikkelissa. Tarkasteltu aineisto koostui kaikkiaan 55 seurannan kasviplanktonnäytteestä, joista 32 oli alustavasti vertailujärvisi arvioituja. Näytteet oli otettu heinäkuussa 2002 seurantaohjelman mukaisesti pääosin Etelä-Suomen järvistä. Vertailujärvet ryhmittyivät kasviplanktonin koostumuksen perusteella lähinnä veden väriluvun mukaan sekä lisäksi pH-arvon perusteella. Kasviplanktonmuuttujista tarkasteltiin kasviplanktonin määrää (kokonaisbiomassa) ja koostumusta (esim. sinilevien osuus kokonaisbiomassasta), indikaattori- ja tyyppillisiä lajeja kuormittamattomissa tyyppiltään erilaisissa järvissä. Lisäksi tarkasteltiin ihmistoiminnan vaikutusta edellä mainittuihin muuttujiin. Kasviplanktonin lajilukumäärää eri tyyppisissä kuormittamattomissa ja kuormitetuissa järvissä on tarkasteltu saman aineiston perusteella (Lepistö ym. käsikirjoitus). Tulokset näyttäisivät etenkin suurissa vähähumuksisissa ja humusjärvissä samansuuntaisilta kuin meneillään olevan laajemman aineiston. Sen sijaan pienten humusjärvien kasviplanktonmuuttujien tarkastelu on kesken.

Taulukko 24. Suurten sekä pienten ja keskikokoisten vähähumuksisten järvien ja suurten humusjärvien kasviplanktonin vertailuolajien alustava luonnehdinta Lepistön ym. (2004) sekä julkaisemattomien tulosten perusteella.

Tyyppi	tyypittely (02) -nro	Muuttujien luonnehdinta vertailuoloissa	Esimerkkejä viitteellisistä vertailuarvoista (Lepistö ym. 2003 ja käsikirjoitus)
Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (n = 10)	4a	Tyyppilajistossa vähäravinteisuutta (oligotrofiaa) ilmentäviä, pääosin pieniä (< 10 µm) lajeja. Tyyppilajeja mm: <i>Aphanothece chlathrata</i> , <i>Chroococcus minutus</i> , <i>Radiocystis geminata</i> , <i>Dinobryon borgei</i> , <i>D. crenulatum</i> , <i>Kephyrion boreale</i> , <i>Monoraphidium komarkovae</i> , <i>Oocystis rhomboidea</i>	Lajilukumäärä suhteellisen suuri (49). Tyyppilajeja 14, kokonaisbiomassan mediaani 0,5 mg/l, α-klorofyllin mediaani 3,2 µg/l, sinileviä 7 %.
Suuret, vähähumuksiset järvet (n = 15)	5	Tyyppilajistossa vähäravinteisuutta (oligotrofiaa) ilmentäviä, pääosin pieniä (< 10 µm) lajeja. Tyyppilajeja mm: <i>Merismopedia warmingiana</i> (<i>M. tenuissima</i>), <i>Anabaena lemmermannii</i> , <i>Chrysolynos planktonicus</i> , <i>Dinobryon borgei</i> , <i>D. crenulatum</i> , <i>D. suecicum</i> , <i>Peridinium umbonatum</i>	Lajilukumäärä suhteellisen suuri (61). Tyyppilajeja 15, kokonaisbiomassan mediaani 0,32–0,44 mg/l, α-klorofyllin mediaani 2,9 µg/l, sinileviä 6 %.
Suuret, keskihumuksiset järvet (n = 3)	8	Tyyppilajistossa joitakin mesotrofisille vesille tyyppillisiä suurikokoisia lajeja. Tyyppillisiä lajeja mm: <i>Woronichinia naegeliana</i> , <i>Cryptomonas</i> sp., <i>Dinobryon sociale</i> , <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Rhizosolenia longiseta</i>	Kokonaisbiomassan mediaani 0,4–0,49 mg/l, sinileviä 8 %..
Keskisuuret ja suuret humusjärvet (n = 3)	10	Levät suhteellisesti suurempia kuin vähähumuksisissa vesissä, siimallisuus tyyppillistä. Tyyppilajistossa vähähumuksisten vesien rehevyyden ilmentäjälajeja. Tyyppilajeja mm: <i>Bicosoeca</i> spp., <i>Dinobryon divergens</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Tetraedriella jovetii</i> , <i>Pseudospherocystis lacustris</i> , <i>Gonyostomum semen</i>	Lajilukumäärä suhteellisen suuri (53). Tyyppilajeja 9, kokonaisbiomassan mediaani 0,95 mg/l, α-klorofyllin mediaani 8,2 µg/l, sinileviä 1 %.

11.2.2 Vesikasvit

Vesikasveihin liittyviä kokonaisvaltaisia koko maata käsitteleviä tutkimushankkeita ei ole toistaiseksi ollut, mutta SYKE on koonnut laajan olemassa oleviin julkaistuihin tutkimuksiin perustuvan tietokannan. Alustavan tarkastelun perusteella näyttää kuitenkin siltä, että aineistosta puuttuu melko oleellisiakin tyyppilajeja koskevaa tietoa aineiston hajanaisuudesta johtuen (Leka ym. 2005). Tyyppillisten lajien listaa tai tyyppikohtaisia vertailuoloja ei siten vielä tässä yhteydessä voida julkaista. Vertailuolosten määrittely edellyttää aineistojen lisätarkastelua.

11.2.3 Pohjaeläimet

Järvien syvännenäytteisiin perustuvia pohjaeläinten vertailuoloja on tarkasteltu lähemmin Tolosen ym. (2005) raportissa. Kyseisen testauksen vertailuaineisto oli edustavuudeltaan puutteellinen. Pohjaeläimistön tilaa kuvaavina muuttujina testattiin työssä seitsemää eri muuttujaa, joista lajikoostumus (suhteellinen mallinkaltaisuus, ns. PMA), tyyppiominaisten taksoneiden lukumäärä sekä pohjanlaatuindeksi (benthic quality index, BQI) erottelivat kuormitetut ja vertailukohteet parhaiten toisistaan. Uutta vertailuaineistoa on kerätty ja vuoden 2005 kuluessa määritellään täsmällisemmin soveltuvia vertailuarvoja useammille tyyppikohtaisille muuttujille. Tolosen ym. (2005) tulokset viittaavat siihen, että syvännepohjaeläimistön sijaan pienissä humusjärvisissä suositeltavampaa olisi käyttää rantavyöhykkeen pohjaeläimistöä ekologisen tilan luokittelussa. Kirkkaissa ja suurissa järvisissä syvännepohjaeläinten käyttö on suositeltavampaa ja myös aineistoja on paremmin saatavilla. Taulukkoon 25 on koottu näiden osalta esimerkkejä vertailuoloista.

Taulukko 25. Suurten järvien ja pienten ja keskikokoisten vähähumuksisten järvien syvännepohjaeläimistön vertailuolosten viitteellinen luonnehdinta Tolosen ym. (2005) tulosten perusteella.

Tyyppi	tyypittely 2002 -nro	Muuttujien luonnehdinta vertailuoloissa	Esimerkkejä viitteellisistä vertailuarvoista
Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet	4a	Lajimäärä alhainen, tyyppilajeissa myös hapen niukkuuteen sopeutuneita lajeja. Tyyppilajeja mm.: <i>Potamothrix/Tubifex</i> spp., <i>Spirosperma ferox</i> , <i>Pisidium</i> spp., <i>Chironomus anthracinus</i> , <i>Procladius</i> sp., <i>Sergentia coracina</i> , <i>Tanytarsus</i> spp.	Tyyppilajeja 3–6 BQI noin 3.
Suuret, vähähumuksiset järvet	5	Tyyppilajisto suosii runsashappisia oloja, useita Oligochaeta- ja Chironomidae-lajeja Tyyppilajeja mm.: <i>Potamothrix/Tubifex</i> spp., <i>Spirosperma ferox</i> , <i>Pisidium</i> spp., <i>Sergentia coracina</i> , <i>Stictochironomus rosenchoeldi</i> , <i>Tanytarsus</i> spp.	Tyyppilajeja 5–8 BQI >3, 4–5 (syvät syvänteet).
Suuret, keskihumuksiset järvet	8	Suhteellisen runsaasti lajeja verrattuna kirkkaisiin ja karuihin järviin, surviaissääkilajisto monimuotoinen, reliktiäyriäisiä. Tyyppilajeina mm.: <i>Potamothrix/Tubifex</i> spp., <i>Spirosperma ferox</i> , <i>Stylodrilus heringianus</i> , <i>Procladius</i> spp., <i>Microspectra</i> spp., <i>Zalutschia zalustchicola</i> , <i>Cryptochironomus defectus</i> , <i>Heterotanytarsus apicalis</i> , <i>Monoporeia affinis</i> , <i>Pallasea quadrispinosa</i>	Tyyppilajeja 5–10 BQI noin 4.

11.2.4 Kalat

Kalaston vertailuolujen määrittelyssä on valittu järviä tai järven osia, jotka edustavat luonnontilaisia tai mahdollisimman häiriintymättömiä vertailupaikkoja ja joiden seurantatulokset perustuvat yleiskatsausverkoilla tehtyyn näytteenottoon. VPD-työssä käytetyt kalayhteisöaineistot on kerätty erilaisista kalaston seuranta- ja tutkimushankkeista, mm. latvajärvien toipumisprosessit hankkeesta (Tammi ym. 2004), ympäristön yhdenntetyn seurannan hankkeesta ja erilaisista kalastus selvityksistä (mm. Ala-Opas 1999, 2000). Vertailupaikat, joita kalayhteisötyössä on käytetty, ovat vain pieneltä osin samoja kuin muussa direktiivityössä käytetyt vertailupaikat. Suurin osa noin kuudestakymmenestä vertailujärvestä (aineisto 3/2005) on pinta-alataan pieniä tai keskisuuria, kirkkaita tai keskinkertaisen huimuksisia järviä.

Järvityyppikohtaiset vertailupaikkoihin perustuvat arvot kalayhteisömuuttujille on alustavasti laskettu kahdelle järvityypille (taulukko 26). Osalle kalayhteisömuuttujista on vertailuarvot määritetty myös muille järvityypeille käyttäen regressiomalleja sekä asiantuntija-arvioita. Kriteerit kalayhteisömuuttujille ”indikaattorilajien esiintyminen” sekä ”herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen” perustuvat asiantuntijatietoon. Näiden muuttujien osalta voidaan käyttää myös muuta esiintymis- ja runsaustietoa kuin verkkokoekalastukseen perustuva saalistietoa.

Järvien valtakunnallisen vertailupaikkaverkon muodostaminen on tätä raporttia kirjoitettaessa kesken, eikä valtakunnallisesti systemaattista vertailupaikka-aineistoa ole kalayhteisöistä kerätty. Eurowaternet-verkoston perustuva järvien vertailupaikkojen valinta on ongelmallinen kalayhteisötiedon suhteen, sillä tällä hetkellä verkkokoekalastuksiin perustuvia tietoja Eurowaternet-paikoista on vähän. Vertailupaikkojen määrittely kalayhteisötietojen osalta on tätä raporttia kirjoitettaessa perustunut mittausarvoihin lähinnä kokonaisfosforin pitoisuuksista ($<15 \mu\text{g l}^{-1}$), alkaliteetista ($>0,05 \text{ mmol l}^{-1}$) sekä tietoihin valuma-alueen maankäytöstä. Myös subjektiivinen järven ”syrjäinen sijainti” on pienten järvien osalta huomiotu järven ja sen kalayhteisön häiriintymättömyyttä lisäävänä tekijänä.

Luotettavien vertailuarvojen määrittäminen kalayhteisömuuttujille vertailuolosuhteista saatavilla tiedoilla on monien järvityyppien osalta toistaiseksi mahdotonta riittämättömän aineiston vuoksi. Kaikki tyypit kattavan vertailualueverkoston luominen, luotettavien vertailuarvojen saavuttaminen ja raja-arvojen määrittäminen on tarkentuva prosessi ja käytännössä mahdollista vasta, kun kustakin järvityypistä on tilastollisesti riittävä määrä edustavia häiriintymättömiä kohteita ja niistä riittävä määrä edustavia näytteitä. Esimerkiksi vähäinen ja järvityypin reuna-alueille osuva vertailupaikka-aineisto voi vinouttaa vertailuolosuhteita edustavaa keskilukua. Vesipuidedirektiivin mukaisten seurantojen käynnistymisvaiheessa 2006–2007 on käytettävä alustavia vertailuarvoja ja luokkarajoja, jotka tarkentuvat perusseurannan tuottaman tiedon lisääntyessä.

Tämänhetkinen vertailuaineistojen puute ekologisen tilanarvioinnin kehittämisessä puoltaa esim. ennustavien regressiomallien käyttöä vertailuarvojen määrittämisessä. Tyypirajoihin sidottujen vesistön ominaisuusmuuttujien sijaan voidaan käyttää jatkuvia vesistön ominaisuusmuuttujia, eli käytännössä aineistoa useammasta eri järvityypistä. Seurantatyön ja aineistojen kokoamisen edistyessä monista järvi- ja jokityypeistä saadaan jatkuvasti uutta vertailuaineistoa. Tämä mahdollistaa myöhemmän tyyppikohtaisten vertailuarvojen määrittelyn ja luotettavuuden tarkastelun.

Taulukko 26. Kalayhteisömuuttujien alustavia vertailuarvoja eri järviyypeissä. Muuttujien arvot perustuvat yleiskatsausverkoilla tehdyn näytteenoton saalistietoihin (perusyksikkönä käytetään verkkojen keskisaalista per yö).

Tyyppi	tyypittely 2002 -nro	Muuttujien luonnehdinta vertailuoluissa	Esimerkkejä viitteellisistä vertailuarvoista
Runsasravinteiset järvet, Rr	2a	Suhteellisen runsaasti lajeja verrattuna kirkkaisiin ja karuihin järviin. Yleislajien lisäksi eteläisessä Suomessa rehevydensuosijoita, pasuri, sorva, ruutana, suutari, sulka-va, lahna, salakka, kuha, kuore.	Lajimäärä 10–15 lajia.
Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet, PKKh	4a	Lajimäärä pinta-alasidonnainen, tyyppi-lajeina yleislajit ahven, hauki, särki, kiiski, made (luku 10.2.2), pelagiset siikakalat muikku ja siika, kuore ja taimen. Särkikaloiden biomassaosuus suhteellisen alhainen. Petokalojen (> 15 cm) biomassan vertailuarvoa selittää alustavien tarkastelujen perusteella kokonaissaalis.	Lajimäärä 2–12, pinta-ala selittää $(1.1602 * \ln(p\text{-ala, ha}) + 0.188)$ Biomassa, suuri vaihtelu (300–1900 g/verkkoyö) Yksilömäärä, suuri vaihtelu (10–70 yksilöä/verkkoyö) Lajisuhteiden tasaisuus, (mediaani $H' = 0.315$, Shannon-wiener-indeksi) Särkikaloiden biomassaosuus, % (mediaani 35 %) Petokalojen (> 15 cm) biomassa-%, -tyyppikohtainen mediaani 50 % tai -malli: $0.0069 * \text{kokonais-saalis} + 23.67$
Pienet keskihumuksiset järvet, PKh	6a	Vähän lajeja, tyypillisesti 2–6 lajia. Ahven, hauki, särki, kiiski, made. Ahven-haukijärvet yleisiä. Särjen osuus särkijärvissä voi olla huomattavan suuri, 45–55 %.	Lajimäärä 1–8, pinta-ala selittää $(1.1602 * \ln(p\text{-ala, ha}) + 0.188)$ Biomassa, suuri vaihtelu (200–2000 g/verkkoyö) Yksilömäärä, suuri vaihtelu (20–80 yksilöä/verkkoyö) Lajisuhteiden tasaisuus, (med. $H' = 0.398$, Shannon-wiener-indeksi) Särkikaloiden biomassaosuus, % (mediaani 53 %) Petokalojen (> 15 cm) biomassaosuus, % (mediaani 17 %)
Pienet, runsashumuksiset järvet, PRh	9a	Vähän lajeja, tyypillisesti 2–5 lajia. Ahven, hauki, särki, kiiski. Yhden lajin (yleensä ahven) järvet yleisiä.	Lajimäärä 1–6, pinta-ala selittävänä tekijänä.

11.3 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät ja muuttujat

Tässä kappaleessa käsitellään esimerkkinä suurten ja vähähumuksisten järvien fysikaalis-kemiallisia vertailuololoja ja esitetään muuttujien pitoisuusvaihteluita sekä vertailujärvillä että kuormitetuilla järvillä (taulukot 27 ja 28). Muista järviyypeistä ollaan valmistelemassa samanlaista aineiston käsittelyä.

Vesienhoitoalueet esittivät syksyllä 2004 kaikkiaan 15 järveä edustamaan luonnontilaisia suuria (pinta-ala vähintään 40 km²) ja vähähumuksisia (väriarvo keskimäärin alle 30 mg Pt l⁻¹) järviä (jatkossa ryhmä 0). Näiden lisäksi tilastolliseen käsittelyyn otettiin lähinnä valtakunnallisen vedenlaadun seurannan verkosta (Eurowaternet) 12 järveä (jatkossa ryhmä 1), jotka katsottiin myös edustavan luonnontilaa ainakin fysikaalis-kemiallisten muuttujien osalta. Näiltä järviltä valittiin kultakin yksi havaintopaikka edustamaan koko järveä. Nämä havaintopaikat kuuluvat suurelta osin Eurowaternet-järviverkkoon ja sijaitsevat järven syvänealueella.

Näiden luonnontilaa kuvaavien kohteiden lisäksi etsittiin kuormitettuja kohteita (jatkossa ryhmä 2). Tähän ryhmään tuli havaintopisteitä kokonaan kuormitetuiksi katsottavilta järviltä sekä lisäksi varsinkin ryhmään 1 kuuluvien järvien kuormitetuilta osilta. Kuormituksen tyyppi ja voimakkuus vaihtelevat näillä koh-

teilla. Joukossa on kohteita sekä pistekuormitetuilta että hajakuormitetuilta järvil-
tä. Kuormitustyyppeinä ovat edustettuina metsäteollisuus, yhdyskunnat, maata-
lous ja turvetuotanto. Kuormitettujen kohteiden havaintopaikat ovat usein lähem-
pänä rantaa ja niiden syvyys on vähäisempi kuin vertailuoloja edustavien paik-
kojen.

Kunkin havaintopaikan vedenlaatudatasta vuosilta 1997–2004 laskettiin eri
vuodenaikojen tilastollisia tunnuslukuja. Esimerkiksi kokonaisfosforille laskettiin
havaintopaikoittain avovesikauden (1.5.–30.10.), loppukesän (16.7.–15.9.) ja koko
vuoden tulosten perusteella pintaveden mediaani, keskiarvo ja -hajonta, minimi,
maksimi. Joistakin muuttujista laskettiin lisäksi talven (1.1.–15.4.) tilastomuuttujia.
Aineiston käsittelyssä käytettiin pintaveden eli 0–2 m kerroksen tuloksia, poikke-
uksena pohjanläheisen kerroksen happipitoisuus ja hapen kyllästysaste.

Taulukoissa 28 ja 29 on esitetty kahden vertailuoloja edustavan järviryhmän
ja kuormitettujen havaintopaikkojen vedenlaatumuuttujien tilastosuureita jaksol-
ta 1997–2004.

Taulukko 27. Suurten ja vähähumuksisten järvien vertailuolojen määrittämisessä käytetyt järvet ja niiden havaintopai-
kat. Ryhmä 0 = vesienhoitoalueen valitsema luonnontilaa edustava kohde, Ryhmä 1 = lisäkohde, Ryhmä 2 = kuormitet-
tu kohde.

Vesistö	Nimi	AYK	Järvinumero	Syvyys	Ryhmä
04.112	Lietvesi 42	ESA	04.112.1.001	52,8	1
04.112	Louhivesi 44	ESA	04.112.1.001	41	1
04.112	Luonteri 43	ESA	04.112.1.001	68,4	0
04.112	Saimaa Haukiselkä 017	KAS	04.112.1.001	12,9	2
04.112	Saimaa Hietasaari 022	KAS	04.112.1.001	61	1
04.112	Saimaa Maavesi 431	KAS	04.112.1.001	5,7	2
04.112	Saimaa Riutans 062 47	KAS	04.112.1.001	15	2
04.112	Saimaa Vatavalk 048 49	KAS	04.112.1.001	16,5	2
04.121	Väistönselkä 40	ESA	04.121.1.001	48,5	0
04.141	Kuolimo syv 009 45	KAS	04.141.1.001	36,4	0
04.181	Puruvesi 39	ESA	04.181.1.001	29,9	1
04.263	Sorsavesi 33	PSA	04.263.1.001	41,6	1
04.273	Suvasvesi 29	PSA	04.273.1.001	89	0
04.273	Suvasvesi 399	PSA	04.273.1.001	27,4	2
04.274	Kermajärvi 28	ESA	04.274.1.014	55,6	0
04.391	Pyhäjärvi 118 Honkasaari	PKA	04.391.1.001	4	2
04.391	Pyhäjärvi 2 Syrjäsalmi	PKA	04.391.1.001	21,8	0
04.391	Pyhäjärvi 58 Röhmä	PKA	04.391.1.001	25,9	1
04.391	Pyhäjärvi 99 Ukoniemi	PKA	04.391.1.001	8,9	2
04.711	Juojärvi 27	PSA	04.711.1.004	44	0
04.711	Juojärvi Pytty eteläpuol	PSA	04.711.1.004	24,5	2
04.711	Kuuverinselkä 019	ESA	04.711.1.004	29	2
14.121	Pyhäjärvi syv 006 83	KAS	14.121.1.004	18	2
14.131	Konnivesi 021	PIR	14.131.1.001	19,3	2
14.131	Konnivesi 033	PIR	14.131.1.001	47	2
14.211	Päijänne 78	PIR	14.211.1.001	40,6	1
14.221	Päijänne 71	KSU	14.221.1.001	66	2
14.221	Päijänne 72	KSU	14.221.1.001	62,8	2
14.221	Päijänne 76	PIR	14.221.1.001	67,7	1
14.231	Päijänne 69	KSU	14.231.1.001	41,5	2
14.231	Päijänne 70	KSU	14.231.1.001	76,1	2
14.241	Vesijärvi, Lankiluoto 10	PIR	14.241.1.001	30,6	2
14.241	Vesijärvi, Kajaanselkä 80	PIR	14.241.1.001	37,8	2
14.352	Kynsivesi 65	KSU	14.352.1.001	44	2
14.391	Lievestuoreenjärvi 67	KSU	14.391.1.001	68	2
14.411	Keitele 55	KSU	14.411.1.001	45,1	0
14.421	Keitele 53	KSU	14.421.1.001	26	2
14.421	Keitele 7	KSU	14.421.1.001	19,4	2
14.421	Keitele 7 b	KSU	14.421.1.001	5	2

Jatkuu seuraavalla sivulla.

14.681	Pyhäjärvi 257	KSU	14.681.1.001	41,4	1
14.711	Konnevesi 64	KSU	14.711.1.001	51	0
14.711	Konnevesi Mäkäran.selk.6	PSA	14.711.1.001	25,3	2
14.721	Niinivesi 62	PSA	14.721.1.001	39	0
14.821	Jääsjärvi 75	KSU	14.821.1.001	27,2	0
14.831	Rautavesi 002	PIR	14.831.1.001	25	0
14.851	Suonne 74	ESA	14.851.1.001	31,2	0
14.912	Vuohijärvi Lautan 039 86	KAS	14.912.1.001	60	0
14.923	Puulavesi 85	ESA	14.923.1.001	48,8	0
14.923	Ruovedenselkä 176	ESA	14.923.1.001	8	2
14.923	Ruovedenselkä 179	ESA	14.923.1.001	16	2
14.923	Ruovedenselkä 206	ESA	14.923.1.001	19	2
34.031	Pyhäjärvi 93 va93	LOS	34.031.1.001	24,6	2
35.711	Mallasv 105	PIR	35.711.1.001	30,7	2
35.721	Längelmävi 102 Ponsanse	PIR	35.721.1.001	46,6	2
35.781	Kukkia 100	PIR	35.781.1.002	26,5	2
54.051	Pyhäjärvi Kirkkoselkä	LSU	54.051.1.001	8,9	2
54.051	Pyhäjärvi Pyhäselkä	LSU	54.051.1.001	26,6	1
71.111	Inari Vasikkas 151	LAP	71.111.1.001	93	1
74.021	Muojärvi	PPO	74.021.1.001	35,9	1

Taulukko 28. Vertailuoluoja edustavien (ryhmät 0 ja 1) suurten ja vähähumuksisten järvien fysikaalis-kemiallinen vedenlaatu vuosina 1997–2004.

Muuttuja	Yksikö	Jakso	Var	Vesikerros	N	Keskiarvo	Hajonta	Minimi	Maksimi	Mediानी	Mediானien keskiarvo	Mediானien keskihajonta
Alkaliniteetti	mmol/l	1.5-30.10	ALK_A	pinta	18	0,255	0,109	0,157	0,66	0,213	0,254	0,108
Alkaliniteetti	mmol/l	koko vuosi	ALK_V	pinta	18	0,256	0,109	0,12	0,66	0,213	0,255	0,110
CODMN	mg O2/l	1.1-15.4	COD_T	pinta	30	6,1	1,6	2,4	12	6,1	6,1	1,6
CODMN	mg O2/l	koko vuosi	COD_V	pinta	33	6,2	1,5	2,4	17	6,1	6,1	1,5
Väri	mg Pt/l	1.1-15.4	COL_T	pinta	31	21,7	10,6	2,5	80	20	21,3	10,6
Väri	mg Pt/l	koko vuosi	COL_V	pinta	32	24,4	10,4	2,5	130	22,5	24,2	10,2
Klorofylli-a	µg/l	1.5-30.10	CP_A	pinta	33	5,4	2,2	1,0	45	5,2	5,1	1,8
Klorofylli-a	µg/l	16.7-15.9	CP_L	pinta	33	5,8	2,7	1,6	45	5,6	5,5	2,2
Sähkönjoht.	mS/m	koko vuosi	JOH_V	pinta	32	6,7	1,9	3,8	22,4	6,7	6,6	1,9
Happi	mg/l	16.7-15.9	O2_L	pohja	33	6,1	2,7	0	10,3	6,6	6,1	3,0
Happi	mg/l	1.1-15.4	O2_T	pohja	29	6,5	3,9	0	13,5	6,5	6,4	4,1
Happi	%	16.7-15.9	O2s_L	pohja	33	57,5	26,1	0	105	57,5	57,3	29,1
Happi	%	1.1-15.4	O2s_T	pohja	29	47,2	28,1	0	97	48,0	47,0	29,2
pH		koko vuosi	PH_V	pinta	32	7,1	0,2	6,1	9,3	7,1	7,2	0,2
Sameus	FTU	1.1-15.4	SAM_V	pinta	22	0,45	0,25	0,05	3,2	0,36	0,41	0,19
Näkösyyvyys	m	1.5-30.10	SDT_A		33	3,4	1,1	1,1	29	3,0	3,2	0,8
Näkösyyvyys	m	16.7-15.9	SDT_L		33	3,3	0,8	1,7	18	3,1	3,2	0,8
Kok.N	µg/l	1.5-30.10	TN_A	pinta	33	421	100	200	1500	400	413	95
Kok.N	µg/l	16.7-15.9	TN_L	pinta	33	407	90	220	1500	380	401	85
Kok.N	µg/l	koko vuosi	TN_V	pinta	33	434	103	200	1500	405	422	96
Kok.P	µg/l	1.5-30.10	TP_A	pinta	33	12,4	6,1	2,5	76	10	12,0	6,0
Kok.P	µg/l	16.7-15.9	TP_L	pinta	33	12,7	6,5	2,5	76	10,5	12,2	6,0
Kok.P	µg/l	koko vuosi	TP_V	pinta	33	11,5	5,4	2,5	76	9	11,3	5,6

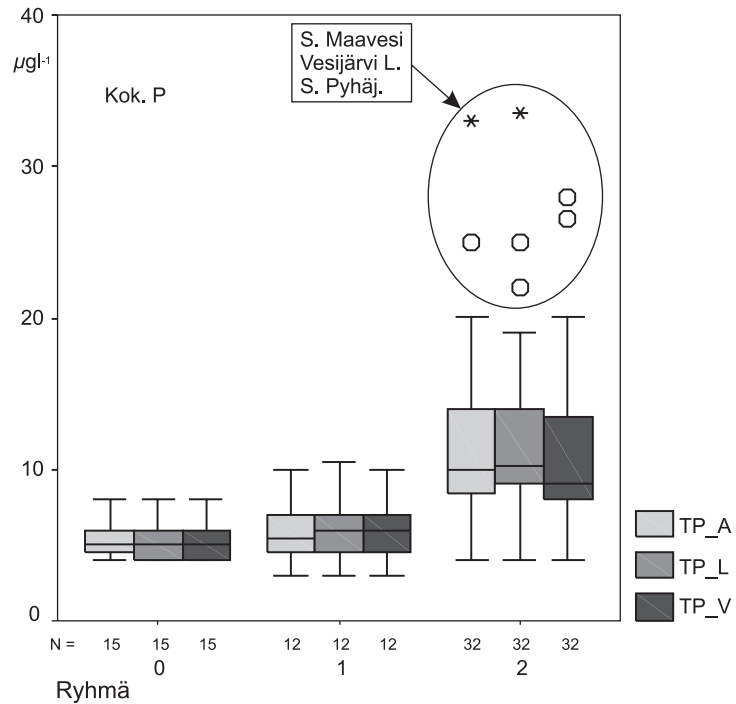
Taulukko 29. Suurten ja vähähumuksisten järvien kuormitettujen havaintopaikkojen (ryhmä 2) fysikaalis-kemiallinen vedenlaatu vuosina 1997–2004.

Muuttuja	Yksikkö	Jakso	Var	Vesikerros	N	Keskiarvo	Hajonta	Mini	Maksi	Medi	Medi	Medi
										aan	aanien	aanien
											keski	keskiha
											arvo	jonta
Alkaliniteetti	mmol/l	1.5–30.10	ALK_A	pinta	18	0,255	0,109	0,157	0,66	0,213	0,254	0,108
Alkaliniteetti	mmol/l	koko vuosi	ALK_V	pinta	18	0,256	0,109	0,12	0,66	0,213	0,255	0,110
CODMN	mg O ₂ /l	1.1–15.4	COD_T	pinta	30	6,1	1,6	2,4	0	0	0	0
CODMN	mg O ₂ /l	koko vuosi	COD_V	pinta	33	6,2	1,5	2,4	600	0,6	7,0	20,6
Väri	mg Pt/l	1.1–15.4	COL_T	pinta	31	21,7	10,6	2,5	12	6,1	6,1	1,6
Väri	mg Pt/l	koko vuosi	COL_V	pinta	32	24,4	10,4	2,5	17	6,1	6,1	1,5
Klorofylli	µg/l	1.5–30.10	CP_A	pinta	33	5,4	2,2	1,0	80	20	21,3	10,6
Klorofylli	µg/l	16.7–15.9	CP_L	pinta	33	5,8	2,7	1,6	130	22,5	24,2	10,2
Sähkönjoht.	mS/m	koko vuosi	JOH_V	pinta	32	6,7	1,9	3,8	45	5,2	5,1	1,8
Happi	mg/l	16.7–15.9	O2_L	pohja	33	6,1	2,7	0	45	5,6	5,5	2,2
Happi	mg/l	1.1–15.4	O2_T	pohja	29	6,5	3,9	0	101	0	10,5	31,8
Happi	%	16.7–15.9	O2s_L	pohja	33	57,5	26,1	0	22,4	6,7	6,6	1,9
Happi	%	1.1–15.4	O2s_T	pohja	29	47,2	28,1	0	10,3	6,6	6,1	3,0
pH		koko vuosi	PH_V	pinta	32	7,1	0,2	6,1	13,5	6,5	6,4	4,1
Sameus	FTU	1.1–15.4	SAM_V	pinta	22	0,45	0,25	0,05	105	57,5	57,3	29,1
Näkösyyvyys	m	1.5–30.10	SDT_A		33	3,4	1,1	1,1	97	48,0	47,0	29,2
Näkösyyvyys	m	16.7–15.9	SDT_L		33	3,3	0,8	1,7	9,3	7,1	7,2	0,2
Kok.N	µg/l	1.5–30.10	TN_A	pinta	33	421	100	200	3,2	0,36	0,41	0,19
Kok.N	µg/l	16.7–15.9	TN_L	pinta	33	407	90	220	29	3,0	3,2	0,8
Kok.N	µg/l	koko vuosi	TN_V	pinta	33	434	103	200	18	3,1	3,2	0,8
Kok.P	µg/l	1.5–30.10	TP_A	pinta	33	12,4	6,1	2,5	1500	400	413	95
Kok.P	µg/l	16.7–15.9	TP_L	pinta	33	12,7	6,5	2,5	1500	380	401	85
Kok.P	µg/l	koko vuosi	TP_V	pinta	33	11,5	5,4	2,5	1500	405	422	96

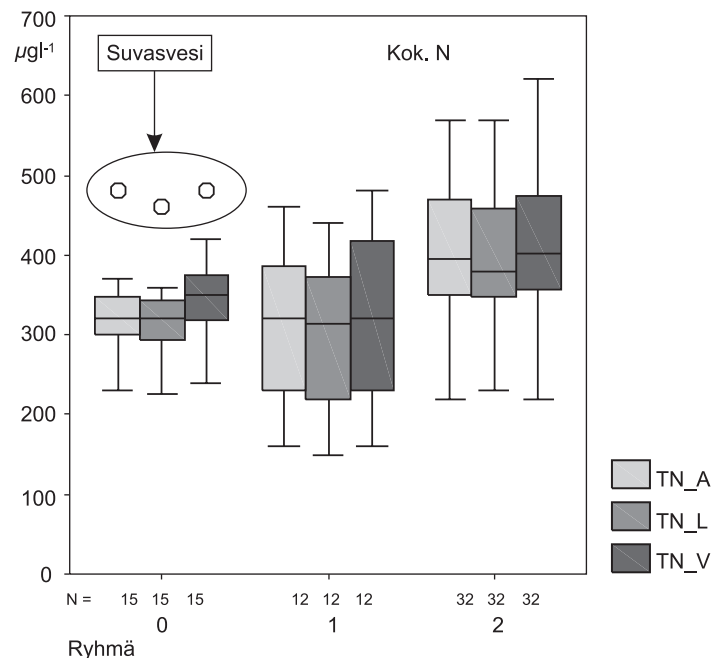
11.3.1 Typpi ja fosfori

Kokonaisravinteille laskettiin vuosien 1997–2004 pintaveden tulosten tilastosuureita kolmelta jaksolta: avovesikausi, loppukesä ja koko vuosi. Havaintopaikkojen jaksomediaanien jakaumat eivät juurikaan poikenneet toisistaan ryhmien sisällä (kuvat 15 ja 16), mutta kuormitettujen kohteiden jakaumat poikkesivat selvästi molempien vertailuololoja kuvaavien havaintopaikkaryhmien (0 ja 1) jakaumasta.

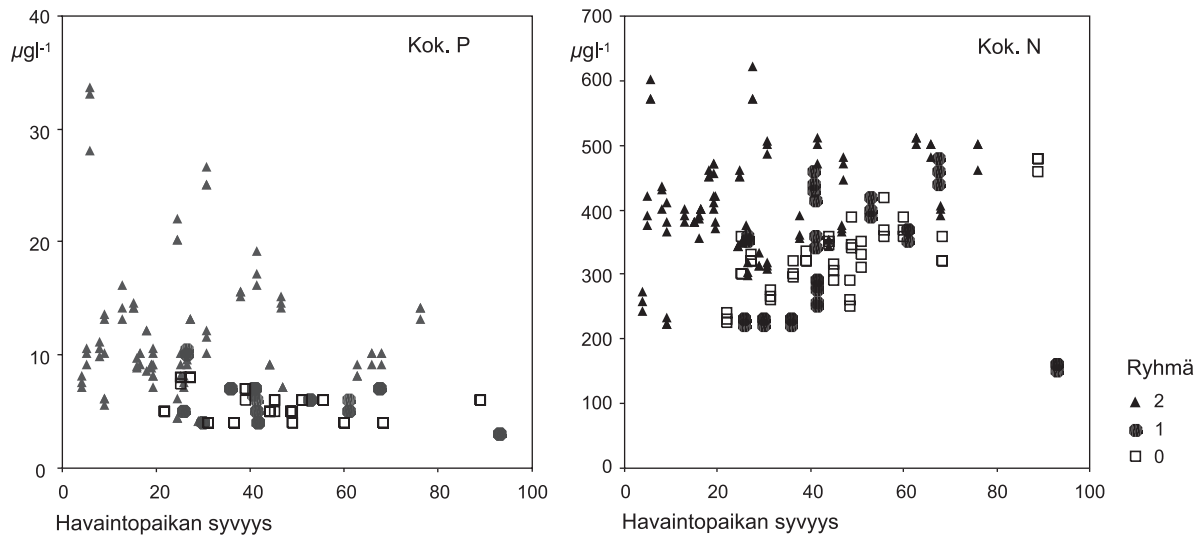
Havaintopaikan syvyys ei vaikuttanut kokonaisfosforin pitoisuuteen vertailupaikoilla (kuva 17), mutta kuormitetuilla paikoilla pitoisuudet olivat korkeampi matalilla järvillä tai rannan läheisyydessä. Kokonaistypen jaksomediaanit sen sijaan olivat sitä korkeampi mitä syvämpi järvi oli kyseessä. Yksi syy tähän voisi olla, että matalimmissa järvissä typen denitrifikaatio pohjasedimentissä on tehokkaampaa kuin syvissä järvissä, koska lämpötila on matalissa järvissä keskimäärin korkeampi kuin syvissä järvissä ja näin olosuhteet ovat edullisemmat denitrifikaatiota suorittaville bakteereille. Inarin kokonaistyyppipitoisuus on poikkeuksellisen alhainen johtueneen valuma-alueelta tulevasta vähäisestä typpi huuhtoumasta.



Kuva 15. Kokonaisfosforipitoisuuden jakaumat suurten ja vähähumuksisten järvien kuormittamattomissa (ryhmät 0 ja 1) sekä kuormitetuissa (ryhmä 2) havaintopaikoissa. TP_A on avovesikauden pitoisuuksien mediaani, TP_L on loppukesän pitoisuuksien mediaani ja TP_V on koko vuoden pitoisuuksien mediaani. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).



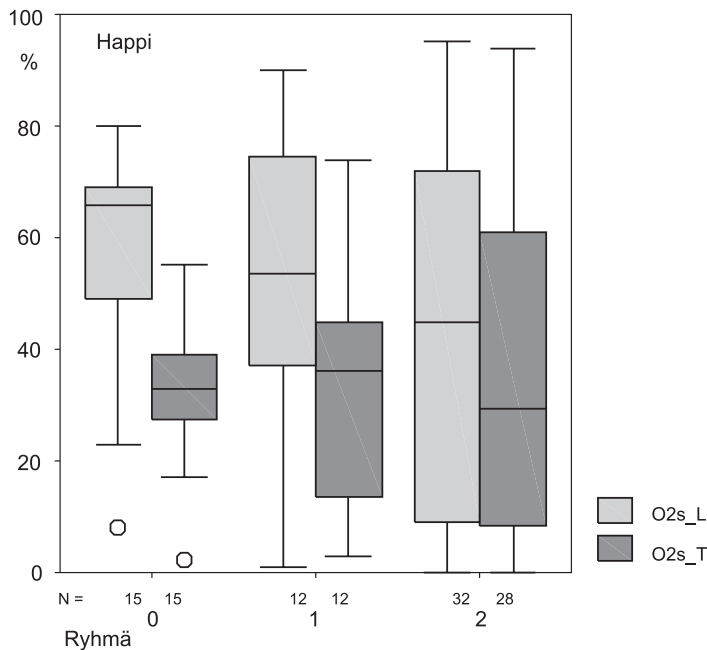
Kuva 16. Kokonaistyppipitoisuuden jakaumat suurten ja vähähumuksisten järvien kuormittamattomissa (ryhmät 0 ja 1) sekä kuormitetuissa (ryhmä 2) havaintopaikoissa. TN_A on avovesikauden pitoisuuksien mediaani, TN_L on loppukesän pitoisuuksien mediaani ja TN_V on koko vuoden pitoisuuksien mediaani. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).



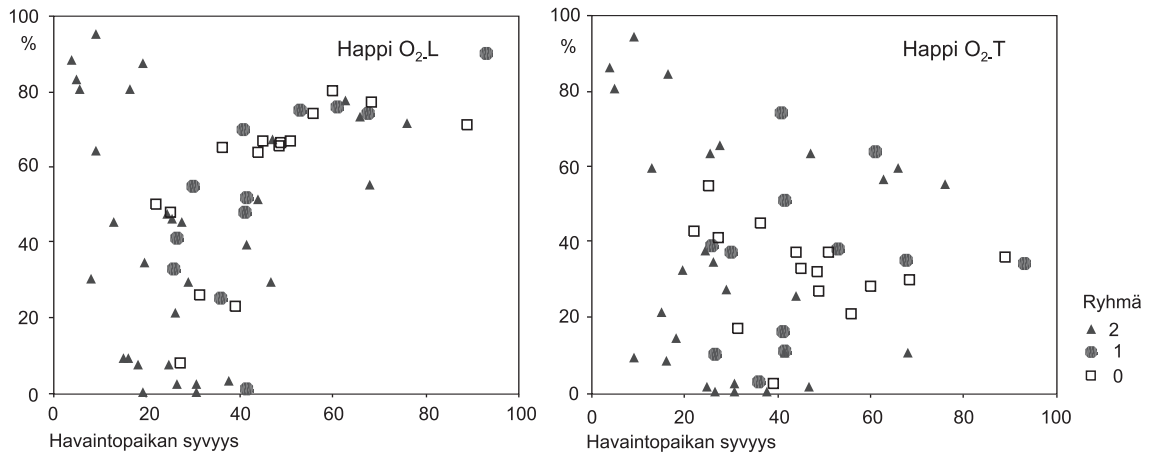
Kuva 17. Kokonaisfosforin ja -tyypin pitoisuuksien suhde havaintopaikan syvyyteen.

11.3.2 Pohjanläheiset happiolosuhteet

Happipitoisuus pohjan lähellä on yksi merkittävä tekijä mm. pohjaeläinten elinolosuhteiden kannalta. Kuvassa 18 esitetään hapen kyllästysasteen jaksominimien jakaumat vertailujärvillä ja kuormitetuilla havaintopaikoilla sekä talvi- että kesäkerrostumakauden. Myös vertailuolaja edustavien kuormittamattomien järvien syvänteissä esiintyy hapettomuutta kerrostumakausien lopulla. Järven ja havaintopaikan syvyydellä onkin selvä vaikutus happipitoisuuteen (kuva 19). Kesällä happitilanne on parempi syvissä kuin matalissa järvissä. Talvella myös syvien luonnontilaisten järvien happitilanne heikkenee.



Kuva 18. Hapen kyllästysasteen minimiarvojen jakaumat suurten ja vähähumuksisten järvien kuormittamattomissa (ryhmät 0 ja 1) sekä kuormitetuissa (ryhmä 2) havaintopaikoissa. O2s_L on loppukesän arvot ja O2s_T on talven arvot. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).

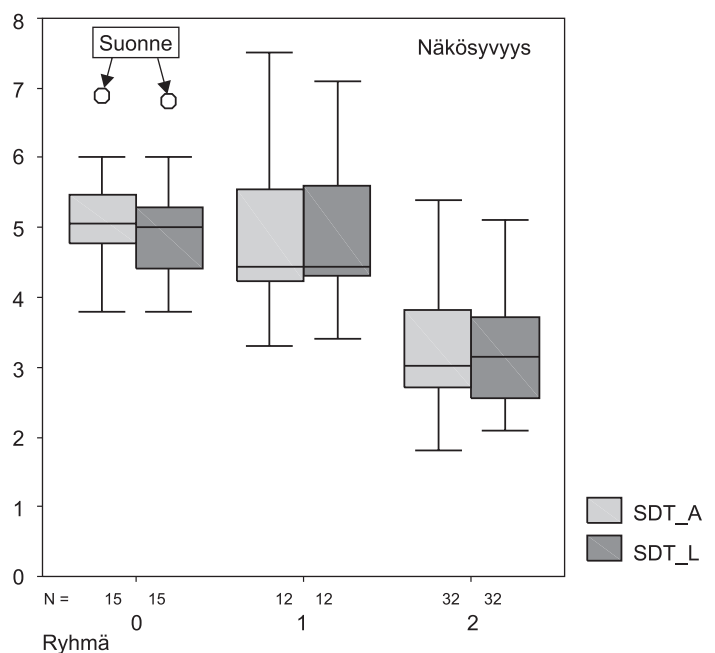


Kuva 19. Hapen kyllästysasteen minimi verrattuna havaintopaikan syvyyteen loppukesällä (O₂s_L) ja talvella (O₂s_T).

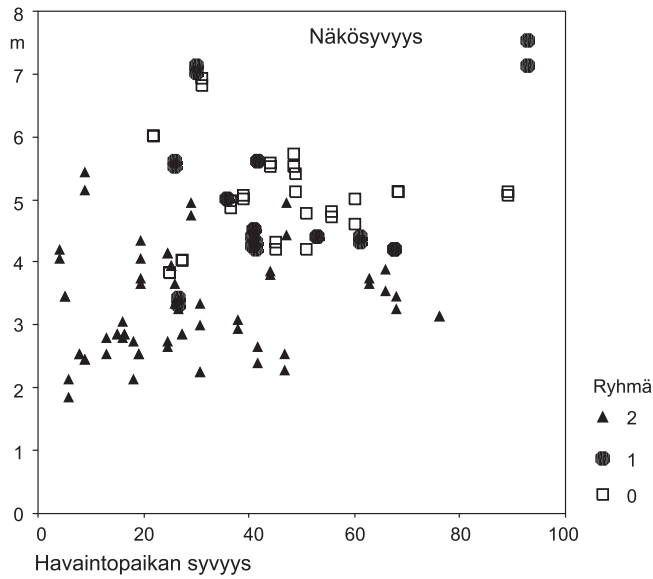
11.3.3 Näkösyvyys

Näkösyvyys mitataan järveltä lähes aina näytteenoton yhteydessä. Kuormitetut kohteet erottuvat selvästi kuormittamattomista keskimäärin alhaisemman näkösyvyyden vuoksi (kuva 20). Avovesikauden ja loppukesän mediaanien jakaumat eivät juuri eroa toisistaan, koska käytännössä useilla järvilla käydään vain kerran avovesikaudella ja näytteenotto sijoittuu juuri loppukesään.

Näkösyvyyteen vaikuttaa rehevyystaso, veden humuspitoisuus ja sameus. Luonnontilaisten järvien ryhmässä Inari erottuu syvimpänä järvenä myös suurimman näkösyvyytensä ansiosta (kuva 21), mutta näkösyvyys ei säännönmukaisesti muutu järven havaintopaikan syvyyden kasvaessa. Kuormitetuilla havaintopaikoilla näkösyvyys on alhaisempi kuin luonnontilaisilla järvilla.



Kuva 20. Näkösyvyyden mediaani avovesikaudella (SDT_A) ja loppukesällä (SDT_L) kuormittamattomilla (ryhmät 0 ja 1) ja kuormitetuilla havaintopaikoilla suurilla ja vähähumuksisilla järvilla. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).

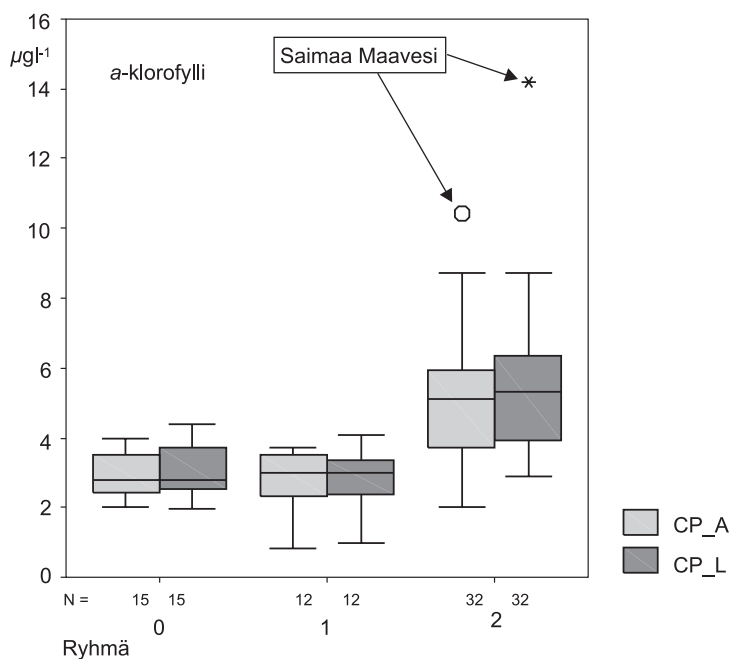


Kuva 21. Näkösyyvyys verrattuna havaintopaikan kokonaissyvyyteen.

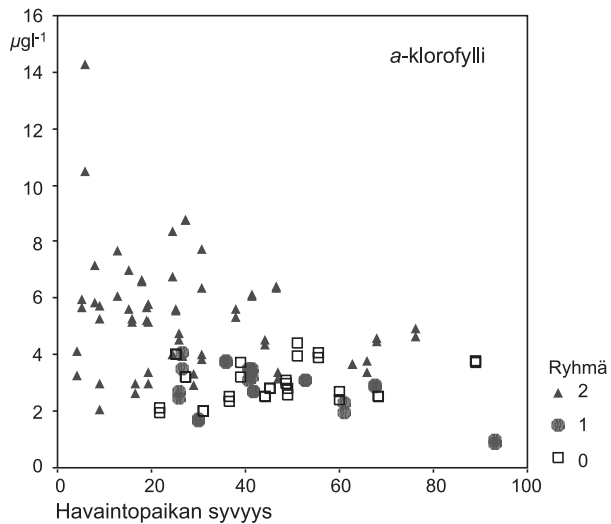
11.3.4 *a*-klorofylli

Kasviplanktonin määrää kuvaava, mutta fysikaalis-kemialliseksi muuttujaksi luettava *a*-klorofyllipitoisuus on hyvin alhainen suurissa ja vähähumuksisissa järvisämme (kuva 22). Inarin erittäin alhainen pitoisuus vaikuttaa ryhmän 1 hajontakuvioon selvästi. Kuormitetuilla alueilla pitoisuudet ovat selvästi korkeampia kuin kuormittamattomilla paikoilla.

Havaintopaikan syvyys ei vaikuta *a*-klorofyllipitoisuuteen luonnontilaisilla järvillä, mutta kuormitetuilla järvillä kuvan 23 kuvio on samankaltainen kokonaisfosforin vastaavan kuvion kanssa (kuva 17). Järvillä kasviplanktonin kasvua rajoittaa pääosin kokonaisfosfori (Pietiläinen ja Räike 1999). Näkösyyvyys vähenee kasviplanktonin biomassan kasvaessa ja kuvassa 21 onkin havaittavissa peilikuvamainen kuvio verrattuna kuvan 23 kuvioon.



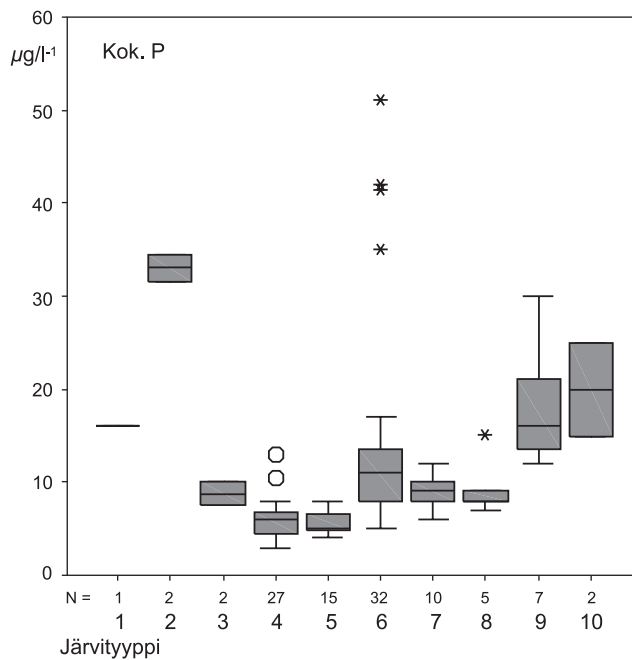
Kuva 22. *a*-klorofyllipitoisuuden pitoisuuden jakaumat avovesikaudella (CP_A) ja loppukesällä (CP_L) kuormittamattomilla (ryhmät 0 ja 1) ja kuormitetuilla havaintopaikoilla suurilla ja vähähumuksisilla järvillä. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).



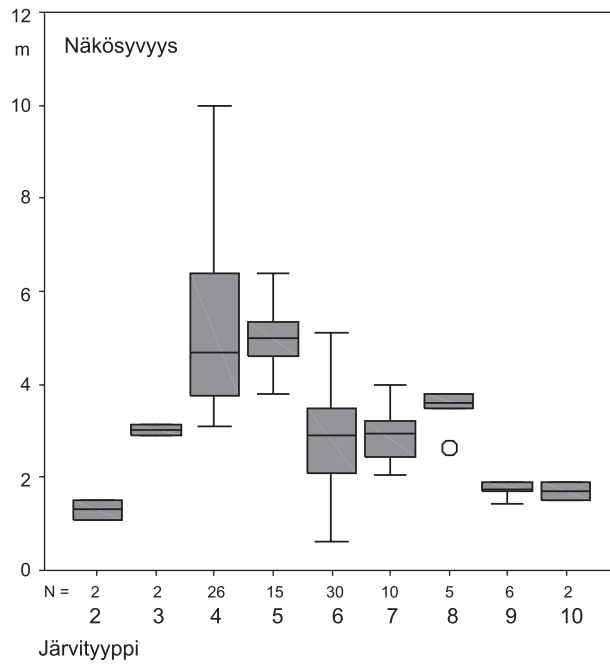
Kuva 23. a-klorofyllipitoisuus verrattuna havaintopaikan syvyyteen.

11.3.5 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät järvityypeittäin

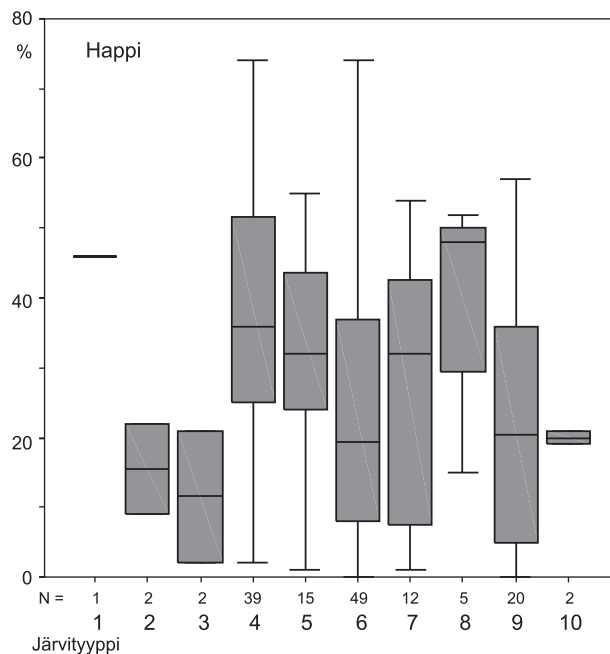
Järvien vedenlaadun alustavista vertailuoloista ja niiden vaihtelusta tyypeittäin on alla esitetty tulokset kokonaisfosforin, hapen kyllästysasteen ja näkösyvyyden osalta.



Kuva 24 . Pintaveden kokonaisfosforin mediaanin vaihtelu loppukesäisin vuosina 1990–2005 vertailujärvillä tyypeittäin. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).



Kuva 25. Pohjan läheisen vesikerroksen hapen kyllästysasteen minimin vaihtelu talvina 1990–2005 vertailujärvillä tyypeittäin. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).



Kuva 26. Näkösyvyyden mediaanin vaihtelu loppukesinä 1990–2005 vertailujärvillä tyypeittäin. Havaintopaikkojen määrä kussakin ryhmässä näkyy x-akselilla (N=).

12

Jokien tyyppikohtaiset vertailuolot

12.1 Vertailuolujen määrittelytavat ja vertailupaikkojen valintakriteerit

Jokien valtakunnallisen vertailupaikkaverkon valinta on tätä raporttia kirjoitettaessa kesken. Valtakunnallista vertailupaikka-aineistoa ei aiemmissa hankkeissa ole systemaattisesti kerätty. Myöskään yhtenäisiä kriteereitä vertailupaikkojen määrittelylle ei ole kehitetty. Vertailupaikkatyö aloitettiin SYKEssä vuoden 2004 lopulla yhteistyössä vesienhoitoalueiden, yliopistojen ja RKTL:n kanssa. Jokien vertailuolujen määrittelyssä on yhdistelty vertailupaikkoihin perustuvia kuvailevia menetelmiä ja asiantuntija-arviointia. Perustan vertailuolujen määrittelylle muodostaa mahdollisimman häiriintymättömistä vertailupaikoista kerätty aineisto. Eri hankkeissa on vertailupaikkojen valinnassa sovellettu epäyhtenäisiä kriteereitä.

Kalaluokittelussa RKTL käytti varsinaisen vertailualueverkon puuttuessa olemassa olevaa joki-aineistoa vertailualueiden määrittämiseen. Koskikohteet pisteytettiin kolmen eri tekijän mukaan: 1) uoman morfologia (luonnontilainen, kunnostettu, perattu, 1–3), 2) ihmistoiminnan vaikutus (asiantuntija-arvio, 0–10) ja 3) vedenlaatu (1–4). Vedenlaatumuttujen sisätämää vaihtelua yhdistettiin pääkomponenttianalyysillä (PCA) ensimmäiseen pääkomponenttiin, joka kuvaa lähinnä ravinteisuuden ja veden värin kasvua. Kunkin koskikohteen pääkomponentilla saamat pistearvot jaettiin neljään fraktiiliin jotka pisteytettiin siten että kaikkein rehevin neljännes sai arvon 4. Näiden kolmen tekijän summana saatiin arvio koskikohteen tilasta. Pisteytyksen perusteella paras 10 %:n fraktiili valittiin vertailualueiksi.

Fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden vertailuolujen määrittelytyö aloitettiin SYKEssä vuoden 2005 alussa. Alustavaa tarkastelua varten vertailupaikoiksi soveltuvia jokikohteita etsittiin Eurowaternet-seurantaverkkoon sisältyvistä havaintopaikoista. Euroopan ympäristökeskuksen ohjeiden mukaan Eurowaternet-verkon vertailupaikat oli valittava luonnontilaisilta valuma-alueilta, joilla ihmisen vaikutus on vähäistä ja yli 90 % valuma-alueesta on luonnontilassa. Tällaiset vaatimukset täydellisesti täyttäviä jokia on vähän, koska useimpien jokien valuma-alueilla on tehty erilaisia toimenpiteitä, esimerkiksi hakkuita, metsämaan muokkausta, ojituksia ja soiden kuivausta. Eurowaternet-verkon havaintopaikoista valittiin 52 paikkaa, jotka vaikuttivat vertailupaikoiksi sopivilta sijaintinsa ja niihin kohdistuvien paineiden osalta. Osa valituista paikoista on aluekeskusten aikaisemmin vertailupaikoiksi valitsemissa, osa uusia, jotka tulkittiin mahdollisesti vertailupaikoiksi sopiviksi. Valitut paikat sijaitsevat pääosin Pohjois- ja Itä-Suomessa. Osa Eurowaternet-kohteista ei todennäköisesti sovellu biologisten laatutekijöiden vertailupaikoiksi uoman rakenteellisten muutosten takia, vaikka vedenlaatu olisikin erinomainen.

Seuraavassa esitettävät alustavat hahmotelmat vertailuoloista tarkentuvat valtakunnallisesti ja tyyppikohtaisesti kattavamman aineiston analysoinnin myötä. Pyrimme luonnehtimaan yleisellä, karkeahkolla tasolla niitä ominaisuuksia, joita tähänastisen tutkimuksen ja asiantuntija-arvioinnin perusteella erityyppisissä jokivesistöissä on eri laatutekijöiden osalta odotettavissa.

12.2 Vesikasvit ja pohjalevästö

Jokien vesikasveille ei toistaiseksi ole määritelty vertailuoloja, eikä tyyppikohtaisesti edustavaa, vertailukelpoisin menetelmien kerättyä aineistoakaan ole saatavilla.

Pohjalevästön piileviä koskevaa aineistoa ei ole tähän mennessä ehditty tarkastella tyypeittäin vertailuolosten määrittelyn kannalta. Tällainen selvitys tulisi tehdä Suomen eri joista kerättyistä piileväaineistoista. Selvitys edellyttää kuitenkin aineistoa vertailuoloista, jota on systemaattisemmin kerätty vasta vuoden 2004 kesästä lähtien. Aineiston keräämistä jatketaan kesällä 2005. Tähän mennessä piileväaineistoa on kerätty Suomessa lähinnä vedenlaadun mukaan rehevistä, karuista, humuspitoisista ja kirkkaista jokivesistöistä sekä kuormittuneista kohteista. Tämän perusteella on kuitenkin voitu arvioida eri jokien luonnontilaisuutta. Niemelä ym. (2004b) mukaan *Eunotia bilunaris*, *E. incisa* ja *E. meisteri* ovat tummissa ja karuissa vesissä esiintyviä piilevälajeja, joten näiden lajien voitaisiin alustavasti olettaa esiintyvän humuspitoisissa jokityypeissä (1, 4, 7 ja 10). Myös Soininen (2004) on listannut piilevälajistoa veden laadultaan erilaisten jokien mukaan. Runsashuimuksisessa karuissa joissa esiintyy mm. *Achnantes bioretii*, *A. linearis*, *Cymbella gracilis* ja kirkkaissa, erittäin karuissa joissa mm. *Achnantes exilis*, *A. pusilla*, *Anomoeoneis brachysira* ja *Eunotia arcus*. Nämä piilevät voisivat alustavasti arvioiden olla tyyppilajeja jokityypeillä 2, 5, 8 ja 11.

12.3 Pohjaeläimet

Jokien tyyppikohtaisia vertailuoloja ei ole tätä kirjoitettaessa määritelty. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen koordinoimassa jokien tyypittely- ja luokitteluhankkeessa on pääpaino ollut alustavan tyypittelyn ja luokittelumenetelmien kehittämisessä (Hämäläinen ym. 2005). Hankkeessa vertailupaikkojen joukkoon valittiin Länsi-Suomen ympäristökeskuksen asiantuntijoiden arvioiden perusteella alueen vähiten muutettuja ja kuormitettuja paikkoja. Alueen jokien vedenlaatu heijastaa valtakunnallisessa vertailussa merkittävää kuormitusta (Niemi 1997), eivätkä monet vertailupaikoiksi valituista Pohjanmaan kohteista Hämäläisen ym. (2005) mukaankaan ole käytännössä edustavia.

Jokien vertailupaikkaverkkoa ja valtakunnallisesti kattavaa pohjaeläinaineistoa on alettu koota vuoden 2005 alusta SYKE:ssä. Aineiston perusteella tullaan määrittelemään alustavat pohjaeläinten vertailuolot niille jokityypeille joista on olemassa riittävästi havaintoja.

12.4 Kalat

Jokikalaston tyyppikohtaiset vertailuolot ovat kehitteillä. Kuten pohjaeläintenkin osalta, tarkentuvat vertailuolot kun vertailujokikohteet on tarkemmin määritelty ja tyypitelty.

12.5 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät ja muuttujat

Valitut vertailupaikat ryhmiteltiin VPD-tyyppeihin jokseenkin samaan tapaan kuin alueellisten ympäristökeskusten alustavassa tyypittelyssä vuonna 2004. Raportointia varten tehty tyypittely ympäristökeskuksissa tapahtui pääosin valuma-alueen pinta-alan ja turvemaasuuden perusteella. Turvemaiden vaikutus joen

humuspitoisuuteen riippuu kuitenkin monista tekijöistä, kuten turvemaan sijainnista, järvisyydestä ja joen virtaamasta ja pohjavesivaikutuksesta. Siksi tässä tarkastelussa käytettiin lisäksi veden väriarvoja varmentamaan tyyppiä. Väriarvoina käytettiin vuosille 1998–2002 laskettuja mediaanipitoisuuksia. Jos värin mediaani oli $\leq 50 \text{ mg Pt l}^{-1}$, paikka tyyppiteltiin kvartsipitoiseksi. Lisäksi havaintopaikoille laskettiin vuosien 1998–2002 aineistosta kokonaisfosforin ja -tyypin mediaanipitoisuudet. Ajatuksena oli, että pitemmän jakson mediaanit kuvastaisivat havaintopaikkojen luonnetta paremmin kuin yksittäiset havainnot.

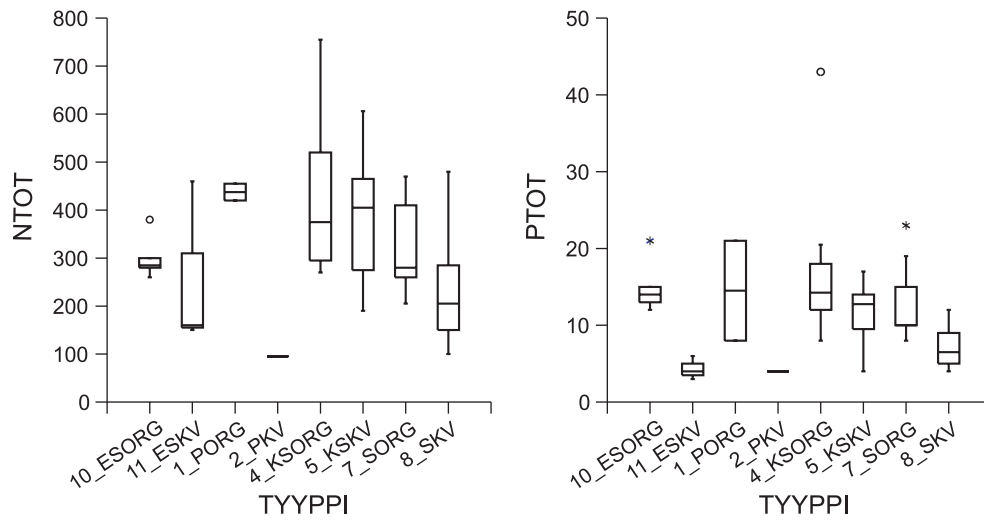
Vertailupaikkojen edustavuutta tarkasteltiin myös lähivaluma-alueiden maankäytön perusteella. Maankäyttötietoina käytettiin ns. SLICES- maankäyttöluokkia A–E (asuin-, liiketoiminta ja teollisuus-, maa-ainesten otto, tukitoimintojen ja maatalouden alueet). Tiedot saatiin Hertta-järjestelmästä. Lähivaluma-alueiden maankäyttö ei luonnollisesti kuvaa koko valuma-alueen maankäyttöä. Havaintopaikan valuma-alueen maankäytön vaikutuksen arvioiminen havaintopaikan veden laatuun saattaa olla ongelmallista. Kuinka kaukaa ylävirralta esimerkiksi hajakuormitus vaikuttaa havaintopaikan veden laatuun? Kuinka yläpuoliset järvet tasaavat kuormitusta? Jos havaintopaikan yläpuolinen valuma-alue on esimerkiksi reittivesistä järvineen, niin koko valuma-alueenkaan maankäyttö ei välttämättä suoraan heijastu havaintopaikan veden laatuun.

Tarkastelussa mukana olleet paikat jakautuivat yhdeksään tyyppiin. Havaintopaikkojen määrän suhteen EUROWATERNET vaikuttaa vertailupaikoiltaan ali-edustetulta tyyppien 2a (pieni kvarstipitoinen, vain yksi paikka), 1a (pieni orgaaninen, 2 paikkaa) ja 11 (erittäin suuri kvartsi kvartsipitoinen, kolme havaintopaikkaa) osalta. Jos SLICES-maankäyttömuotojen A–E summa ylittää 7 % luku on korostettu punaisella. Tätä viitteellistä maatalouden ja urbaanin maankäytön osuutta kuvaavaa lukua on käytetty tukena aiemmissa vaikutusten arviointitöissä. Tämä lukuarvo ylittyy useissa paikoissa kunkin tyyppin sisällä. Jokien herkkyyden maankäytölle vaihtelee oletettavasti joen koon, virtaamien ja valuma-alueen puskuroivien ominaisuuksien, kuten järvisyyden mukaan.

Kuvassa 27 on esitetty tarkasteltujen paikkojen tyyppikohtainen kokonaisympäristön (a) ja kokonaisfosforin (b) vaihtelu. Keskisuudessa orgaanisessa jokityypissä Isojoen Junttila oli selkeästi muista poikkeava korkeiden ravinnetasojensa johdosta. Vedenlaadultaan heikoin Isojoki poistettiin tästä tarkastelusta. Alustavien tarkastelujen perusteella voitiin päätellä, että suurten jokien lähivaluma-alueen maankäyttö voi olla verrattain intensiivistäkin (peltoa $> 10 \%$) ilman että se heijastuisi merkittävästi veden fosforipitoisuudessa. Keskisuurten ja pienten jokien joukosta löytyy helpommin maankäytöltään luonnontilaisempia alueita.

Tyyppeihin kuuluvien havaintopaikkojen vedenlaatumuuttujille (väri, kokonaisympäristö ja kokonaisfosfori) laskettiin mediaanien keskiarvot. Orgaanisissa tyypeissä kokonaisfosforipitoisuudet ovat $13\text{--}17 \mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaisympäristöpitoisuudet $301\text{--}438 \mu\text{g l}^{-1}$. Kvarstipitoisissa tyypeissä kokonaisfosforipitoisuudet ovat $1\text{--}12 \mu\text{g l}^{-1}$ (kaikkein pienimmät pitoisuudet ovat erittäin suurilla ja suurilla valuma-alueilla sijaitsevilla havaintopaikoilla) ja kokonaisympäristöpitoisuudet $234\text{--}386 \mu\text{g l}^{-1}$.

Tehty tarkastelu luo vasta suuntaa jokien vertailupaikkojen valinnalle ja vertailuolojen määrittelylle. Lopullisia vertailupaikkoja valittaessa tulee vielä täsmentää tyyppittelyn kriteereitä. Kategorinen jako orgaanisiin ja kvartsipitoisiin jokityyppeihin turvemaaprosentin perusteella ei välttämättä ole toimiva, vaan on tarkasteltava myös muita valuma-alueen ominaisuuksia ja veden väriä. Tässä sovellettu jako väriarvon 50 mg Pt l^{-1} perusteella ei välttämättä ole perusteltu kaikissa tapauksissa. Jatkossa olisi selvitettävä tarkemmin koko valuma-alueiden maankäyttö ja sen vaikutukset veden laatuun mm. CORINE Land Cover -maankäyttöaineiston perusteella. Vertailupaikkojen vedenlaadun vaihtelua tulisi kuvata myös laajemman, luvussa 6 kuvatun muuttujavalikoiman avulla.



Kuva 27. Kokonaistypen ja -fosforin pitoisuuksien vaihtelu Eurowaternet-jokien joukosta poimituissa vertailujokohteissa jokityypeittäin. Tyyppien numerot ja lyhenteet: katso luku 2.3.

13

Rannikon tyyppikohtaiset vertailuolot

13.1 Vertailuolujen määrittelytavat ja vertailupaikkojen valintakriteerit

Suomen rannikkovesialueilla voidaan määrittää vain vertailuolosuhteita – ei vertailupaikkoja, koska Itämeressä ei ole enää luonnontilassa olevia vesialueita. Käytössä on olemassa kuitenkin erilaisia menetelmiä (katso luku 4), joiden käyttökelpoisuutta rannikkovesialueella on pohdittu kunkin muuttujan kohdalla erikseen. On muun muassa käyty läpi vanhoja julkaisuaineistoja aina 1900-luvun alusta lähtien, tutkittu vedenlaadun pitkäaikaisia seuranta-aineistoja 1960-luvulta lähtien, laskettu tilastollisia jakaumia laajasta ympäristöhallinnon vedenlaatuaineistosta, laskettu monimuotoisuusindeksejä pohjaeläimille ja hyödynnetty mallien antamia tuloksia. Pohjaeläinlajien runsautta ja herkkyyttä rehevöitymiselle on tutkittu erilaisten indeksien avulla. Tässä luvussa on myös pyritty arvioimaan eri menetelmien antamien tulosten luotettavuutta.

Eri menetelmillä saatuja alustavia tuloksia on saatu mm. kasviplanktonin *a*-klorofyllille, rakkolevän maksimi- ja optimi kasvusyvyydelle, pohjaeläinten monimuotoisuusindekseille, ravinnepitoisuuksille ja näkösyvyydelle. Kunkin muuttujan kohdalla esitellään erikseen käytetty aineisto ja menetelmät. Kaikille direktiivin edellyttämille muuttujielle, kuten kasviplanktonin lajistolle tai kasviplanktonin kukinnoille, ei ole vielä tässä esittää vertailuarvoa, koska tutkimukset ovat kesken. Muillekin muuttujille annetut vertailuarvot ovat alustavia ja suuntaa-antavia ja tarkentuvat tutkimustyön edetessä.

13.2 Biologiset muuttujat

13.2.1 Kasviplanktonin biomassa ja lajisto

Kasviplanktonin biomassa (biovolyyymi, märkäpainona mitattuna) on biologinen laatumuuttuja, jonka soveltuvuutta vertailuolujen määrittämiseksi voidaan arvioida selvittämällä vanhojen kasviplanktonitietojen käyttökelpoisuutta ja sitä, voidaanko paleoekologisten, empiiristen ja matemaattisten mallien avulla tuottaa vertailuolaja kasviplanktonin biomassalle ja lajistolle.

1900-luvun alusta on olemassa verrattain paljon tietoa kasviplanktonin koostumuksesta (mm. Levander 1900, 1913–1915, Leegaard 1920, Välikangas 1926, 1932). Nämä tutkimukset perustuvat kuitenkin laadulliseen (ei määrälliseen) näytteenottoon, ja niiden analytiikka poikkeaa nykyisistä menetelmistä. Rannikkovesien varhaisimpia, 1960- ja 1970-lukujen seurantalutoksia ei yleensä voida käyttää vertailuolujen määrittämiseen, koska ihmisen aiheuttama rehevöityminen oli tuolloin monilla rannikkovesialueilla ilmeistä. Paleoekologisten mallien avulla voidaan jäljittää ravinteiden ja *a*-klorofyllin vertailuarvoja, mutta kasviplanktonin lajisto-koostumuksen ja määrän (biovolyymin) mittaamiseen ne eivät sovellu. Empiirisillä menetelmillä vertailuolot on tähän mennessä määritetty kasviplanktonin *a*-kloro-

tyllille. Matemaattisten mallien avulla vertailuoloja on mahdollista määrittää karkeasti kasviplanktonin koostumukselle (Schernewski ja Neumann 2005).

Kasviplanktonlajiston monimuotoisuutta on tutkittu Itämeren alueella (Gromisz ym., valmisteilla). Tähän mennessä ei ole kuitenkaan löydetty monimuotoisuusindeksiä, joka luotettavasti kuvaisi rannikkovesien rehevyyden vaihtelua. Monimuotoisuus- eli diversiteetti-indekseille on myös vaikea määrittää vertailuoloja ennen kuin vertailuolot on luotu kasviplanktonlajistolle.

13.2.2 Kasviplanktonin *a*-klorofylli

Kasviplanktonin *a*-klorofyllin määrää käytetään yleisesti kasviplanktonin biomassan (biovolyyymi) ja lajikoostumuksen ohella kuvastamaan rannikkovesien rehevyyttä. Sitä pidetään yleisesti biologisena laatutekijänä, vaikka se mitataan kemiallisesti. Suomen rannikkovesissä *a*-klorofyllin vertailuolosten selvittämisessä on käytetty hyväksi tilastollisia aikasarjoja ja empiirisiä malleja. Kasviplanktonin *a*-klorofyllin vertailuolosten aineisto, menetelmät ja tulokset on kuvattu fysikaalis-kemiallisten muuttujien yhteydessä (katso luku 13.3).

13.2.3 Kasviplanktonin pintalautat eli kukinnat

Sinileväkukintojen voimakkuus ja laajuus kesällä ovat kasvaneet Suomenlahdella ja Saaristomerellä viime vuosikymmenien aikana, mikä on yhteydessä yleiseen rehevyyden kehitykseen. Sinileväkukinnat kuuluvat Itämeren ekologiaan, sillä kukinnoista on tehty havaintoja aina 1800-luvulta lähtien (Finni ym. 2001). Sinileväkukintojen laajuudesta, määrästä ja sijainnista ei ole kuitenkaan olemassa vanhaa tietoa, ja kasviplanktonkukintojen seurantakin on aloitettu rannikkovesissä vasta viime vuosikymmenien aikana. Tämän vuoksi kasviplanktonin kukinnoille eli pinta-lautoille on erittäin vaikea määrittää vertailuoloja.

13.2.4 Makrofytyt

Tutkimushankkeissa on selvitetty nykyisellä datalla rakkolevän käyttöä rannikkoalueiden ekologisessa luokittelussa. Nykytiedot kattavat luotettavasti vain lounaisen sisäsaariston itäosan ja Suomenlahden sisäsaariston. Työ on vielä kesken ja aineistoa pyritään saamaan kattavasti myös Saaristomereltä. Vertailuolosten määrittelyyn voidaan käyttää myös vanhaa kirjallisuusdataa, jota on saatavissa vain hyvin vähän, lähinnä Hankoniemeltä, Tvärminnen edustalta (Purasjoki 1936) ja Seilin läheltä (Ravanko 1972). Lisäksi Selkämereltä Häyrénin tutkimukset 1900-luvun alusta (1900–1950) antavat pohjaa vertailuolosuhteiden määrittämiseen. Purasjoki (1936) esittää tyyppiin C kuuluvilla Hankoniemen paikoilla rakkolevää löytyneen 1930-luvulla n. 7–8 metrin syvyydestä. Ravanko (1972) tutkimuksissaan on havainnut rakkolevän kasvaneen Seilin saaristossa n. 5 metrin syvyydessä.

Taulukko 30. Tyypin (C) lounaisen sisäsaariston itäosan ja tyypin (A) Suomenlahden rakkolevän maksimi ja optimi kasvussyvyys v. 1991 (Bäck ja Ruuskanen 2000). Alustavat vertailuolot on määritetty rannikkotyypeille C ja A käyttäen saatavissa olevaa tutkimustietoa, vanhaa kirjallisuutta ja asiantuntija-arviota yhdistäen.

Tyyppi	Paikka	Avoimuus	Optimisyvyys (m)	Maksimisyvyys (m)	Alustavat vertailuolot
C	Hanko, St. Tränskär	Avoim	2,5	6,5	C avoin 7–8 m
C	Hanko, Gust. Adolf	Suojaisa	1,5	3,0	C suojaisa 3–4 m
C	Tvärminne, Ören	Avoim	3,0	5,0	
C	Tvärminne, Brännskär	Suojaisa	1,5	4,5	
C	Inkoo, Gätö	Suojaisa	1,5	1,7	
B	Helsinki, Itä-Tonttu	Avoim	1,5	5,5	
A	Porvoo, Kummelskär	Avoim	2,0	2,8	A avoin 4–5 m
A	Porvoo, Kajholmen	Suojaisa	2,0	3,0	A suojaisa 2–3 m
A	Kotka, Rankki	Avoim	1,5	3,0	
A	Virolahti, Parrio	Suojaisa	1,5	3,0	

13.2.5 Pohjaeläimet

Rannikkovesityyppien vertailuolosten määrittämiseksi ja niiden perusteella tehtävien luokitteluperusteiden työstämiseksi pohjaeläinyhteisöt on määritetty jokaisella havaintoasemalla tyyppikohtaisesti. Työn toteutuksessa on käytetty kahta syvyysvyöhykettä: < 10 m (rantavyöhyke, litoraali) ja > 10 m syvyys. Ekologisesta näkökulmasta pehmeiden pohjien olosuhteet muuttuvat syvyyden kasvaessa (valo, pohjamateriaali, lämpötila, kasviyhteisörakenne) ja tämä tulisi ottaa huomioon, kun vertailuolosta päätetään. Analysointimenetelmiä on alustavasti testattu seuraavilla rannikkovesityypeillä: B – Suomenlahden ulkosaaristo, H – Merenkurkun sisäsaaristo, I – Merenkurkun ulkosaaristo, J – Perämeren sisemmät rannikkovedet ja K – Perämeren ulommat rannikkovedet. Vertailuolot ja luokitteluperusteet valitaan lopuille rannikkovesityypeille sen jälkeen, kun menetelmä on validoitu ja se on todettu toimivaksi.

Diversiteettiarvo, EQR

Pohjaeläimistön diversiteettiarvon määrittämiseksi tehtiin seuraavia analyysejä: lajimäärä (S), yksilömäärä (N), Shannon diversiteettiarvo (H'), Pielou's evenness-tasaisuusindeksi (J'), Simpson ($1-\lambda$) ja Hillin diversiteettiarvo ($N1$). Monimuotoisuusindeksit on laskettu kaikille käyttökelpoisille havaintoasemille jo aiemmin mainittujen rannikkovesityyppien osalta. Lisäksi jokaiselle rannikkovesityypille tehtiin luettelo kaikista tutkimusajanjaksolla 1990–2000 havaituista lajeista. Lajilistaa käytettiin apuna määrittäessä lajien lukumäärää ja avainlajeja joita havaintoasemalla/alueella pitäisi esiintyä, jotta se täyttäisi vertailuolosta vastaavat kriteerit (tässä tapauksessa > 75% kaikista havaituista lajeista).

Vertailuolosta vastaavia lajien keskinäisiä runsaussuhteita ei työstetty, vaan jokaiselle havaintoasemalle laskettiin EQR-arvo Hämäläisen (2002) mukaisesti. Lisäksi tutkittiin Itämerelle ominaisten tiettyjen avainlajien levinneisyyttä huomioiden mitenkään rannikkovesityypeille määritettyjä rajauksia.

Runsaussuhteet, lajien herkkyys

Herkkyydeltään erilaisten eliöiden laji- ja runsaussuhteiden määrittämiseksi käytettiin BSI- ja AMBI-BC-indekseillä saatuja tuloksia. Indeksit antavat numeerisen

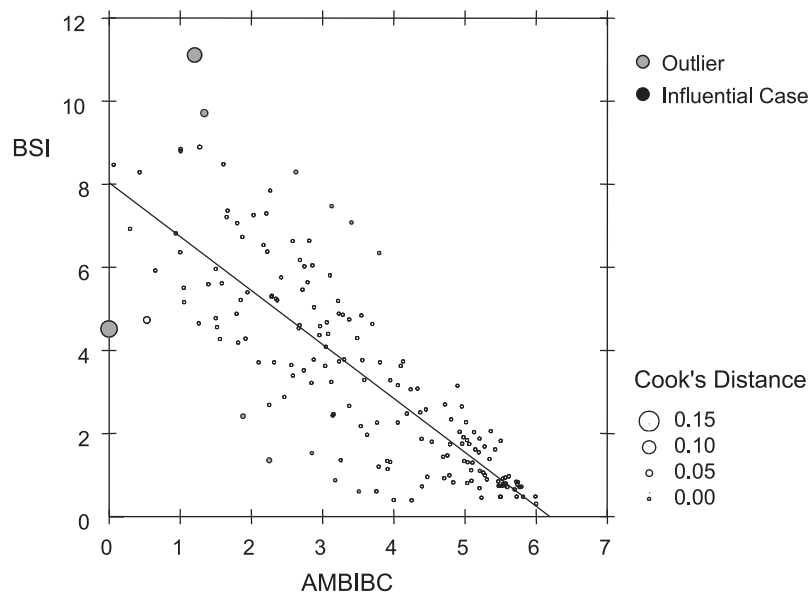
arvion näytteenottopisteen tilasta (saastunut tai rehevöitynyt). BSI laskee näytteenottopisteen lajirunsaudet ja lajikoostumukset ja huomioi lajien kyvyt esiintyä ja menestyä muutetussa tai saastuneessa ympäristössä.

BSI-indeksin etuna on, että se on sopeutettu Itämeren olosuhteisiin ja ottaa hyvin huomioon ympäristötekijöiden rajoittaman alhaisen eliödiversiteetin. Indeksiksi laskee erikseen jopa eliökohtaisen sietorajan ympäristömuutoksille. Indeksiksi on portaaton ja soveltuu siten erinomaisesti luokitteluun, kun jokaiselle rannikkovesityypille voidaan asettaa erilliset laaturajat.

Modifioidun BSI-indeksin haittapuolena on, että tällä hetkellä lajeille voidaan laskea vain karkea neliluokkainen sietokykyjaottelu. Lisäksi tutkimusaineiston lajeista noin 30 prosentilta puuttuu määritetty sietokykyarvo. BSI-indeksiärvon laskennassa ei oteta huomioon lajeja ilman niille määritettyä erillistä sietokykyarvoa.

AMBI-BC-indeksin etuna on, että sitä sovelletaan yleisesti muissa EU-maissa rannikkovesien pohjaeläimistön luokittelussa. Lajit jaotellaan viiteen ekologiseen luokkaan niiden ympäristönmuutosherkkyyden mukaan. BC-indeksi on vastavasti portaaton ja soveltuu siten myös hyvin luokitteluun. BC-indeksin haittapuolena on, että se on kehitetty täysin meriolosuhteisiin eikä ota huomioon Itämeren murtovedestä johtuvaa luontaisesti alhaista eliödiversiteettiä. Indeksiksi ei liioin ota huomioon tarkasteltavien lajien ympäristönmuutosherkkyyden alueellisia eroja. Tutkimusaineiston lajeista 35 prosentilta puuttuu sietokykyarvo. BC-indeksin laskennassa ei oteta huomioon lajeja, joilta sietokykyarvo puuttuu.

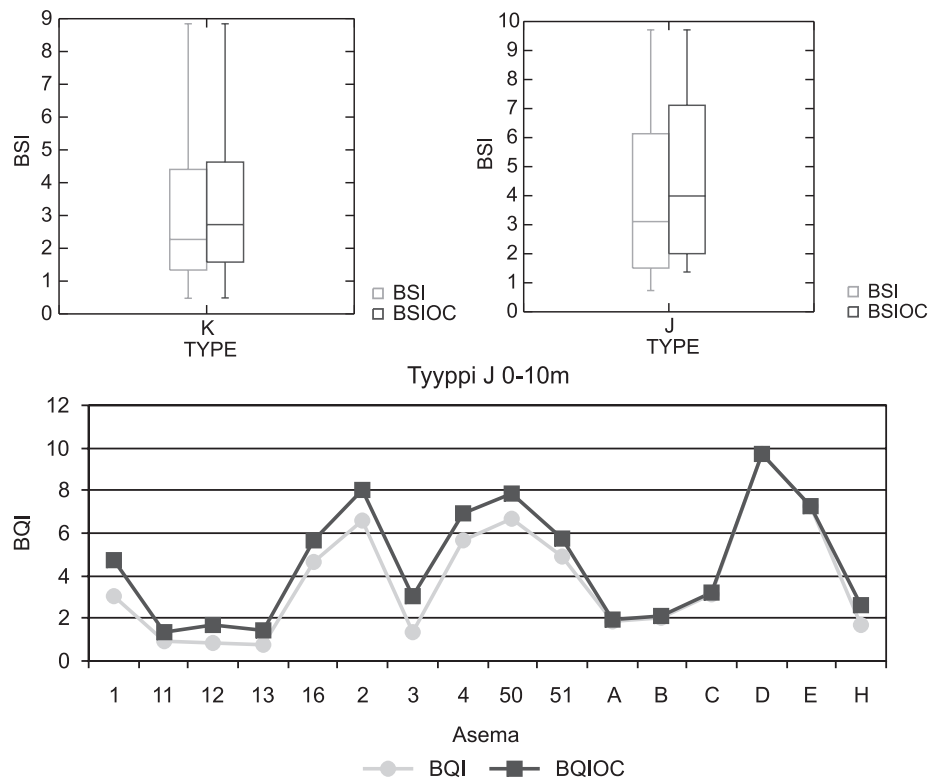
BSI- ja AMBI-BC-indeksit on laskettu kaikille käyttökelpoisille havainto- asemille jo aiemmin mainittujen rannikkovesityyppien osalta. Rannikkovesityyppien eri indeksien väliset vastaavuusvertailun tulokset osoittavat niiden korreloivan hyvin keskenään (kuva 28).



Kuva 28. BSI- ja BC-indeksien korrelaatio, Rannikkovesityypit B, H, I, J ja K.

Taksonomisen määritystarkkuuden erojen selvittämiseksi testattiin BSI-arvoa pohjoisimmilla rannikkovesityypeillä (J ja K). Testauksessa käytettiin tarkinta mahdollista lajimääritystarkkuutta harvasukamatojen (*Oligochaeta*) osalta ja surviaissäskien (*Chironomidae*) toukkien osalta laji- tai ryhmätasoa, joita sitten verrattiin ylempiin taksonitasoihin (heimotasoa) jaoteltujen eliöiden analyysien tuloksiin. Saatujen tulosten mukaan erilaisilla analyysimenetelmillä on vain vähäi-

siä keskinäisiä eroja lopputuloksiin (kuva 29). Tätä tulosta saattaa osittain selittää se, että suurelta osalta harvasukamadoista ja surviaissääsken toukista puuttuu lajitasolle määritetty BSI-sietokykyarvo ympäristön muutoksille. Niiden lajien osalta joille sietokykyarvot on lajitasolle määritetty, eivät mainittavasti eronneet ao. lajiryhmälle määritetystä arvosta.



Kuva 29. Kahden taksonomisen tason BSI-arvot. Yläkaaviot: vaaleanharmaalla lahkotason, tummanharmaalla lajitason BSI-arvot K- ja J-tyypeillä Alakaavio: kahden taksonomisen tason yksittäiset BSI-arvot J-tyypin < 10 metrin havaintopisteillä. Vaaleanharmaalla lajitason arvot, tummanharmaalla lahkotason arvot.

Vertailuolot, luokittelu

Jotta saataisiin aikaiseksi pätevät vertailuolot (-arvot) ja luokitteluperusteet, on tarpeellista yhdistää erilaisia indeksejä, diversiteettiarvoja ja asiantuntija-arviota. Rannikkovesien pohjaeläimistön vertailuolot (-arvot) ja ekologisen luokittelun raja-arvot tulevat siten muodostumaan laskettujen indeksien, diversiteettiarvojen ja EQR-arvojen synteessä. Tämä toteutetaan käytännössä määrittämällä jokaiselle alustavasti määritellylle laatuluokalle arvoasteikko – erikseen jokaiselle rannikkovesityypille ja eri syvyysvyöhykkeille (0–10 m, >10 m).

Kun vertailuolot (-arvot) on tyyppikohtaisesti määritetty, arvotetaan rannikkovesityyppien havaintoasemat käyttäen kyseistä indeksiarvoa. Saatua arvoa verrataan ao. rannikkovesityypin vertailuarvoon ja sen mukaan sille annetaan luokka-arvo asteikolta I–V. Taulukossa 31 on esitetty luokittelumenetelmän perusidea ja tietokannan datatilanne tyypeittäin. Jokaiselle muuttujalle määritetään raja-arvo rannikkovesityyppi- ja syvyysvyöhykekohtaisesti (0–10 m, >10 m). Tämän jälkeen yhdistetään yksittäisten havaintoasemien arvot yhteen alustavaan laatuluokkaan. GIS-menetelmien avulla saadut laatuluokka-arvot tulostaa kartalle,

jossa niitä voidaan edelleen yhdistellä käsittämään laajempia aluekokonaisuuksia. On mahdollista, että kaikille rannikkovesityypeille ei ole mahdollista kehittää luokittelumenetelmää näillä kriteereillä.

Taulukko 31. Rannikkovesityyppien luokitteluasetelma/järjestelmä käyttäen pehmeiden pohjien pohjaeläimistöä indikaattorina (katso taulukko 19, s. 81). Ahvenanmaan pohjaeläändataa ei ole arvioitu taulukossa.

Rannikkovesityyppi	syvyys- vyöhyke	tietokannan datantilanne: + vähän ++ kohtalaisesti +++ paljon	moni- muotoi- suus	lajien herkkyys muutoksiin	tyypille ominaisten lajien luku- määrä	Indi- kaattori- lajit	Luokit- telusyn- teesi
A. Suomenlahden sisäsaaristo	0–10 m	+++					
	>10 m	+++					
B. Suomenlahden ulkosaaristo	0–10 m	++					
	>10 m	+++					
C. Lounainen sisäsaaristo ja Ahvenanmaan sisäsaaristo	0–10 m	+++					
	>10 m	+++					
D. Lounainen välisaaristo ja Ahvenanmaan välisaaristo	0–10 m	+++					
	>10 m	+++					
E. Lounainen ulkosaaristo ja Ahvenanmaan ulkosaaristo	0–10 m	+++					
	>10 m	+++					
F. Selkämeren sisemmät rannikkovedet	0–10 m	+++					
	>10 m	+++					
G. Selkämeren ulommat rannikkovedet	0–10 m	+					
	>10 m	+					
H. Merenkurkun sisäsaaristo	0–10 m	+++					
	>10 m	+					
I. Merenkurkun ulkosaaristo	0–10 m	+					
	>10 m	+++					
J. Perämeren sisemmät rannik- kovedet	0–10 m	++					
	>10 m	+					
K. Perämeren ulommat rannik- kovedet	0–10 m	+					
	>10 m	+					

13.3 Fysikaalis-kemialliset laatutekijät ja muuttujat sekä *a*-klorofylli

13.3.1 Tilastolliset analyysit ja aikasarjat

Aineisto ja Menetelmät

Tutkimuksessa käytettiin 185 havaintoaseman (52632 havaintoa) pitkän aikavälin vedenlaatutietoja Suomen rannikkovesialueelta vuosina 1962–2004. Erikseen tarkasteltiin ulompien rannikkovesityyppien havaintoasemien (492 havaintoa) vanhoja vedenlaatutietoja vuosilta 1962–1976. Havaintopaikat kuuluvat pääosin Suomen ympäristöhallinnon kansallisiin seurantaohjelmiin, mutta havaintoverkkoa on täydennetty velvoitetarkkailuasemilla. Havaintoasemat kattavat eri rannikkovesityyppien alueet verrattain tasaisesti. Tiedot ovat peräisin Suomen ympäristöhallinnon vedenlaaturekisteristä.

Ravinteiden (kokonaistyyppi ja -fosfori, epäorgaaninen typpi ja fosfori) näytteet on otettu veden pintakerroksesta (0–5 m syvyydeltä) ja kasviplankton *a*-klorofylli on määritetty kokoomanäytteenä veden tuottavasta pintakerroksesta (yleensä kaksi kertaa näkösyvyys). Talvinäytteet on otettu tammi- ja maaliskuun välisenä aikana, ja kesäkesän näytteet on otettu heinä- ja elokuussa.

Vertailuolot määritettiin analysoimalla tilastolliset frekvenssijakaumat kullekin vedenlaadun muuttujalle rannikkovesityypeittäin siten, että erinomaisen ja hyvän luokan raja saatiin 10 % poikkeaman kohdalle pienimmästä ravinne- tai klorofylliarvosta laskien (menetelmä 1). Näkösyvyyden kohdalla kyseisten luokkien välinen raja oli 90 % poikkeaman kohdalla aineistosta. Tätä menetelmää on aikaisemmin sovellettu mm. Tanskassa (Anderssen ym. 2004) ja Ruotsissa (Sahlsten ja Hansson 2004, Samuelsson ym. 2004). Ulompien rannikkovesityyppien vanhasta aineistosta (vuodet 1962–1976) on laskettu tilastolliset tunnusluvut (Heiskanen ym. 2005), joista on tähän raporttiin taulukoitu mediaanit (menetelmä 2). Sisemmällä rannikkovesityypeillä vastaavaa tarkastelua ei tehty, koska ravinnekuormituksen vaikutus oli näillä alueilla suurimmillaan 1960- ja 1970-lukujen aikana.

Tulokset

Ravinteiden ja *a*-klorofyllin trendien vaihtelut eri rannikkovesialueilla riippuivat osittain ihmisen aiheuttamasta ravinnekuormasta ja osittain sääoloista ja hydrografisista tekijöistä. Suomen rannikkovesialueilla typpipitoisuudet kasvoivat 1970- ja 1980-luvuilla, mutta kääntyivät 1990-luvulla laskuun vesiensuojelutoimenpiteiden ansiosta (Pitkänen ym. 2001, Kauppila ym. 2004). Fosforipitoisuuksien laskeva trendi on Suomenlahdella ja Saaristomerellä kääntynyt sisäisen kuormituksen vuoksi nousuun 1990-luvun puolivälin jälkeen. Trendit ovat yleensä selvempiä Suomenlahdella kuin Pohjanlahdella. Erityisesti Pohjanlahden rannikon läheisillä alueilla pitoisuusmuutokset ovat monin paikoin yhteydessä jokivesien virtaamavaihteluihin.

Taulukossa 32 on tarkasteltu talven ravinnepitoisuuksien tausta-arvoja, jotka on laskettu tilastollisesti pitkän aikavälin laajasta aineistosta (menetelmä 1) ja vanhimpien rekisteritietojen hyvin suppeasta aineistosta (menetelmä 2). Frekvenssijakaumatarkastelu (menetelmä 1) antaa korkeampia ravinnepitoisuuksia Suomen rannikkovesityypeille vanhoihin, 1960-luvun vedenlaatutietoihin verrattuna. Menetelmällä 1 saadut, ulompien rannikkovesityyppien ravinnearvot vastaavat 1970-luvun lopun ja 1980-luvun alun ravinnetasoa ulkosaaristossa ja avomerellä (Pitkänen ym. 1987). Pohjanlahdella ”vanhan datan” ravinnepitoisuuksien mediaanit

ovat korkeampia kuin vastaavilla leveysasteilla Ruotsin rannikolta lasketut 10 % frekvenssipoikkeamat (vrt. Sahlsten ja Hansson 2004).

Suomen ”vanhan datan” 25 % poikkeama-arvot (Q1) ovat talvella kokonaistyyppellä suurin piirtein samaa tasoa, mutta kokonaisfosforilla suurempia kuin Ruotsin puoleiselta Pohjanlahden rannikolta saadut arvot (Selkämeren ja Perämeren ulommilla Ruotsin rannikkotyypeillä kokonaistyyppien pitoisuus on 238 $\mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaisfosforin 4,0 ja 3,7 $\mu\text{g l}^{-1}$). Suomen ja Ruotsin vastaavien rannikkovesityyppien ravinnepitoisuuksien tausta-arvot eivät ole kuitenkaan täysin vertailukelpoisia mm. talvijakson eron vuoksi. Suomessa talvijaksona on perinteisesti käytetty tammi- ja maaliskuun välistä ajanjaksoa, kun taas Ruotsissa talviarvot ovat peräisin marras- ja helmikuun väliseltä jaksolta. Lisäksi Ruotsin antamat arvot ovat usein peräisin ulkomeriasemilta, jotka eivät aina sijaitse vesipuitedirektiivin määrittelemillä rannikkovesialueilla.

Taulukossa 33 on verrattu menetelmien 1 ja 2 antamia kasviplanktonin *a*-klorofyllin ja näkösyvyyden tausta-arvoja. Saaristomerellä ”vanhan datan” mediaani ja minimi ovat suurempia kuin laajan aineiston frekvenssijaukaumien 10 % poikkeamat. Näkösyvyyden kohdalla frekvenssijaukaumien 10 %:n arvot vastaavat suurin piirtein ”vanhan rekisteridatan” maksimiarvoja, mutta ne ovat silti pienempiä kuin mitä 1900-luvun alun Nautilus-rekillä on mitattu (taulukko 33). Pohjanlahdella menetelmä 1 antaa samankaltaisia tuloksia kuin Ruotsi on ilmoittanut vastaavalla menetelmällä. Esimerkiksi Suomen Perämeren sisemmällä ja ulommalla tyyppillä *a*-klorofyllin tausta-arvo on arvioitu 2,2 ja 1,3 $\mu\text{g l}^{-1}$:ksi, kun se Ruotsissa on vastaavasti 2 ja 1,1 $\mu\text{g l}^{-1}$. Merenkurkun sisemmällä tyyppillä *a*-klorofyllin tausta-arvo (1,3 $\mu\text{g l}^{-1}$) on Suomessa hiukan pienempi kuin Ruotsin puoleisella rannikolla (2 $\mu\text{g l}^{-1}$).

Taulukko 32. Talven (tammi-maaliskuu) ravinnepitoisuuksien ($\mu\text{g l}^{-1}$) tausta-arvoja rannikkovesityypeittäin (A–K). Menetelmänä 1 (M₁) käytettiin frekvenssijaukaumien 10 %:n poikkeama-arvoja pienimmästä pitoisuudesta laskien laajasta, vuosien 1962–2004 aineistosta. Menetelmällä 2 (M₂) on saatu vanhan datan mediaaniarvot (suluissa minimi ja 25 % poikkeama, Q1) vuosilta 1962–76.

Tyyppi	TN M ₁	TN M ₂ (med, min; Q1)	NO ₂ +NO ₃ M ₁	TP M ₁	TP M ₂ (med, min; Q1)	PO ₄ M ₁
A	442		145	13		4
B	390	300 (160; 255)	150	27	26 (5; 20)	17,5
C	410		115		22	10
D	270		60		19	11,5
E	290	230 (180; 205)	76	23	17 (10; 15)	17
F	290		69		14	4
G	255		60		13	6
H	420		120		8,5	1
I	290	265 (130; 200)	87	7,0	16 (1; 13)	1
J	350		97		9,5	4
K	289	310 (200; 245)	96	13	4 (3; 6)	2

Taulukko 33. Keskikesän (heinä-elokuu) α -klorofyllipitoisuuksien ($\mu\text{g l}^{-1}$) sekä näkösyvyyden (m) tausta-arvoja rannikkovesityypeittäin. Menetelmän käytettiin frekvenssijakaumien 10 %:n poikkeama-arvoja pienimmästä arvosta (α -klorofylli) tai suurimmasta arvosta (näkösyvyys) laskien (Menetelmä 1, M_1). Menetelmällä 2 (M_2) saatiin ”vanhan datan” mediaanit (suluissa maksimit ja 75 % poikkeama-arvot).

Tyyppi	α -klorofylli M_1	α -klorofylli M_2 (med, min; Q1)	näkösyvyys M_1	näkösyvyys M_2 (med, max; Q3)
A	3,1		3,6	
B	2,6	2,4 (1,6; 2)	4,8	
C	2,4		4,0	
D	1,7		4,9	
E	1,5	2,3 (1,8; 1,8)	6,2	4,7 (6,5; 6,0)
F	1,3		4,6	
G	1,1		5,9	
H	2,2		3,0	
I	1,2	1,4 (1,2; 1,3)	5,0	4,7 (6,8; 6,5)
J	2,2		3,2	
K	1,3		5,0	2,2 (6,0; 3,4)

Luotettavuus

Ravinteille ja kasviplanktonin α -klorofyllille kyettiin määrittämään vertailuarvot aikasarjojen ja tilastollisten jakaumien avulla. Pelkkien aikasarjojen tarkastelu ei riitä, koska tiedot eivät ulotu kyllin kauaksi taaksepäin. Arvioita ei voida myöskään perustaa yksin vanhoihin, 1960-luvun mittaustuloksiin. Ne eivät anna riittävästi tietoa alueellisista vaihteluista, eivätkä huomioi sääolojen vaihteluista aiheutuvia vuosien välisiä eroja. Tilastollisten jakaumien avulla saadut arvot eivät myöskään ota huomioon luonnonvaihtelua. Pitkän aikavälin aineiston (1960-luvulta lähtien) etuna oli kuitenkin se, että sitä oli kuitenkin kullakin rannikkovesityypillä runsaasti saatavilla. Erialaisten lähestymistapojen vertailu on tärkeää, jotta eri muuttujien vertailuarvot voitaisiin arvioida mahdollisimman luotettavasti.

13.3.2 Empiirinen mallinnus

Aineisto ja menetelmät

Suomen rannikkovesitiedot kasviplanktonin α -klorofyllistä ja näkösyvyydestä ovat peräisin ympäristöhallinnon kansallisilta havaintoasemilta heinä-elokuussa vuosina 1960–2004. Merentutkimuslaitos on ns. Nautilus-retkien yhteydessä ottanut näkösyvyystietoja Itämeren pohjoisilta merialueilta toukokuun ja elokuun välisenä aikana (Granqvist 1914–1930). Tässä raportissa on käytetty havaintoasemien näkösyvyystietoja, jotka sijoittuvat Suomen rannikkovesialueille. Vanhoja näkösyvyystietoja on eniten heinäkuulta. 1900-luvun alun näkösyvyysarvot on korjattu vastaamaan nykyisten mittausmenetelmien antamia tuloksia käyttämällä Launiaisen ym. (1989) antamaa korjauskerrointa.

Kasviplanktonin α -klorofyllin ja näkösyvyyden välinen yhteys on analysoitu lineaarisen regression avulla ympäristöhallinnon seuranta-asemilta heinäkuussa ja heinä- ja elokuun välisenä aikana. Regressioanalyysi tehtiin jokaiselle rannikkotyyppille erikseen ja koko rannikkovesialueelle yhteisesti.

Tulokset

Suomen rannikkovesialueilla vanhat 1900-luvun alun pienimmät näkösyvyysarvot (2,9 m) on mitattu Suomenlahdella ja suurimmat (10–11 m) Saaristomerren ulkosaaristosta ja Perämereltä (taulukko 34). Pohjoisella Itämerellä vanhat näkösyvyysarvot olivat keskimäärin 9,5 m poiketen noin 2,5 m keskiarvosta (Launiainen ym. 1989). Nämä ulompien rannikkoalueiden ja avomerren näkösyvyysarvot olivat keskimäärin 2,5–3 m pienempiä kuin nykyisin.

Näkösyvyyden selittävyysaste *a*-klorofyllille, kokonaistypelle ja kokonaisfosforille vaihteli tyyppikohtaisesti. Suurin selittävyysaste saatiin, kun regressioanalyysi ulotettiin koko rannikkovesialueelle. Tällöin näkösyvyys selitti 41 % kasviplanktonin *a*-klorofyllin vaihtelusta. Kokonaistypen ja -fosforin kohdalla regressiokerroin oli pieni: näkösyvyys selitti vain 22 % kokonaisfosforin ja 26 % kokonaistypen vaihtelusta. Suomen rannikkovesialueella näkösyvyyden ja *a*-klorofyllin välinen yhteys oli heikompi kuin mitä Sanden ja Håkansson (1996) ovat ilmoittaneet eteläiseltä Itämereltä. Tämä johtuu siitä että Suomen rannikkovedet ovat voimakkaasti humus- ja saviaineiden värjäämiä jokivesien huomattavan suuren vaikutuksen johdosta.

Kasviplanktonin *a*-klorofylli rekonstruointiin käyttämällä hyväksi vanhoja, 1900-luvun alkupuolen näkösyvyystietoja Suomen rannikkovesien ulkosaaristosta (taulukko 34). Suomen rannikkovesien kaikilla ulkosaariston tyypeillä kasviplanktonin *a*-klorofyllin taustapitoisuudet jäivät 2 µg l⁻¹ alapuolelle. Arvot olivat samaa tasoa kuin rannikkovesiaineiston frekvenssijakaumien 10 %:n poikkeama-arvot (taulukko 33). Rekonstruoidut kokonaistypen pitoisuudet olivat hiukan pienempiä kuin oli saatu tarkastelemalla frekvenssijakaumia.

Taulukko 34. Kasviplanktonin *a*-klorofyllin (µg l⁻¹) heinäkuun tausta-arvoja (keskiarvo, minimi, maksimi), jotka on arvioitu empiirisesti regressioanalyysin avulla. Heinäkuun näkösyvyys (m) on mitattu Nautilus-retkillä vuosien 1910–1930 aikana (Granqvist 1914–1930). Koodit: * on kesäkuun arvo.

Tyyppi	<i>a</i> -klorofylli kesk. (min; maks)	Näk. v.1914–30
A	4,6	2,8
B	1,9 (1; 3)	6,2 (3,1; 10,5)
C		
D	1,4*	9,3*
E	1,4 (0,8; 2)	7,9 (5,5; 12,3)
F		
G	1,2 (0,7; 1,4)	9,6 (7,7; 15,3)
H		
I	1,3 (1,2; 1,4)	7,9 (7,5; 8,6)
J		
K	1,6 (1; 2,5)	7,1 (4,3; 11,1)

Luotettavuus

Empiirisen menetelmän käyttöä rajoittaa se, että vanhoja näkösyvyystietoja vähän saatavilla Suomen rannikkovesialueella. Suomenlahden ja Pohjanlahden avomerellä havaintoasemia olisi runsaammin, mutta ne eivät edusta Suomen rannikkovesialueita. Siksi niitä ei ole käytetty tässä analyysissä hyväksi. Regressiomallin avulla voitiin arvioida *a*-klorofyllin vertailuarvo vain ulommille rannikkovesityypeille. Alueellisen vaihtelun arviointi rannikkotyyppien sisällä oli myös vaikeaa, koska vanhoja näkösyvyystietoja oli vähän saatavilla. Lisäksi kasviplanktonin *a*-klorofyllin ja näkösyvyyden välisen regression selittävyysaste jäi myös matalammaksi Suomen rannikkovesialueilla kuin eteläisellä Itämerellä (vrt. Sanden ja Håkansson 1996). Tämä johtuu Pohjoisen Itämeren jokivesien suuresta humus- ja savipitoisuudesta.

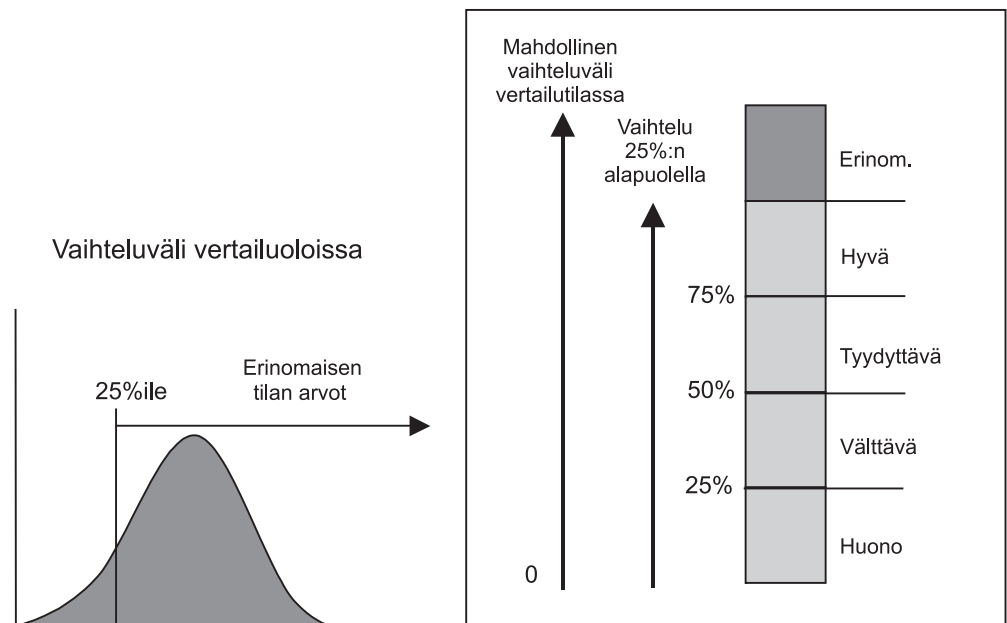
14

Ekologisen tilan määräytyminen ja luokittelujärjestelmän periaatteet

14.1 Luokkarajojen asettaminen

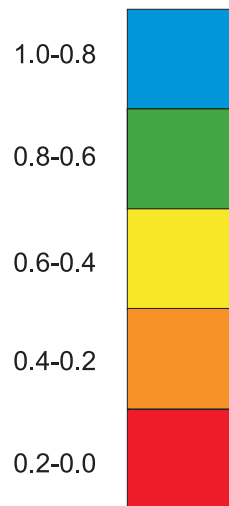
Luokkarajojen asettamisella tarkoitetaan ekologisen laatusuhteen (katso luku 3.1) arvojen (1–0) jakamista viiteen luokkaan, jotka vastaavat direktiivissä sanallisesti kuvailtuja luokkia erinomaisesta huonoon. Tavallisin tapa määrittellä raja-arvoja biologisten muuttujien luokittelussa on tilastollisiin jakaumiin perustuva tarkastelu. Tämä edellyttää aina, että todellisia havaintoja biologisista muuttujista on riittävästi käytettävissä. Aineistojen puuttuessa on luonnollisesti mahdollista arvioida biologisten muuttujien sijoittumista ennalta määrättyihin tilaluokkiin asiantuntija-arvioiden perusteella, mikäli riittävästi tietoja kohteen vedenlaadusta, kuormituksesta ja muista ihmistoiminnan aiheuttamista paineista on käytettävissä.

USEPA (1998), Ruotsi (mm. Johnson 1999) ja EU-työryhmät (mm. Wallin ym. 2002) ovat suositelleet luokittelun lähtökohdaksi erinomaista tilaa edustavien biologisten muuttujien yksinkertaista jakaumatarkastelua. Tätä on havainnollistettu kuvassa 30. Tietty laatutekijää kuvaava muuttuja, esimerkiksi indikaattorilajien osuus, saa ekologisen laatusuhteen arvoja nolasta tiettyyn havaittuun maksimiin. Erinomaisen ja hyvän tilan väliseksi raja-arvoksi voidaan asettaa tämän vaihteluvälin alakvartiili, eli se kohta jonka alapuolelle sijoittuu 25 % havaituista arvoista. Erilaisissa harjoitelmissa raja-arvona on käytetty myös esim. 10 %:n rajaa. Raja-arvon tarkemmat asettamiskriteerit eri laatutekijöiden erilaisten muuttujien osalta edellyttää vielä tutkimustyötä. E/H-rajain alapuolinen väli noltaan asti jaetaan edelleen noltaan asti tasavälein neljään eri luokkaan hyvästä huonoon. Tasavälisyyttä puoltaa helppo tulkittavuus ja muuttujien välisen vertailun yksinkertaistuminen.



Kuva 30. Biologisten laatutekijöiden jakaumatarkasteluun perustuva tapa luokkarajojen asettamiseksi. Erinomaisen ja hyvän tilan rajakohtana on havaintojen alakvartiili, jonka alapuolelle jäävällä havaintoalueella luokat jaetaan tasavälisesti (mukailten Wallin ym. 2002).

Luokkarajojen ekologisen laatusuhteen numeeriset arvot on esitetty viitteellisesti kuvassa 31. Laatusuhteen absoluuttiset arvot vaihtelevat laatutekijä- ja muuttujakohtaisesti, joten varsinaisessa luokkarajojen asettamistyössä on muuttujat ja laatutekijät ensin yhteismitallistettava. On huomattava myös, että luokkarajat eivät edusta mitään ekologisesti merkityksellistä ehdotonta rajaa. Siksi luokkarajoilla tai niiden läheisyydessä on suositeltavaa käyttää asiantuntija-arviointia luokan määräytymisessä. Aihetta tarkastellaan lähemmin luvussa 14.3.



Kuva 31. Ekologisen laatusuhteen viitteelliset numeeriset arvot eri tilaluokissa.

14.2 Luokittelun luotettavuus ja tarkkuus

Direktiivi vaatii vertailuolojen arvojen ja laadullisten tekijöiden luokittelun riittävää luotettavuutta ja tarkkuutta käytetystä menetelmästä riippumatta. Miten riittävä luotettavuus ja tarkkuus määritellään, on jäsenvaltioiden päätettävissä. Päätöksiä tehtäessä on otettava huomioon eri laatutekijöiden luonnollinen vaihtelu (ajallinen sekä paikkojen välinen vaihtelu) yhdessä otoksen ja analyysien virhelähteiden kanssa. Direktiivin mainitsemien luotettavuuden pohjaksi tarvitaan useiden vuosien tietoja ja hyvää arvioita laadullisten tekijöiden ajallisesta vaihtelusta. Kaikkien tarvittavien tietojen ei tarvitse olla käytössä heti alkuvaiheessa, vaan niitä voidaan täydentää ensimmäistä hoitosuunnitelmaa toteutettaessa.

Ekologisen tilan luotettavan luokittelun on pohjauduttava seurantaohjelmiin, jotka pyrkivät minimoimaan kontrolloimattomista mittausvirheistä johtuvaa vaihtelua sekä tunnistamaan muuttujien luontaisen vaihtelun ominaispiirteet. Jotkut biologisten laatutekijöiden muuttujat (esimerkiksi pohjalevien taksonikoostumus) voivat vaihdella merkittävästi jopa viikkojen ajanjaksolla, kun taas muiden muuttujien (esim. kala- ja makrofyyttiyhteisön koostumus) ajallinen vaihtelu on paljon vähäisempää. Kunkin muuttujan ja arviointimenetelmän epävarmuustekijät ja virhelähteet on tunnistettava, jotta pystytään paremmin erottamaan ihmisen toiminnasta aiheutuvat vaikutukset luontaisista vaikutuksista. Tilaluokittelu perustuu pitkälti kvantitatiivisiin mittauksiin ja muuttujien jakaumien vertailuun vertailuolojen ja seurattavien paikkojen kesken. Tällöin aineistoihin on sovellettava vakiintuneita tilastollisen analysoinnin menetelmiä ja niihin liittyvää tulosten luotettavuuden ja tarkkuuden arviointia.

Biologista laatua kuvaaviin tekijöihin kohdistuvat virhelähteet voidaan karkeasti jaotella seuraavasti (USEPA 1998):

Otantavirheet (luontainen vaihtelu paikkojen välillä)

- Vesimuodostumassa/näytteenotto paikalla taksonien esiintyminen ja runsaus voivat vaihdella paikallisesti hyvinkin pienessä mittakaavassa esim. pohjan laadun, virtausolojen ja muiden elinympäristötekijöiden vaihtelusta riippuen. Tyypillisesti tätä virhettä voidaan hallita vakiomalla näytteenotto riittävän tarkasti tiettyihin (mikro)habitaatioihin ja suunnittelemalla otanta vaihtelun edellyttämällä tavalla.

Virheet näytteen käsittelyssä

- Näytteiden sopimaton käsittely (lajittelu, osittaminen jne.) voi johtaa siihen, että tiettyjä taksoneja ei havaita tai niiden muuttujat määritetään väärin. Tämä voi johtaa EQR-arvojen väärin arvioihin.

Analyttiset virheet

- Kemiallisten analyysitekniikoiden virheet voivat tuottaa erilaisia tuloksia esim. saman paikan eri osanäytteistä.

Luontainen ajallinen vaihtelu

- Esim. taksonien esiintymisessä on usein luontaista vaihtelua muun muassa eri vuodenaikojen/vuosien välillä.

Tehokkaan näytteenoton ja mittaamisen edellytyksenä on näytteiden ottaminen niin, että mittausvirheet pystytään minimoimaan ja mahdollisuuksien mukaan hallitsemaan myös muita vaihtelua aiheuttavia tekijöitä. Tämä edellyttää huolellista etukäteissuunnittelua ja tutkittavien ekosysteemien ja eliöryhmien mahdollisimman hyvää tuntemusta.

Ekologisen seurantatiedon luotettavuuteen vaikuttavat keskeisesti laatutekijöiden ominaisuuksia kuvaavien muuttujien ominaisuudet. Laatutekijäkohtaisen muuttujien valinta on siksi nähtävissä jatkuvana prosessina, jossa muuttujien luotettavuutta ja kykyä ilmentää ihmistoiminnasta aiheutuvia muutoksia tarkastellaan aina tuloksia tulkittaessa ja raportoitaessa. Jokaiselle muuttujalle on kyettävä määrittelemään vertailuarvot ja kuvailemaan pääosin kvantitatiivisesti niiden vaihtelua. Jos jonkin muuttujan vaihtelu (varianssi) on lähtökohtaisesti tietyn vesimuodostumatyyppin vertailuololoissa hyvin korkea, ei luotettava luokittelu ole mahdollista. Tällöin ko. muuttuja voidaan joutua hylkäämään.

Laadun varmistamisen osa-alueita koko seurantaprosessin tasolla ovat:

- ohjelmien suunnittelu
- tutkijoiden ja työntekijöiden koulutus
- näytteenoton ja prosessien standardisoinnit
- tiedon toistettavuuden tarkistaminen
- välineiden ylläpito ja kalibrointi

Näytteenotto-ohjelmaa suunniteltaessa on selvítettävä kuinka paljon näytteitä tarvitaan, jotta seurannalle asetetut tavoitteet saavutetaan. Lisäksi on arvioitava todennäköisyyttä sille, että seurantatulosten pohjalta tehdään väärä päätelmiä.

Edellä mainittuja kysymyksiä voidaan tarkastella analysoimalla näytteenotto-ohjelmalla hankittavan aineiston ns. tilastollista voimaa (**statistical power analysis**). Analyysillä saadaan arvio seurantatulosten kyvystä havaita tilastollisesti merkitsevät erot muuttujaa mitattaessa. Analyysin tärkeys huomataan tarkastelemalla tilastollisen testin tuloksia. Ekologisen tilan luokittelun lähtökohtana on ns. nollahypoteesi (**H0**), joka voidaan muotoilla tyypillisesti esim.: *"tilaluokka ei poikkea määrittelystä tavoitetilasta (hyvä ekologinen tila)"*. Vastaavasti vaihtoehtoinen hypoteesi (**H1**) ilmaisee poikkeaman tavoitetilasta: *"ekologinen tila on hyvää heikompi"*. Tilastollisten testien perusteella tehdyt päätelmävirheet joko johtavat em. H0-hypoteesin hylkäämiseen sen ollessa totta (I-tyyppin virhe) tai H0-hypoteesin hyväksymiseen sen ollessa väärä (II-tyyppin virhe). Toiminnanharjoittajan kannalta I-tyyppin virhettä voidaan pitää epäsuotavana, koska tilaluokan oletetaan silloin olevan tavoitetilaa heikomman, vaikka se tosiasiansa ei sitä olisikaan. Vesiensuojelun kannalta puolestaan II-tyyppin virhe on vaarallisempi, koska silloin tavoitetila oletetaan saavutetuksi vaikka se todellisuudessa olisikin heikentynyt.

Seurantaohjelman ja tilastollisten analyysien kyvyttömyys havaita kummankin tyyppin virheitä on siis epäsuotavaa. I-tyyppin virheen todennäköisyys on suorassa suhteessa tilastollisen testisuureen luottamusväliin ja merkitsevyytasoon (α); kasvattamalla luottamusväliä voidaan tyyppin I virhemahdollisuutta pienentää. Esimerkiksi luottamusväliksi voidaan valita tyypillisesti sovelletun 95 %:n sijasta 99 %, jolloin virhemahdollisuus on 1 %. Vesiensuojelun kannalta asianmukaisempaa on vähentää II-tyyppin virhettä eli lisätä analyysin tilastollista voimaa. Tämä voidaan tehdä rajaamalla luokittelussa käytettävien laatutekijöiden määrä pelkästään sellaisiin joiden ennustekyky on mahdollisimman suuri ja vaihtelu mahdollisimman vähäinen ja/tai kasvattamalla näytekokoa ja lisäämällä rinnakkaisnäytteiden määrää.

Seurantaan tarvittavan henkilökunnan on oltava asiantuntevia ja koulutusta on järjestettävä tarpeen mukaan. Lisäksi resurssien, kuten näytteenotto- ja laboratoriovälineiden sekä menetelmien tulee olla standardoituja, kalibroituja ja tarkoitukseen sopivia, jotta voidaan kustannustehokkaasti tuottaa korkealaatuista ympäristötietoa.

Laadun varmistaminen liittyy myös tiedon käsittelyyn, kuten tietokantojen suunnitteluun, arkistointiin ja dokumentointiin, joille pitäisi kehittää yhdenmukaiset menetelmät. Tiedon laatua kuvaavia määrällisiä ja laadullisia ominaisuuksia ovat mm. tarkkuus, edustavuus, vertailtavuus ja mitattavuus. Lisäksi tiedon raportointi on hoidettava huolellisesti ja ammattitaitoisesti.

14.3 Ekologisen tilaluokan määräytyminen

Ekologisen tilaluokan määräytymisen periaatteista on esitetty EU-työryhmissä erilaisia näkemyksiä. Eniten keskustelua on herättänyt ns. heikoimman lenkin periaate (one-out, all-out), jonka mukaan vesimuodostuman tila määräytyisi heikoimman laatutekijän perusteella. Vastakohtana tälle ajatukselle on yleisluokittelun periaate, joka määrittelee ekologisen tilan eri laatutekijöiden antamien tulosten yhteenvetona tai yleistykseenä. Tämä periaate on käytössä Pohjois-Amerikassa (USEPA 1998). Eri EU-ohjeistoja (REFCOND, COAST, MONITORING ja HMWB & AWB) yhdistävä ECOSTAT-ohjeisto (EU CIS Ecostat Guidance 2003), joka on hyväksytty EU:n vesijohtajien kokouksessa Roomassa 24.–25. marraskuuta 2003, sisältää periaatteessa molemmat vaihtoehdot. ECOSTAT-ohjeisto kuitenkin painottaa melko voimakkaasti heikoimman lenkin periaatetta.

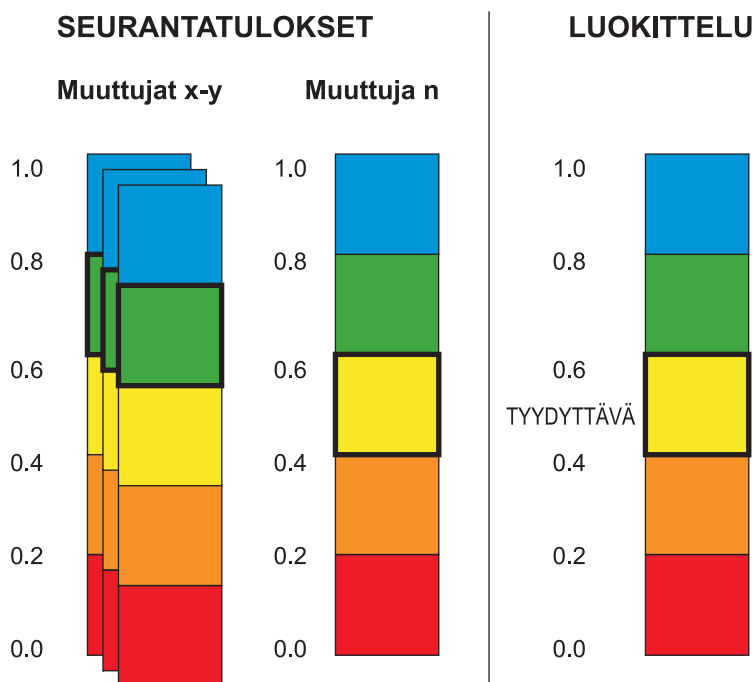
(http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/guidance_documents.html).

Ennen kuin tilaluokan määrätymisen perusteita käsitellään pidemmälle, on syytä erottaa toisistaan käsitteet *laatutekijä* (engl. quality element) ja *laatutekijään kuvaava muuttuja* (engl. esim. "metric" tai "parameter indicative of the condition of a quality element"). EU-ohjeistoissa ei näitä käsitteitä ole selvästi määritelty, mikä on omiaan lisäämään väärinkäsitysten mahdollisuutta. Tässä raportissa laatutekijällä tarkoitetaan direktiivin liitteessä V listattujen biologisten tekijöiden pääotsikoita. Si- ten esim. kasviplankton, makrofytyt, pohjaeläimet ja kalat ovat kukin laatutekijöitä. Liitteen V tilaluokkien luonnehdintoja (taulukot 1.2.1–1.2.4) ei tässä pidetä laatuteki- jöinä vaan niiden tilaa kuvaavina ominaisuuksina, joita on edelleen täsmällisemmin mitattava joillakin tarkoituksenmukaisilla muuttujilla. Esimerkiksi pohjaeläimistön osalta koostumus ja herkkien ja epäherkkien taksonien suhde ovat laatutekijöiden ominaisuuksia, joita voidaan luokittelussa kuvata erilaisilla muuttujilla (esimerkiksi tyypille ominaisten lajien määrä, indikaattorilajien osuus).

Seuraavassa tarkastellaan heikoimman lenkin ja yleistyksen perustuvan luokitteluperiaatteen sisältöä sekä etuja ja puutteita.

14.3.1 Heikoimman lenkin periaate

Pelkistetyimmillään heikoimman lenkin periaate voisi tarkoittaa, että biologisten laatutekijöiden ja niitä kuvaavien muuttujien joukosta valitaan huonoimman tila- arvion saanut muuttuja ja määritellään tilaluokka sen perusteella. Tätä on havain- nollistettu kuvassa 32. Esimerkissä periaatteen mukaisesti luokka määräytyisi ta- voitetilaa heikommaksi eli tyydyttäväksi yhden yksittäisen muuttujan saaman hei- kon laatutekijäarvon perusteella, vaikka kaikki muut muuttujat osoittaisivat hy- vää tilaa. Mikäli luokittelussa olisi lisäksi käytetty myös muita laatutekijöitä, joiden kaikkien muuttujien arvot myös osoittaisivat hyvää tai erinomaista tilaa, ei niiden arvoilla olisi tämän periaatteen mukaisesti merkitystä luokittelussa.



Kuva 32. Heikoimman lenkin periaate laatutekijäkohtaisessa luokittelussa (one-out, all-out). Yksittäisen laatutekijän (esim. kasviplankton) yksittäisen, heikoimman muuttujan (esim. bio- massa) määräisi yksin tilaluokan. Mikäli seurannassa olisi käytetty muitakin biologisia laatu- tekijöitä ja niiden muuttujien arvot edustaisivat hyviä tai erinomaisia oloja, ei niitä huomioi- taisi luokittelussa.

ECOSTAT-ohjeisto (EU CIS Ecostat Guidance 2003) on esittänyt heikoimman lenkin periaatteesta myös väljempää tulkintoja, joiden mukaan tilaluokan määräytyminen voitaisiin tehdä joko heikoimman laatutekijän (yleis)tilan (ei siis välttämättä laatutekijän heikoimman muuttujan) perusteella tai laatutekijöiden (ja muuttujien) yhdennetyn tarkastelun perusteella. Tätä on havainnollistettu jäljempänä luvussa 14.3.2.

Heikoimman lenkin periaatteen mukaisessa luokituksessa voidaan tunnistaa seuraavia puutteita ja etuja:

PUUTTEET

- ei kuvaa vesiekosysteemin yleistä tilaa
- ylikorostaa yksittäisen tekijän edustamaa, usein pientä osaa ekosysteemistä
- luokitusta vaikeaa perustella sidosryhmille: miksi huomioidaan vain yksi tekijä?
- voi painottaa poikkeustilanteista, näytteenotosta yms. johtuvia virheitä

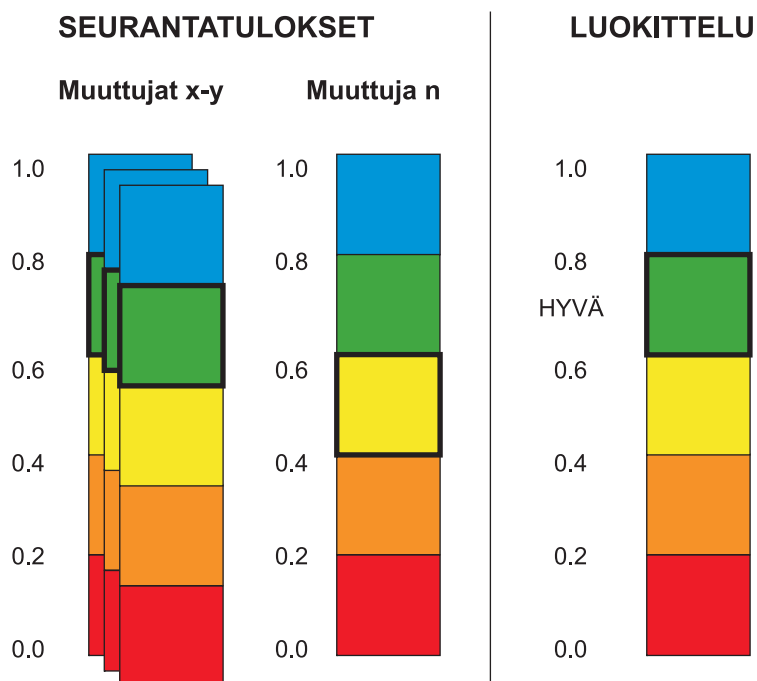
EDUT

- + noudattaa ekologista varovaisuusperiaatetta
- + painottaa mahdollisesti koko ekosysteemin kannalta merkittäviä muutoksia
- + heijastaa tietyn ekosysteemin osan muutosta ja mahdollistaa vesien-suojelun kohdentamisen

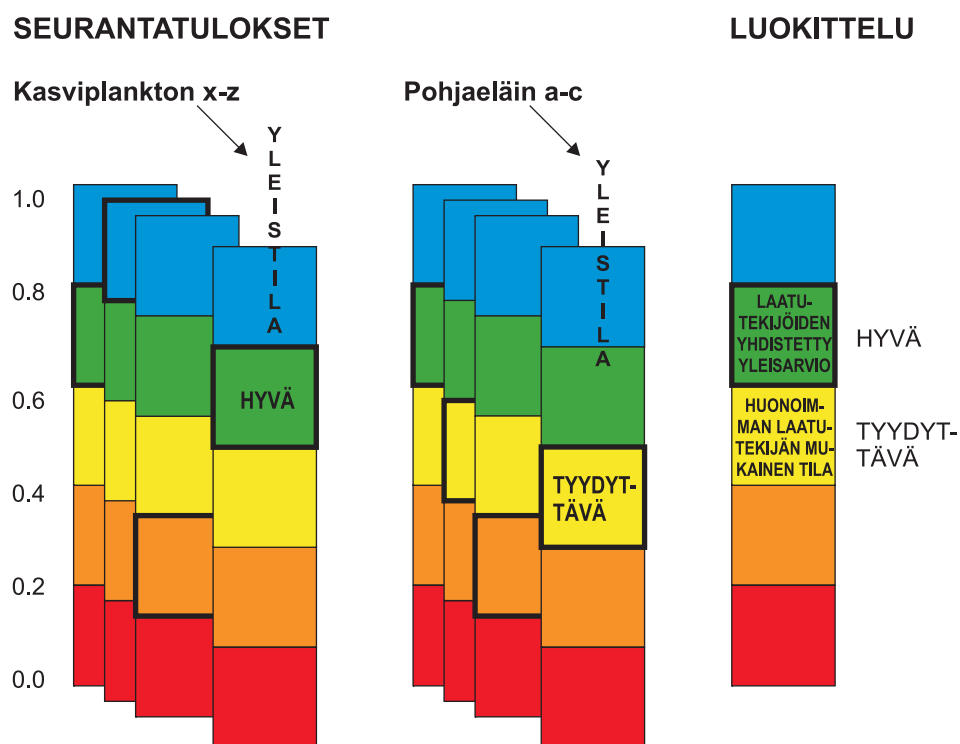
14.3.2 Yleisluokitus: muuttujien ja laatutekijöiden yhdistetty tarkastelu

Muuttujien yhdistetyssä tarkastelussa tilaluokka määräytyisi ekologisen laatusuhteen keskiarvon tai muun vastaavan tilastollisen tunnusluvun perusteella. Kuvassa 33 on asiaa havainnollistettu yhden laatutekijän tasolla. Esimerkissä laatutekijän (esim. kasviplankton) kolmen muuttujan laatusuhteet saavat arvon välillä 0,8–0,6 ja edustavat siis hyvää tilaa. Yksi muuttuja saa heikomman arvon, mutta se ei vaikuta yleisluokitukseen, joka määräytyisi kaikkien muuttujien ekologisen laatusuhteen keskiarvon perusteella. Suoraviivainen keskiarvoistaminen voi kuitenkin jättää huomioimatta ekologisesti merkityksellisiä laatusuhteen arvoja. Luokittelun käytännön toteutuksessa onkin tärkeää tarkastella muuttujakohtaisia arvoja ja painottaa tarpeen mukaan merkittävimpiä ja luotettavimpia tuloksia (luku 4.4).

ECOSTAT-ohjeisto (EU CIS Ecostat Guidance 2003) suosittelee laatutekijöistä huonoimman mukaan tapahtuvaa luokitusta tapauksissa jolloin jokin tietylle paineelle spesifi laatutekijä osoittaa heikompa tilaa kuin muut laatutekijät. Tällä lähestymistavalla on samat puutteet ja edut kuin edellä luvussa 14.3.1 esitettiin. Periaatteessa huonointa tilaa ilmentävään laatutekijään, samoin kuin huonointa tilaa ilmentävään muuttujaankin, on kiinnitettävä erityistä huomiota, koska kyseessä voi olla hälyttävä muutos jota ei muilla käytetyillä muuttujilla/tekijöillä ole voitu havaita.



Kuva 33. Laatutekijän muuttujien yhdennettyyn tarkasteluun perustuva tilaluokan määrittäminen.



Kuva 34. Laatutekijöiden muuttujien yhdistettyyn (keskiarvoistettuun) tarkasteluun perustuva luokitteluesimerkki. Luokka määrittyy joko laatutekijöiden (esim. kasviplankton ja pohjaeläimet) yleistilojen keskiarvona tai huonomman laatutekijän yleistilan mukaisesti (pohjaeläinten perusteella).

Laatutekijöiden ja muuttujien yhdenmennyyn tarkasteluun perustuvalla yleisluokituksella on seuraavat edut ja puutteet:

PUUTTEET

- ekologisesti merkittävä muutos voi jäädä huomioimatta
- ei välttämättä heijasta tietyssä ekosysteemin osassa tapahtuvaa muutosta
- vesiensuojelun kohdentamistarpeet voivat jäädä huomioimatta

EDUT

- + kokonaiskuvan pintaveden yleistilasta
- + kaikkien tekijöiden huomiointi parantaa luokituksen perusteltavuutta sidosryhmille

14.3.3 Yhteenveto

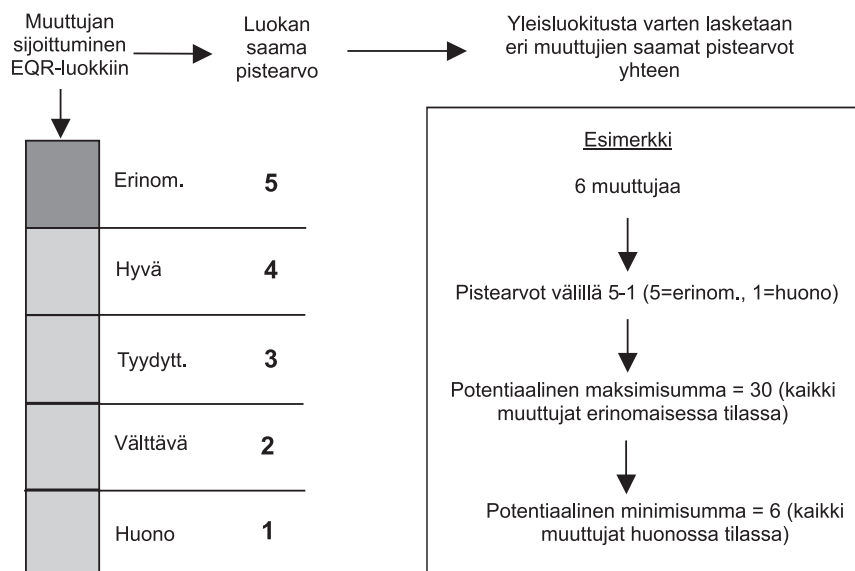
Edellä esitetyn perusteella sekä heikoimman lenkin että luokittelutekijöiden yleistyksen perustuvilla luokittelukäytännöillä on omat hyvät ja huonot puolensa. Käyttökelpoisuusluokituksista saatujen kokemusten perusteella luokittelun tulisi käytännössä olla joustava ja sisältää eri työvaiheissa aineiston asiantuntija-arviointia ja tarkennettuja selvityksiä. Luokan määrittelyssä tulisi välttää harvoihin tunnuslukuihin ja laskenta-automaatteihin perustuvia käytäntöjä.

Ideaalinen luokittelujärjestelmä säilyttää informaation huonoimmista luokittelutekijöistä ja samalla huomioi niiden suhteellisen merkityksen ja eri tekijöiden yhdistelmänä muodostuvan kokonaiskuvan. Kokemuksia tällaisesta luokittelukäytännöstä on Euroopasta lähinnä Sabrobia-systeemistä ja Pohjois-Amerikan järvi- ja jokiluokittelusta (USEPA 1998). EU:n RefCond-työryhmässä Wallin ym. (2002) hahmottelivat USEPAn käytännön mukaista pisteytysjärjestelmää (kuva 35).

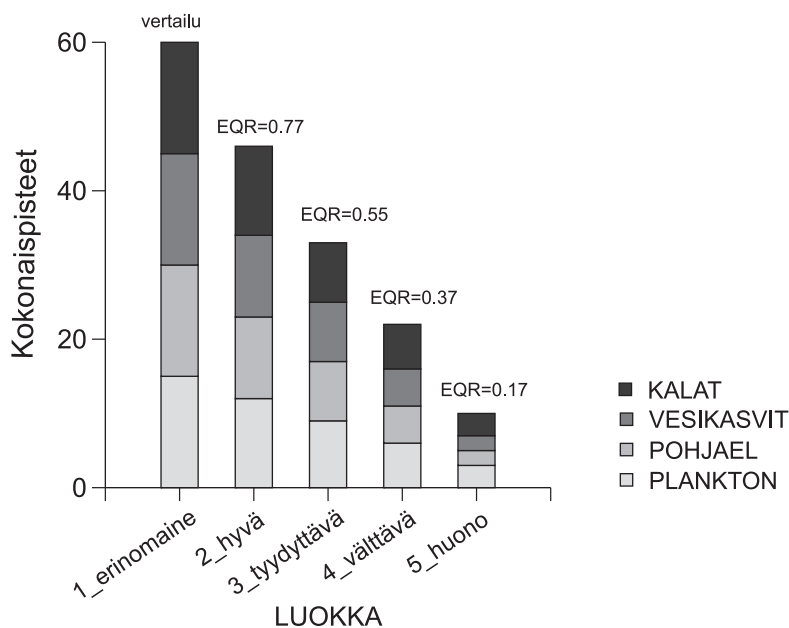
Eri laatutekijöiden yhdistetty kokonaispisteytys ja kunkin laatutekijän osuus sen muodostumisessa voidaan edelleen huomioidaan yleisluokituksessa (kuva 36). Vesimuodostuman yleisluokka määritellään USEPAn ohjeistossa sen perusteella kuinka paljon järvi-kohteen saama kokonaispistemäärä poikkeaa järviympäristön teoreettisesta maksimipistemäärästä. Kokonaispistemäärää vertailuololoissa ja luokiteltavan kohteen saamia kokonaispisteitä voitaisiin edelleen käyttää yleistetyn ekologisen laatusuhteen laskennassa ja esittää näin esim. kuvassa 36 esitetyt luokat numeerisina EQR-arvoina. Tarvittaessa tiettyjä tekijöitä voitaisiin painottaa luokan määräytymisessä.

Yleisluokan määräytymiselle on myös vaihtoehtoisia tapoja, joita testataan jatkossa.

Kuva 35. Muuttujien yhteismittailminen ja yleisluokituksen määrittely pisteytykseen perustuen. Kullekin laatutekijää kuvaavalle muuttujalle annetaan pistearvo sen mukaan mihin luokkaan muuttujan keskiluku asettuu. Muokattu Wallinin ym. (2002) esityksen mukaan.



Kuva 36. Viitteellinen esimerkki laatutekijöiden yhdistettyyn tarkasteluun ja EQR-arvojen pisteytykseen perustuvasta luokittelusta. Esimerkissä kunkin laatutekijän (kasviplankton, pohjaeläimet, vesikasvit ja kalat) tilaa on arvioitu kolmen eri muuttujan avulla. Vertailuoluoja kuvaavat muuttujat saavat 5 pistettä. Teoreettinen kokonaispistemäärän maksimi vertailuoloissa on $4 \times 3 \times 5 = 60$. Jakamalla havaittu kokonaispistearvo tällä vertailuarvolla saadaan ekologisen laatusuhteen ilmoittama tilaluokka.

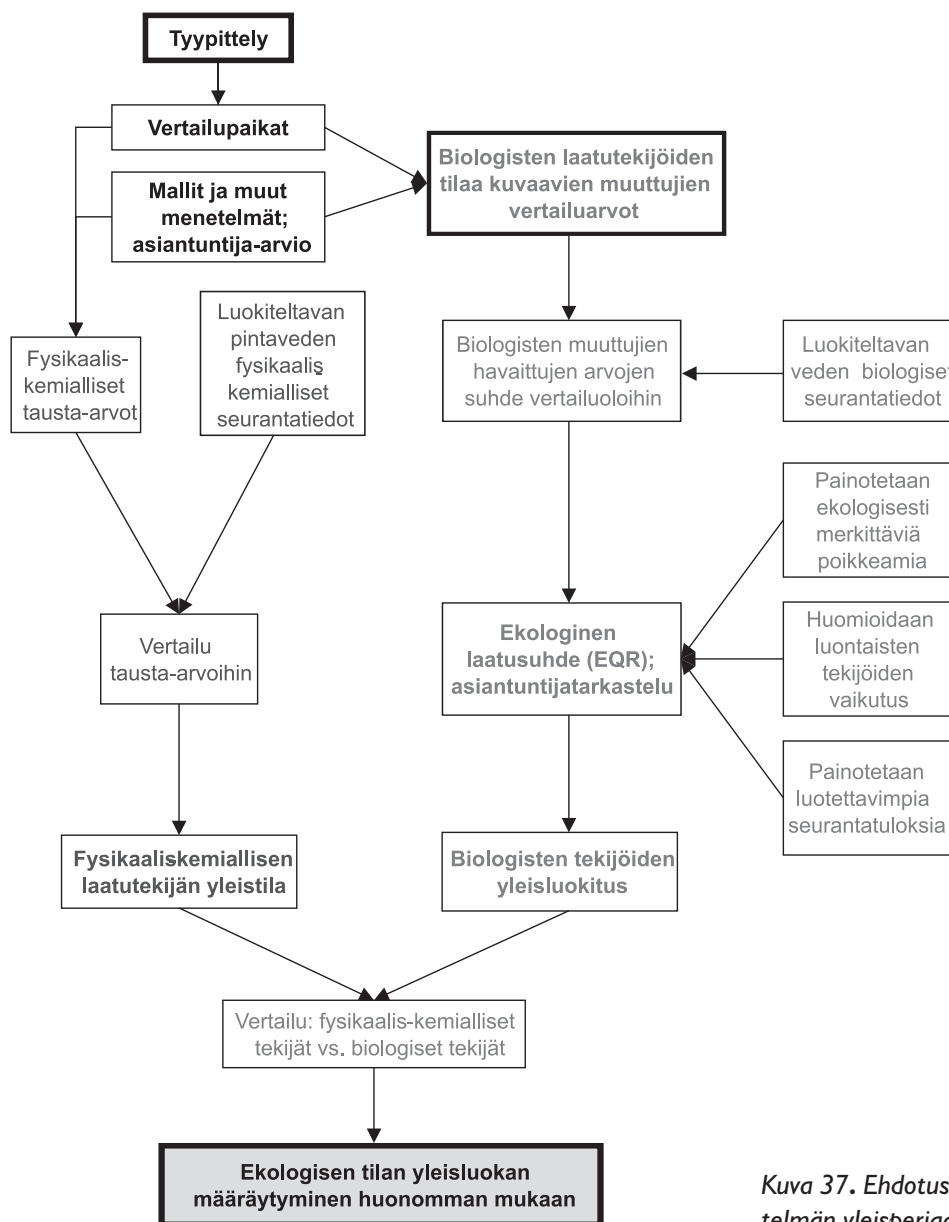


14.4 Luokittelujärjestelmä

Luokittelujärjestelmän yksityiskohdat, kuten vertailuolojen täsmentäminen ja luokkarajojen asettaminen, ovat kehitystyön kohteena. Periaatteena on laatia ensin yleisluonnehdinta sekä fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden että biologisten laatutekijöiden tilasta. Luokittelujärjestelmän rungoksi esitetään edellä luvussa 14.3.3 luonnehdittua laatutekijöiden yhdenmukaista tarkastelua.

Ehdotettu luokittelujärjestelmä koostuu kuvassa 37 havainnollistetuista osista. Luokittelun vaiheet ovat 1) tyypittely, 2) tyyppikohtaisten vertailuolojen määrittely, 3) biologisten laatutekijöiden sekä vedenlaadun tilaa kuvaavien muuttujien vertailuarvojen määrittely, 4) luokiteltavan pintaveden seurantatietojen kerääminen ja analysointi, 5) havaittujen poikkeamien määrittely (ekologinen laatusuhde, vedenlaadun poikkeamat ja ympäristölaatumormit), 6) biologisten laatutekijöiden yleisluokituksen sekä vedenlaadun yleistilan määrittely ja 7) ekologisen tilan yleisluokan määrittelyn heikomman yleistilan/-luokan (vedenlaatu > < biologisten tekijöiden tila) perusteella.

Seurantatietojen analysoinnissa ja poikkeamien määrittelyssä on oleellista painottaa ekologisesti merkittävimpiä ja luotettavimpia tekijöitä/havaintoja sekä huomioida luontaisten tekijöiden vaikutus seurantatuloksiin. Luokituksen yksityiskohtaisemmat kriteerit esitetään kun vertailuolot on täsmällisemmin määritetty ja laatutekijöiden yhdenntyn tarkastelun testaustulokset valmistuvat.



Kuva 37. Ehdotus ekologisen luokittelujärjestelmän yleisperiaatteiksi.

Kirjallisuus

- Appelberg, M., Berquist, B. C. & Degerman, E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 311–315.
- Ala-Opas, P. 1999. *Selvitys Lammin ja Tuuloksen järvien kalastosta*. Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema. 56 s.
- Ala-Opas, P. 2000. *Selvitys Lammin ja Tuuloksen järvien kalastosta II*. Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema. 40 s.
- Anderssen, J.H., Conley, D.J. & Hedal, S. 2004. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. *Mar. Pollut. Bull.* 49: 282–286.
- Andersson, J. & Rippey, B. 1994. Monitoring lake recovery from point-source eutrophication: the use of diatom-inferred epilimnetic total phosphorus and sediment chemistry. *Freshwater biology* 32: 625–639.
- Antoine, S.E. & Benson-Evans, K. 1982. The effect of current velocity on the rate of growth of benthic algal communities.- *Int.Revue ges.Hydrobiol.*;67:4 s.575-583.
- Appelberg, M., Berquist, B. C. & Degerman, E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 311–315.
- Armitage, P.D., Moss, 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 waters. *Water Res.* 17: 333–347.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2004. *Iso-Pyhäntäjärven ekologinen tila rantavyöhykkeen pohja-eläimistön perustella*. Raportti. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto. 14 s.
- Bennion, H. 1994. A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391–410.
- Birks, H.J.B. 1995. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions. In: Maddy D. & Brew S. (eds.). *Statistical modelling of Quaternary science data*. Quaternary Research Association, Cambridge. Technical Guide 5. P. 161–254.
- Blom, T., Korhola, A. & Weckström, J. 1998. Physical and chemical characterisation of small, subarctic lakes in Finnish Lapland with special reference to climatic change scenarios. In: Lemmelä, R. & Helenius, N. (eds.). *Proceedings of the Second International Conference on Climate and Water*. Espoo, Finland, 17 – 20 August 1998. Volume 2. P. 576 - 587.
- Blomqvist, M., Cederwall, H., Nilsson, H.C., Rosenberg, R. 2004. *Framtagning av nya bedömningsgrunder för kust och hav enligt ramdirektivets krav – Bentiska evertebrater*. Rapport 2004-01-12, Naturvårdsverket, Stockholm. P. 1–51.
- Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40(12): 1100–1114.
- Brodersen, K., Whiteside, M. & Lindegaard, C. 1998. Reconstruction of trophic state in Danish lakes using subfossil chydorid (Cladocera) assemblages. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 55: 1093–1103
- Bäck, S. and Karttunen, K. (eds.). 2001. *Classification of ecological status of lakes and rivers*. TemaNord 2001: 584. 95 p.
- Bäck, S. & Ruuskanen, A. 2000. Distribution and maximum depth of *Fucus vesiculosus* along the Finnish coastline. *Marine Biology* 136: 303–307.
- Böhling, P. & Rahikainen, M. (toim.). 1999. *Kalataloustarkkailu. Periaatteet ja menetelmät*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 303 s.
- Carstensen, J., Heiskanen, A-S., Kauppila, P., Neumann, T., Schernewski, G. & Gromisz, S. 2005. *Developing reference conditions for phytoplankton in the Baltic coastal waters. Part II: Examples of reference conditions developed for the Baltic Sea*. Joint Research Center, Technical report, 21582/EN/2.
- Clarke, K. R. & Warwick R. M. 2001. *Changes in Marine Communities. An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd ed. Plymouth Marine Laboratory.

- Degerman, E. & Sers, B. 1992. Fish assemblages in Swedish streams. *Nordic J. Freshw. Res.* 67: 61–71.
- Degerman, E. & Lingdell, P.-E. 1993. pHisces – fisk som indikator på lågt pH. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1993)* 3: 37–54.
- Descy, J.P. 1979: A new approach to water quality estimation using diatoms.- *Nova Hedwigia/Beiheft* 64:305-323.
- Descy, J.P. & Coste, M. 1991: A test of methods for assessing water quality based on diatoms.- *Vehr.Internat.Verein.Limnol.* 24:2112-2116.
- Dodkins, I., Rippey, B. & Hale, P. 2003. The advantage of metrics for aquatic macrophyte assessment in Northern Ireland. In: Ruoppa, M. Heinonen, P., Pilke, A., Rekolainen, S., Toivonen, H. and Vuoristo, H. (eds.). 2003. How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. *TemaNord* 2003:547. P. 29–34.
- Eklöv, A. G., Greenberg, L. A., Brönmark, C., Larsson, P. & Berglund, O. 1999. Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *J. Fish Biol.* 54: 33–43.
- Eloranta, P. 1995: Type and quality of river waters in central Finland described using diatom indices. *Teoksessa: Marino, D. & Montresor, M. (toim.): Proceedings of the 13th International Diatom Symposium, 1-7 September 1994, Acquafredda di Maratea, Italy, Koeltz Scientific Books Koenigstein:271-280.*
- Eloranta, P. & Kwandrans, J. 1999: Biologinen monitorointimenetelmä Vantaanjoen veden laadun kuvaajana. *Vesitalous*, 2/1999: 8-11.
- Eloranta, P. & Kwandrans, J. 2003: Kalajoen Yhteistarkkailu. Perifytonin ja pohjan piileviin perustuva jokien tilan selvitys kesällä 2003. Pohjanmaan Tutkimuspalvelu Oy. Nablabs Laboratories – Kaustinen. 16 s.
- Enache, M. & Prairie, Y. 2002. WA-PLS diatom-based pH, TP and DOC inference models from 42 lakes in the Abitibi clay belt area (Quebec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 27: 151–171.
- EU CIS Coast Guidance 2003. WFD CIS Guidance Document No. 5 (2003). Transitional and Coastal Waters - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels. ISBN 92-894-5125-4; ISSN 1725-1087.
- EU CIS Ecostat Guidance 2003. WFD CIS Guidance Document No. 13 (2003). Common implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and. Produced by Working Group 2A. Directorate General Environment of the European Commission, Brussels. ISBN 92-894-6968-4; ISSN 1725-1087.
- EU CIS Refcond Guidance 2003. WFD CIS Guidance Document No. 5 (March 2003). Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels, ISBN No. 92-894-5614-0, ISSN No. 1725–1087.
- Finni, T., Kononen, K., Olsonen, R. & Wallström, K. 2001. The history of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Ambio*30(4-5): 172-178.
- Gasiunaite, Z.R., Cardoso, A. C., Heiskanen, A.-S., Henriksen, P., Kauppila, P., Olenina, I., Pikaityte, R., Purine, I., Razinkovas, A., Sagert, S., Schubert, H. & Wasmund, N. 2005. Seasonality of phytoplankton assemblages in the different salinity regimes of the Baltic Sea. *Est. Coast Shelf Sci.* 65: 239-252.
- Grall, J., Glemarec M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44, 43-53.
- Granqvist, G. 1914–1930. Meritieteelliset retkikunnat Suomea ympäriin meriin. Merentutkimuslaitoksen julkaisuja.
- Gromisz, S., Hendriksen, P., Kauppila, P., Raateland, A., Purina, I., Sagert, S., Wasmund, N., Heiskanen, A.-S. Applicability of phytoplankton diversity indices for quality status assessment of the coastal Baltic Sea. In prep.
- Haapala, A., Mäki-Petäys, A. & Huusko, A. 1998. Lohen jokipoikasille soveltuva elinympäristö ja sen käyttö. Kirjallisuusselvitys. *Kalatutkimuksia Fiskundersökningar* 146. 21 s.
- Hall, R. & Smol, J. 1999. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Stoermer, E. & Smol, J. 1999 (eds.). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences.* Cambridge University press, Cambridge. P.128–169.

- Haurý, J., M.C. Peltre, S. Muller, M. Trémolières, J. Barbe, A. Dutartre & M. Guerlesquin. 1996. Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Ecologie*, 27: 233-244.
- Hawkins, C. P., Norris R. H., Hogue J. N. & Feminella J.W. 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecol. Applic.* 10: 1456–1477.
- Heegaard E, Birks H. H, Gibson C. E., Smith S. J. & Wolfe-Murphy S. 2001. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany* 70: 175–223.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publications of Water Research Institute* 37. 91 p.
- Heinonen P. 1982. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Hydrobiologia* 86: 29–31.
- Heiskanen, A.-S., Gromisz, S., Jaanus, A., Kauppila, P., Purina, I., Sagert, S. & Wasmund, N. 2005. Developing reference conditions for phytoplankton in the Baltic coastal waters. Part I: Applicability of historical and long-term datasets for reconstruction of past phytoplankton conditions. Joint Research Center, Technical report, EUR 21582/EN/1.
- Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publishers, London. 546 p.
- Hellsten, S. 2001. Effects of lake water level regulation on aquatic macrophyte stands in northern Finland and options to predict these impacts under varying conditions. *Acta Bot. Fennica* 171: 1–47
- Hellsten, S., Ahola, M., Alahuhta, J., Aronsuu, K., Aroviita, J., Bonde, A., Hokka, V., Hämäläinen, H., Isid, D., Kerätär, K., Koskenniemi, E., Lehtinen, A., Majuri, P., Muotka, J., Riihimäki, J., Viitamäki, H., Visuri, M. & Vuori, K.-M. 2004. Vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpanon valmistelu rakennetuissa jokivesistöissä. Väiliraportti 2003. Suomen ympäristökeskus, Keski-Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Länsi-Suomen ympäristökeskus ja Jyväskylän yliopisto. 99 s.
- Hellsten, S. & Riihimäki, J. 1996: Effects of lake water level regulation on the dynamics of aquatic macrophytes in northern Finland. *Hydrobiologia* 340: 85–92.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427-432.
- Holmes N.T.H., Newman J.R., Dawson F.H., Chadd S., Rouen J. & Sharp L. 1999: Mean Trophic Rank: a users manual. R&D Technical Report, Environment Agency, Bristol, UK.
- Holmgren, K. & Appelberg, M. 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology* 57:1312–1330
- Holmgren, K. & Appelberg, M. 2001. Effects of environmental factors on size-related growth efficiency of perch, *Perca fluviatilis*. *Ecol. Freshw. Fish* 10: 247–256.
- Holopainen, A.-L., Niinioja, R. and Rämö, A. 2003. Seasonal succession, vertical distribution and long term variation of phytoplankton communities in two shallow forest lakes in eastern Finland. *Hydrobiologia* 506–509: 237–245.
- Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52, 577-586.
- Hynes, H. B. N 1960: *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool Univ. Press, Liverpool. England.
- Hynynen J. 2004. Anthropogenic changes in Finnish lakes during the past 150 years inferred from benthic invertebrates and their sedimentary remains. University of Jyväskylä, Jyväskylä. 45 p. (Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science, ISSN 1456-9701; 141) ISBN 951-39-1812-2.
- Hämäläinen, H. & Aroviita, J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö. Julkaisussa: Keto, A. & Markkula, M. (toim.) Vesipolitiikan puitedirektiivi rakennetuissa ja säännöstellyissä vesistöissä. Yhteenveto vuosien 2000–2002 tutkimuksista. Suomen ympäristö 667. S. 56–64.
- Hämäläinen, H. & Huttunen, P. 1990. Estimation of acidity in streams by means of benthic invertebrates: evaluation of two methods. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin. P 1051–1070.
- Hämäläinen, H. & Huttunen, P. 1996. Inferring the minimum pH of streams from macroinvertebrates using weighted averaging regression and calibration. *Freshwater Biology* 36: 697–709.

- Hämäläinen, H., Koskenniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of WFD: sketches from Finnish rivers. In: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (eds.). Typology and ecological classification of lakes and rivers. Nordic Council of Ministers. TemaNord 2002:566. P 55–58.
- Hämäläinen H., Koskenniemi E. & Aroviita J. 2005. Jokien tyypittely ja luokittelu. Raportti-luonnos, Länsi-Suomen ympäristökeskus.
- Ilmavirta, V. & Toivonen, H. 1986. Comparative studies on macrophytes and phytoplankton in ten small, brownwater lakes of different trophic status. *Aqua Fennica* 16:125–142.
- Itkonen, A. & Olander, H. 1997. The origin of the hypereutrophic state of a shallow boreal shield lake. *Boreal Environment Research* 2(2). P. 183–198.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P. & Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorous gradient. *Freshwater Biol.* 45(2): 201–218.
- Johnson, R.K. 1999: Benthic macroinvertebrates. Teoksessa: Wiederholm T. (toim.): Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, Stockholm, pp. 85-166.
- Johnson, R. K. 2001. Defining reference condition and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment. Background document of the EU- funded REFCOND project. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden. 13 p.
- Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A IV* (18): 1–29.
- 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 Bot Fenn* 118: 1–27.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21–27.
- Karr, J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* 11: 249–56.
- Kansanen P. H. 1985. Assessment of pollution history from recent sediments in Lake Vanajavesi, southern Finland. II. Changes in the Chironomidae, Chaoboridae and Ceratopogonidae (Diptera) fauna. *Ann. Zool. Fenn.* 22: 57–90.
- Kauppila, P. & Lepistö, L. 2001. Changes in phytoplankton. In: Kauppila, P. & Beck, S. (eds.). The state of Finnish coastal waters in the 1990s. *The Finnish Environment* 472. P. 61–70.
- Kauppila, T. 2005. Luontaisesti rehevät järvet – paleolimnologiset menetelmät. Käsikirjoitus.
- Kauppila, T., Moisio, T. & Salonen, V.-P. 2002. A diatom-based inference model for autumn epilimnetic total phosphorous concentration and its application to a presently eutrophic boreal lake. *Journal of Paleolimnology* 27: 261–273.
- Kauppila, P., Pitkänen, H., Räike, A., Kiirikki, M., Bäck, S. & Kangas, P. 2004. The Baltic waters around Finland: Eutrophication continues despite decreased nutrient loading. In: Eloranta, P. (ed.). Inland and coastal waters of Finland. SIL XXIX Congress, Lahti, Finland, 8–14 August 2004. University of Helsinki. P. 41–62. ISBN 952-10-1141-6.
- Kauppila, P., Weckstöm, K., Vaalgamaa, S., Korhola, A., Pitkänen, H., Reuss, N. & Drew, S. 2005a. Tracing pollution and recovery using sediments in an urban estuary, northern Baltic sea: are we far from ecological reference condition? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 290: 35-53.
- Kauppila, P., Pitkänen, H., Korhola, A., Pellikka, K., Vaalgamaa, S. & Weckström, K. 2005b. Assessing ecological status in an urban estuary in the northern Baltic Sea and its recovery from pollution. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29, Part I, 221-225.
- Kautsky N, Kautsky H, Kautsky U, Waern M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940` s indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28: 1–8.
- Keto, A. & Marttunen, M. (toim.) 2003. Vesipolitiikan puitteiden rakennetuissa ja säännötelyssä vesistöissä Yhteenveto vuosien 2000–2002 tutkimuksista. Suomen ympäristö 667. 192 s.
- Kiirikki, M. 1996. Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. *Eur j Phycol* 31: 225–232.
- Kiirikki M., Inkala A., Kuosa H., Pitkänen H., Kuusisto M. & Sarkkula J. 2001. Evaluating the effects of nutrient load reductions on the biomass of toxic nitrogen-fixing cyanobacteria in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 6: 1–16.

- Kiirikki, M., Inkala, A., Lehtoranta, J., Blomquist, S., Conley, D.J., Sarkkula, J. & Pitkänen, H. 2002. Modelling internal nutrient loading and sedimentation using ecohydrodynamic 3D-Model of the Baltic Sea. Final report to the Ministry of Nordic Council. 15 p.
- Kiirikki, M., Rantanen, P., Varjopuro, R., Leppänen, A., Hiltunen, M., Pitkänen, H., Ekholm, P., Mouhkhmetshina, E., Inkala, A., Kuosa, H. & Sarkkula, J. 2003. Cost effective water protection in the Gulf of Finland – Focus on St. Petersburg. *The Finnish Environment* 632: 1–55.
- Kivi, K., Kaitala, S., Kuosa, H., Kuparinen, J., Leskinen, E., Lignell, R., Marcussen, B. & Tamminen, T. 1993. Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. *Limnol. Oceanogr.* 38: 893–905.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1908: *Berichte Der Deutschen Botanischen Gesellschaft.* - Vol.26: 505-519.
- Kolkwitz, R. 1950. *Ökologie der Saprobien.* Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. 4: 1–64.
- Koponen, J., Alasaarela, E., Lehtinen, K., Sarkkula, J., Simbierowicz, P., Vepsä, H. & Virtanen, M. 1992. Modelling dynamics of large sea area. *Publications of the Water and Environment Research Institute* 7: 1-91.
- Koponen, T., Karttunen, K. & Piippo, S. 1995. Suomen vesisammalkasvio. (Summary: Aquatic bryophytes of Finland). *Bryobrothera* 3: 1–86.
- Korhola, A., Weckström, J., Olander, H. & Blom, T. 1998. Assessment of chironomid, cladoceran and diatom assemblages as markers of global change in subarctic Fennoscandian lakes. In: Lemmelä, R. & Helenius, N. (eds.). *Proceedings of the Second International Conference on Climate and Water.* Espoo, Finland, 17 – 20 August 1998. Volume 2. P. 562 – 575.
- Korhonen, P., Koskiniemi, J., Tolonen, K. 1996: Taimenkannat ja kotiutettu puronierä Ylä-Kemijoella vuosina 1993-1994. -Kalatutkimuksia — Fiskundersökningar nro 106, RKTL, Helsinki.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.). *Methods of seawater analysis.* Verlag chemie. Weinheim, New York. P. 117–133.
- Koroleff, F. 1979. The general chemical analysis methods of sea water. *Institute of Marine Research, Finland, Meri, no. 7, 60 p.* (in Finnish)
- Langangen, A., Koistinen, M. & Blindow, I. 2002. The charophytes of Finland. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 78: 17–48.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T., Salminen, R. 1996. *Geochemical atlas of Finland, Part 3: Environmental geochemistry – stream waters and sediments.* Geological Survey of Finland. Espoo. ISBN 951-690-678-8
- Lappalainen, A. & Hildén, M. 1993. Recreational fishing and environmental impacts in the Archipelago Sea and the Finnish part of the Gulf of Bothnia. *Aqua Fennica* 23(1): 29–37.
- Launiainen, J., Pokki, J., Vainio, J., Niemimaa, J. & Voipio, A. 1989. Näkösyvyyden vaihteluista ja muuttumisesta pohjoisella Itämerellä. Julkaisussa: J. Forsius (toim.) XIV Geofysiikan päivät, Helsingissä 3.–4. 5.1989. Geofysiikan seura, Helsinki.
- Lecoite, C. Coste, M. & Prygiel, J. 1993: "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. - *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Leegaard, C. 1920. Microplankton from the Finnish waters during the month of may 1912. *Acta Societatis Scientiarum Fennicae* 48; 1916.20; Helsingfors 1920. P. 1–14.
- Lehvo, A. & Bäck, S. 2001. Survey of macroalgal mats on southeastern coast of Finland. *Aquatic Conservation, Freshwater and Marine Ecosystems* 11:11–18.
- Lehvo, A., Bäck, S. & Kiirikki, M. 2001: Growth of *Fucus vesiculosus* L. (Phaeophyta) in the northern Baltic Proper - Energy and nitrogen storage in seasonal environment.- *Botanica Marina* 44: 345-350.
- Leka, J. & Kanninen, A. 2003. Field surveys of aquatic macrophytes as a tool for monitoring and assessing the ecological status of the boreal lakes. In: Ruoppa, M., Heinonen, P., Pilke, A., Rekolainen, S., Toivonen, H. & Vuoristo, H. (eds.). *How to assess and monitor ecological quality in freshwater.* TemaNord 2003:547. P. 127–130.
- Leka, J., Toivonen, H. & Leikola, N. 2005. Makrofytyt Suomen järvien laatutekijänä. *Julkaismaton käsikirjoitus.*
- 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 ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuuden arviointi Li-

- fe Vuoksi -projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskukset. 96 s.
- Lepistö, L. 1999. Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research* 16. 43 p.
- Lepistö, L., Jokipii, R., Niemelä, M., Vuoristo, H., Holopainen, A.-L., Niinioja, R., Hammar, T., Kauppi, M. & Kivinen, J. 2003. Kasviplankton järvien ekologisen tilan kuvaajana. Vuoksen vesistöalueen vuosien 1963-1999 seuranta-aineiston käyttö arvioinnissa ja luokittelussa. *Suomen ympäristö* 600. 80 s. ISBN:9521113227. ISBN 952-11-1322-7.
- Lepistö, L., Holopainen, A.-L. and 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: 236–248.
- Lepistö, L. and Pietiläinen, O.-P. 1996. Development of water quality and phytoplankton communities in two subarctic reservoirs and one regulated lake. *Proceedings of International Conference on Aspects of Conflicts in Reservoir Development & Management*. 3–5 September 1996. City University, London, United Kingdom. P. 553–566.
- Lepistö, L., J. Rissanen, M., Ruuska & Holopainen, A.-L. 2004. Kasviplanktonin koostumuksen ja arvioidun *a*-klorofyllin käyttökelpoisuus seurannoissa. Julkaisussa: Sojakka, P. Manninen, P. & Airaksinen, O. (toim.). Päälyskasvustot ja kasviplankton järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Menetelmien käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa, Alueelliset ympäristöjulkaisut, Etelä-Savon ympäristökeskus 333. S. 51–67.
- Lepper, P. 2002. Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive. Final Report of the Study contract No. B4-3040/2000/30637/MAR/E1: Identification of quality standards in the field of water policy. Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- Leppäranta, M., Palosuo, E., Grönvall, H., Kalliosaari, S., Seinä, A. & Peltola, J. 1988. Itämeren jäätälven vaiheet. *Finnish Marine Research* 254, Suppl. 2, 83.
- Leppäkoski, E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Acad. Aboensis, Ser. B* 35(2). 90 p.
- Levander, K. M. 1900. Über das Herbst – und Winter-Plankton im finnischen Meerbusen und in der Ålands-See 1898. *Acta Soc. Fauna Flora Fenn.*, XVIII, N:o 5.
- Levander, K. M. 1914. Zur Kenntnis der Bucht Tavastfjärd in hydrobiologischer Hinsicht. *Meddelanden af Societas pro Fauna et flora Fennica* h. 40 (1913–1914).
- Levander, K. M. 1915. Zur Kenntnis der Bodenfauna und des Planktons der Pojowiek. *Fennica* 35(2): 1–39.
- Linkola, K. 1933. Regionale Artenstatistik der Süßwasserflora Finnlands. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 3(5):1–13.
- Londesborough, S. 2003. Proposal for a Selection of National Priority Substances – fulfilling the requirements set by the Dangerous Substances Directive (76/464/EEC) and Water Framework Directive (2000/60/EC). Finnish Environment Institute, Helsinki. Environmental Protection Nro. 622. 80 s. ISBN 952-11-1386-3.
- Malmquist, H. J., Appelberg, M., Dieperink, C., Hesthagen, T. & Rask, M. 2001. Fish. In: *Biological Monitoring in Nordic Rivers and Lakes*. J. Skriver (ed.). TemaNord 2001:513. P. 61–71.
- Mannio J., Räike A. & Vuorenmaa J. 2000. Finnish lake survey 1995: regional characteristics of lake chemistry. *Verh. Internat. Verein limnol.* 27: 362–367.
- Mannio J. 2001. Responses of headwater lakes to air pollution changes in Finland. Väitöskirjan yhteenveto. Helsingin yliopisto. 48 p.
- Maristo L. 1941. Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetations-physiognomischer Grundlage. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 15: 1–314.
- McIntire, C.D. 1966. Some Effects of current velocity on periphyton communities in laboratory streams. - *Hydrobiologia* 27: 559-570.
- Mebane C. A., Maret T. R. & Hughes R. M., 2003: An index of biological integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 132:239-261.
- Meriläinen, J. J. & Hynynen, J. 1990. Benthic invertebrates in relation to acidity in Finnish forest lakes. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.). *Acidification in Finland*. Springer Verlag, Berlin. P. 1029–1049.
- Meriläinen, J. J., Hynynen, J., Palomäki, A., Mäntykoski, K. & Witick, A. 2003. Environmental history of an urban lake: a palaeolimnological study of Lake Jyväsjärvi, Finland. *J. Paleolimnol.* 30: 387–406.

- Miettinen, J. 2003a: Simojoen vesistöalueen pohjalevä-kartoitus. Raportti, Lapin ympäristökeskus, 21 s.
- Miettinen, J. 2003b. A diatom-total phosphorus transfer function for freshwater lakes in south-eastern Finland, including cross-validation with independent test lakes. *Boreal Environmental Research* 8: 215–228.
- Miettinen, J. 2004: Maintaining the natural state of the river Tenojoki – Periphyton survey 2003. Lapland Regional Environment Centre. 26 s.
- Miettinen, J., Kukkonen, M. and Simola, H. 2003. Reconstructing background concentrations of total phosphorus in lakes using sedimented diatoms. In: Ruoppa, M. Heinonen, P., Pilke, A., Rekolainen, S., Toivonen, H. and Vuoristo, H. (eds.). How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. *TemaNord* 2003:547. P. 64–67.
- Mitikka S. & Ekholm P. 2003. Lakes in the Finnish Eurowaternet: status and trends. *The Science of the Total Environment. The Science and the Total Environment* 310: 37–45.
- Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., Willig, M. R., Dodson, S. I. and Gough, L. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82: 2381–2396.
- Moss, B., Stephen D., Alvarez C., Becares E., van de Bund W., Collings S. E., van Donk E., de Eyto E., Feldmann T., Fernandez-Alaez C., Fernandez-Alaez M., Franken R. J. M., Garcia-Criado F., Gross E. M., Gyllström M., Hansson L.-A., Irvine K., Järvalt A., Jensen J.-P., Jeppesen E., Kairesalo T., Kornijow R., Krause T., Kunnap H., Laas A., Lill E., Lorens B., Luup H., Miracle M. R., Noges P., Noges T., Nykänen M., Ott I., Peczula W., Peeters E. T. H. M., Phillips G., Romo S., Russell V., Salujoe J., Scheffer M., Siewertsen K., Smal H., Tesch C., Timm H., Tuvikene L., Tonno I., Virro T., Vicente E. & Wilson D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes-a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: 507–549.
- Niemelä, P., Ylitolonen, A. & Heikkinen, K. 2000: Pilottikoe piileväyhteisöanalyysin soveltuvuudesta boreaaliin jokivesiin. 24 s. (käsikirjoitus)
- Niemelä, P., Lehtonen, R., Ylitolonen, A. & Heikkinen, K. 2004b: Pohjoisten virtavesien erityispiirteiden vaikutus epiliittisiin piileväyhteisöihin – merkitykset vedenlaadun seurantaan. 20 s. (käsikirjoitus)
- Niemelä, P., Puro-Tahvanainen, A. & Ylitolonen, A. 2004a: Tornion-Muonionjoen tila piileväyhteisöanalyysin perusteella. 17 s. (käsikirjoitus)
- Neumann, T. & Schernewski, G. 2001. Cost-effective versus proportional nutrient load reductions to the Baltic Sea: spatial impact analysis with a 3D-ecosystem model. In: C.A. Brebbia (ed.): *Water Pollution VI. Modelling, Measuring and Prediction*. WITpress, Southampton, Boston. p. 269-278.
- Niemi, J. 1997. Vedenlaadun alueelliset erot Suomessa 1966–1995. *Vesitalous* 38(5): 24–30
- Niemi, J., Niemi, M., Malin, V. & Poikolainen, M.-L. 1996. Suomen jokien ja järvien hygieeninen laatu 1963-1993. *Vesitalous* 2 (1996): 1- 6.
- Niemi, J., Heinonen, P., Mitikka, S., Vuoristo, H., Pietiläinen, O.-P., Puupponen, M. & Rönkä, E. 2001a. The Finnish Eurowaternet- with information about Finnish water resources and monitoring strategies. *The Finnish Environment* 445. 62 p.
- Niemi, J., Heinonen, P., Mitikka, S., Vuoristo, H., Pietiläinen, O.- P., Puupponen, M. & Rönkä, E. 2001b. Vesien tilan seuranta euroaikaan. *Vesitalous* 42(5): 29–32.
- Niemi, R. M. & Niemi, J. S. 2000. Monitoring of faecal pollution in Finnish surface waters. In: Heinonen, P., Ziglio, G. & Andre Van der Beken (eds.). *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring*. John Wiley & Sons Ltd. P 143–156.
- Nilsson, C. & Keddy, P. A. 1988. Predictability of change in shoreline vegetation in a hydroelectric reservoir, northern Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1896–1904.
- Norkko, A. & Bonsdorff, E. 1996. Rapid zoobenthos community responses to accumulations of drifting algae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131: 143–157.
- Novak, M. A. & Bode, R.W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 11: 80–85.
- Nykänen M., Kairesalo T., Mäkelä S., Huitu E., Ala-Opas P. & Mannio J. 2005: A typology and ecological classification system for Finnish lakes: applicability of the ECOFRAME scheme. –*Boreal Environ. Res.* 10: 159-180.

- Nykänen, M., Huusko, A., Lahti, M. 2004a. Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. *Journal of Fish Biology* 64(5): 1386–1398.
- Nykänen, M., Huusko, A., Lahti, M. 2004b. Movements and habitat preferences of adult grayling (*Thymallus thymallus* L.) from late winter to summer in a boreal river. *Archiv für Hydrobiologie* 161(3): 417–432.
- Oberdorff, T. & Hughes, R. M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117–130.
- OECD. 1982. *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. OECD, Paris..
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. & Ylönen, O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *J. Fish Biol.* 60: 593–612.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. & Eloranta, P. 1998. *Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwaters, part I*. Naturvårdsverket, Stockholm. 86 p.
- Omernik, J. M. 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geography* 77: 118–125.
- Owen, R., Guthrie, R. & Duncan, W. 2002. Towards defining class boundaries for the water framework directive using ecological criteria. In: Draft version: CIS WG. 2.3 REF-COND.
- Paasivirta, L. 1987. Macrozoobenthos of Lake Pyhäjärvi (Karelia). *Finnish Fisheries Research* 8: 27–37.
- Paasivirta, L. 1990. The macrozoobenthos studies in the upper part of the Vanajavesi catchment area in the years of 1985 and 1988, with a comparison to earlier data. *Ass. Wat. Poll. Control (the Kokemäenjoki river)* Publ. 225: 1–24.
- Palko, J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. Dissertation, Acta Universitatis Ouluensis, Series C, Technica 75, University of Oulu. 58 p.
- Palmer, M. A., Bell, S. L. & Butterfield, I. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: applications for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 2: 125–143.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthid succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229–311.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S.F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281–293.
- Persson, L. 1994. Natural shifts in the structure of fish communities: mechanisms and constraints on perturbation sustenance. In: Cowx, I.G. (ed.) *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Blackwell, Oxford. P. 421–434.
- Perus, J., S. Bäck, H-G. Lax, V. Westberg, P. Kauppila & E. Bonsdorff, 2004. Coastal marine zoobenthos as an ecological quality element: a test of environmental typology and the European Water Framework Directive. In: Schernewski, G. & Wielgat, M. (eds.). *Baltic Sea Typology. Coastline Reports* 4 (2004).
- Pietiläinen, O.-P. 1997. Agricultural phosphorus load and phosphorus as a limiting factor for algal growth in Finnish lakes and rivers. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes P. C. & Johnston A. E. (eds.). *Phosphorus loss from soil to water*. CAB international, Wallingford, UK. P. 354–356.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. *Suomen ympäristö* 313. 64 s.
- Pilke, A., Heinonen, P., Karttunen, K., Koskeniemi, E., Lepistö, L., Pietikäinen, O.-P., Rissanen, J. & Vuoristo, H. 2002. Finnish draft for typology of lakes and rivers. In: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (eds.). *Typology and ecological classification of lakes and rivers*. Nordic Council of Ministers. TemaNord, 2002:566. P. 42–43.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. & Ekholm, P. 1987. The state of the Finnish coastal waters in 1979–83. National Board of Waters and the Environment, Finland. *Publications of the Water and Environment Administration*, no. 8. 167 p.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Sarkkula, J., Lepistö, L., Hällfors, G. & Kauppila P. 1990. Veden laatu ja rehevyys itäisellä Suomenlahdella. Raportti vuosien 1987–88 tutkimuksista. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A n:o 50*. 137 s.

- Pitkänen, H., Kauppila, P. & Laine, Y. 2001. Nutrients. In: P. Kauppila & Bäck S. (eds). The state of Finnish coastal waters in the 1990s. The Finnish Environment 472. 134 p.
- Pollard, P. & Huxham, M. 1998. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 773–792.
- Prygiel, J. 1991: Use of benthic diatoms in surveillance of the Artois-Picardie basin hydrobiological quality. - Teoksessa: Whitton, B.A., Rott, e., Friedrich, G.(toim.) Use of algae for monitoring rivers I, Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 89-96.
- Purasjoki K. 1936. Merilevien vertikaalisesta esiintymisestä Tvärminnessä. MSc thesis, University of Helsinki, Helsinki.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989. *Biometria*. Yliopistopaino, Helsinki. 569 s.
- Ravanko O. 1972. The physiognomy and structure of the benthic macrophyte communities on rocky shores in the southwestern archipelago of Finland (Seili Islands). *Nova Hedwigia* 23: 363–403.
- Reynolds, C. S. 1988. Potamoplankton: Paradigms, Paradoxes and Prognoses. In: Round, F. E. (ed.). *Algae and the Aquatic Environment*. BIPRESS Ltd, Bristol. P. 285–311.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. M. (eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London.
- 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 Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49: 728-739.
- Rosenström, U. & Lepistö, L. 1996. Phytoplankton indicator species of different types of boreal lakes. *Algological Studies* 82: 82: 131-140.
- Rintanen, T. 1996. Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Ann. Bot. Fennici* 33: 101–122.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* 39: 173–193.
- Ruoppa, M. & Karttunen, K. 2002. Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002: 566. 136 p.
- Ruoppa, M., Heinonen, P., Pilke, A., Rekolainen, S., Toivonen, H. & Vuoristo, H. (eds.). 2003. How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. *TemaNord* 2003:547. 214 p.
- Räsänen, J., Kauppila, T. & Salonen, V.-P. 2004. Paleolimnologiset menetelmät vesipuitteidirektiivin toimeenpanon valmistelussa – esimerkkinä luontaisesti rehevät järvet. *Geologi* 56. S. 188–193.
- Sahlsten, E. & Hansson, M. 2004. Fantagning av nya bedömningsgrunder för kust och hav enligt ramdirektivets krav – Fys-kem faktorer. SMHI Rapport 2004 – 01–12.
- Salonen, K., Kankaala, P., Tulonen, T., Hammar, T., James, M., Metsälä, T.-R. & Arvola, L. 1992. Planktonic food chains of a highly humic lake. *Hydrobiologia* 229: 143–157.
- Salonen, K., Holopainen, A.-L. & Keskitalo, J. 2001. Regular high biomass of *Gonyostomum* semen to phytoplankton biomass in a small humic lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 488–491.
- Samuelsson, K., Edler, L., Hajdu, S. & Andersson, A. 2004. Bedömningsgrunder för kust och hav enligt EUs ramdirektiv. Växtplanton. Utkast.
- Sandén, P. & Håkansson, B. 1996. Long-term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.* 41: 346–351.
- Schaumburg J., Schranz C., Foerster J., Gutowski A., Hofmann G., Meilinger P., Schneider S., Schmedtje U. 2004: Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 283–301.
- Schernewski, G. & Neumann, T. 2005. The trophic state of the Baltic Sea a century ago? A model simulation study. *Journal of Marine Systems*, in press.
- Schneider, S. & Melzer, A. (2003): The Trophic Index of Macrophytes (TIM) - a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 88: 49-67.
- Schramm, W. & Nienhuis, P. H. (eds) 1996. *Marine Benthic Vegetation, Recent Changes and the Effects of Eutrophication*. Springer, Ecological Studies 123. 470 p.
- Shannon, D. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technological Journal* 27: 379–423.
- Simola, H. 1984: Piilevien lajit ja yhteisöt ympäristön ilmentäjinä. - *Luonnon Tutkija* 88: 85-87.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688

- Simpson J. C. & Norris R. H. 2000. Biological assessment of river quality: development of AUS-RIVAS models and outputs. In: Wright, J. W., Sutcliffe D. W. & Furse M. T. (eds.). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside. P. 125–142.
- Skjelkvåle, B.L., Andersen, T., Fjeld, E., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P. Moiseenko, T., 2001. Heavy Metal Surveys in Nordic Lakes; Concentrations, Geographic Patterns and relation to Critical Limits. *Ambio* 30 (1): 1-10.
- Skriver, J. (ed.) 2001. Biological monitoring of rivers and lakes. Report to Nordic Council of Ministers. TemaNord 2001:513. 108 p.
- Soininen, J. 2004: Benthic diatom community structure in boreal streams. Distribution patterns along environmental and spatial gradients. Väitöskirja. Helsingin yliopisto. Helsinki. 46 s.
- Sojakka, P., Manninen, P. & Airaksinen, O. (toim.) 2004. Päälyskasvustot ja kasviplankton järvi- en ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 333. Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskukset. 101 s.
- Sorvari, S., Rautio, M. & Korhola, A. 2000. Seasonal dynamics of the subarctic Lake Saanajärvi in Finnish Lapland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 507 – 512.
- Stoddard, J.L. 2002. Assessment of ecological condition in surface waters of the U.S. –the EMAP experience. In: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (eds.): Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord 2002: 566. P. 73–75.
- Swedish EPA 2000. Lakes and Watercourses: Environmental Quality Criteria.
- Tammi, J., Raitaniemi, J., Lappalainen, A. & Rask, M. 2001. Kalayhteisörakenteen huomioon otettava tyypittely – kyselytietoon pohjautuva analyysi kolmestasadasta Suomen järvestä. Julkaisussa: Raitaniemi, J. & Rask, M. (toim.). Kalayhteisörakenteen vesistöjen ekologisen tilan kuvaajana. EU:n vesipolitiikan puitteiden kalatutkimukset vuonna 2000. RKTL, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja 222. S. 9–14.
- Tammi, J., Lappalainen, A. & Rask, M. 2002. Kalayhteisöt ja ehdotettu järvi-tyypittely – fysikaalis-kemiallisen tyypittelyn soveltuvuus kalastoaineiston perusteella tarkasteltuna. Julkaisussa: Tammi, J. & Rask, M. (toim.). Kalayhteisöt vesistöjen tyypittelyssä ja ekologisen tilan luokittelussa. EU:n vesipolitiikan puitteiden kalatutkimukset vuonna 2001. RKTL, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja 257: 1–30.
- Tammi, J., Rask, M., Vuorenmaa, J., Lappalainen, A. & Vesala, S. 2004. Population responses of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) to recovery from acidification in small Finnish lakes. *Hydrobiologia* 528: 107–122.
- Tamminen, T. 1990. Eutrophication and the Baltic Sea: Studies on phytoplankton, bacterioplankton, and pelagic nutrient cycles. Academic dissertation. University of Helsinki. Helsingfors. 22 p
- Teiling, E. 1916. En kaledonisk fytoplanktonformation. *Svensk. Bot. Tidskr.* 10: 506–519.
- ter Braak, C. & Juggins, S. 1993. Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia* 269/270: 485–502.
- Toivonen, H. 1985. Changes in the pleustic macrophyte flora off 54 small Finnish lakes in 30 years. *Ann. Bot. Fennici* 22: 37–44.
- Toivonen, H. & Huttunen, P. 1995 Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany* 51: 197–221.
- Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen, I. J. & Karjalainen, J. 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Arch. Hydrobiol.* 152: 39–67.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Luotonen, H. & Kotanen, J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvi- en ekologisen tilan seurannassa. Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannustehokkuuden arviointi Life Vuoksi projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 328. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. 60 s.
- Tolonen, K., Hämäläinen, H. & Vuoristo, H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvi- en ekologisen tilan luokittelussa. Käsikirjoitus.
- Tolonen K., Hämäläinen, H. & Vuoristo, H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvi- en ekologisen tilan luokittelussa. Alueelliset ympäristöjulkaisut. Pohjois-Savon ympäristökeskus. [painossa]
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen kalatalous 57: 1–44.

- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) 1998. Lake and Reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document. EPA 841-B-98-007. USEPA, Office of Water, Washington, D.C.
- Vahteri, P., Mäkinen, A., Salovius, S. & Vuorinen, I. 2000. Are drifting algal mats conquering the bottom of the archipelago sea, SW Finland. *Abmio* 29: 338–343.
- Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Ilvonen, R. & Leka, J. 2005. Assessment of aerial photography as a method for monitoring aquatic vegetation in lakes of varying trophic status. *Boreal Env. Res.* 10: 57–66.
- Vallinkoski, V.-M., Kanninen, A., Leka, J. & R. Ilvonen. 2004. Vesikasvillisuus pienten järvien ekologisen tilan ilmentäjänä – maastoseurannat ja ilmakuvatulkinta. Suomen ympäristö 725. 90 s.
- Vehanen, T. & Hamari, S. 2004. Predation threat affects behaviour and habitat use by hatchery brown trout (*Salmo trutta* L.) juveniles. *Hydrobiologia* 525: 229–237.
- Vesien laatuluokitustoimikunta 1969. Komiteanmietintö B 96. Helsinki. 200 s.
- Vesihallitus 1976. Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta. Vesihallituksen julkaisu 16. Helsinki.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1988. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 20.
- Viitasalo I. 1997. Ecological clusters of macrophyte species on the Helsinki Sea area, Gulf of Finland. Helsingin Kaupungin Ympäristökeskus Moniste 2. Appendix 6.
- Virtanen, R., Muotka, T. & Saksa, M. 2001: Species richness-standing crop relationship in stream bryophyte communities: patterns across multiple scales. –*J. Ecol.* 89: 14–20.
- Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.* 37: 53–84.
- Vuori, K.-M. 1995. Species and population-specific responses of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in the River Kyrönjoki, western Finland. *Freshw. Biol.* 33: 305–318.
- Vuori, K.-M. & Parkko, M. 1996. Assessing pollution of the river Kymijoki via hydropsychid caddis flies: population age structure, microdistribution and gill abnormalities in the *Cheumatopsyche lepida* and *Hydropsyche pellicidula* larvae. *Arch. Hydrolbiol.* 136: 171–190.
- Vuoristo H. 2003. Järvien talvinen happitilanne. *Vesitalous* 3/2003:11–13.
- Välikangas, I. 1926. Planktologishe Untersuchungen um Hafengebiet von Helsingfors. *Acta Zool. Fenn.* 1: 1–298.
- Välikangas, I. 1932. Biological and hydrographical studies on the pollution of the Helsinki sea area in summer 1932 and observation of possible changes that has taken place since 1919–1920. Unpublished report. In Finnish.
- Wallin M., Wiederholm T. & Johnson R.K. 2002: Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3-REFCOND, 5th and final version (manuscript).
- Weckström, K., Juggins, S. & Korhola, A. 2004. Defining background nutrient concentrations for coastal waters of the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Ambio* 33: 324–327. Wetzel R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3. edition. Academic Press. 1006 p.
- Whittier, T., Hughes R.M. & Larsen D. P. 1988. Correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1264–78.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Water Pollution Control Fed.* 52: 537–547.
- Willby, N. J., Abernethy, V. J. & Demars, B. O. L. 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology* 43: 43–74.
- Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (eds.). 2000. Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside. 400 p.

Kuvailulehti

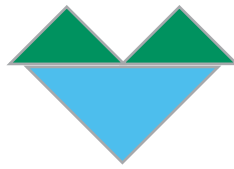
Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)		Julkaisu-aika Tammikuu 2006
Tekijä(t)	Kari-Matti Vuori, Saara Bäck, Seppo Hellsten, Satu Maaria Karjalainen, Pirkko Kauppila, Hans-Göran Lax, Liisa Lepistö, Susan Londesborough, Sari Mitikka, Pirjo Niemelä, Jorma Niemi, Jens Perus, Olli-Pekka Pietiläinen, Ansa Pilke, Juha Riihimäki, Jouko Rissanen, Jouni Tammi, Kimmo Tolonen, Teppo Vehanen, Heidi Vuoristo ja Vincent Westberg		
Julkaisun nimi	Suomen pintavesien tyypittely ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös Internetistä www.ymparisto.fi/julkaisut		
Tiivistelmä	<p>Suomessa on 1970-luvulta alkaen käytetty vesiensuojelun suunnittelun apuna vesien käyttökelpoisuusluokitusta, joka perustuu veden fysikaalis-kemiallisiin ominaisuuksiin, hygienian indikaattoribakteereihin ja haitallisten aineiden pitoisuuksiin. EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi muuttaa pintavesien luokittelun perusteita. Luokittelun kohteena on vesien ekologinen tila ja se määritellään biologisten laatutekijöiden (kasviplankton, vesikasvit, pohjalevät, pohjaeläimet ja kalat), haitallisten aineiden ympäristölaatu normien sekä vedenlaadun ja hydrologisten ja morfologisten tekijöiden yhdenmätyn tarkastelun perusteella. Ensimmäisen kerran pintavesien luokittelu tulee esittää vuoteen 2009 mennessä vesienhoitoalueiden hoitosuunnitelmissa. Tässä raportissa esitellään periaatteet ekologisen luokittelun toteuttamiseksi Suomen pintavesissä. Luokittelutyö jakautuu neljään vaiheeseen: vertailuolojen määrittelyyn, luokkarajojen asettamiseen, ekologisten laatusuhteiden ja haitallisten aineiden laatu normien arvojen tarkasteluun sekä ekologisen tilan yleisluokituksen toteuttamiseen. Työ on yhteenveto tutkimushankkeen ”Vesistöjen tyypittely, luokittelun ja seurannan periaatteet” keskeisimmistä tuloksista.</p>		
Asiasanat	vesistöt, luokitukset, indikaattorit, biologia, (biologiset indikaattorit,) ekologia, hydrologia, hydro-biologia, lainsäädäntö, vesipolitiikan puitedirektiivi		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 807		
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	Vesistöjen tyypittely, ekologisen luokittelun ja seurannan periaatteet, SYKE (VA03026), EU vesipuitedirektiivin toimeenpano rannikkoalueilla, SYKE (VA04021) ja Suomen rannikkovesien ekologinen luokittelu vesipuitedirektiivin mukaisesti käyttäen pohjaeläimistöä indikaattorina, LSU (Hankenro: H4612)		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	SYKE, RKTL, alueelliset ympäristökeskukset, Helsingin yliopisto, Åbo Akademi		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-2128-9	ISBN 952-11-2129-7 (PDF)
	Sivuja 151	Kieli Suomi	
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 20 e	
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 800, 00043 Edita, vaihde 020 450 00 Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi , www.edita.fi/netmarket		
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki		
Painopaikka ja -aika	Yliopistopaino, Helsinki 2006		

Presentationssblad

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum	Januari 2006
Författare	Kari-Matti Vuori, Saara Bäck, Seppo Hellsten, Satu Maaria Karjalainen, Pirkko Kauppila, Hans-Göran Lax, Liisa Lepistö, Susan Londesborough, Sari Mitikka, Pirjo Niemelä, Jorma Niemi, Jens Perus, Olli-Pekka Pietiläinen, Ansa Pilke, Juha Riihimäki, Jouko Rissanen, Jouni Tammi, Kimmo Tolonen, Teppo Vehanen, Heidi Vuoristo och Vincent Westberg		
Publikationens titel	Grunderna för typindelning och ekologisk klassificering av Finlands vattendrag		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig också på internet www.ymparisto.fi/julkaisut		
Sammandrag	Sedan 1970-talet har vattnens användbarhetsklassificering varit ett instrument vid planering av vattenskydd. Den bygger på vattnets fysikalisk-kemiska egenskaper, indikatorbakterierna för hygien och halten skadliga ämnen. EU:s ramdirektiv för vattenpolitiken ändrar grunderna för klassificeringen. I framtiden klassificeras vattendragen enligt deras ekologiska tillstånd, som definieras enligt en integrerad bedömning av biologiska kvalitetsfaktorer (växtplankton, vattenväxter, bottenalger, bottendjur och fisk), skadliga ämnens miljö kvalitetsnormer samt vattenkvalitet och hydrologiska och morfologiska faktorer. Den nya klassificering skall tillämpas på ytvatten i vattenvårdplanerna senast år 2009. Denna rapport presenterar principerna för ekologisk klassificering av ytvatten i Finland. Klassificeringsarbetet uppdelas i fyra stadier: definiering av referensförhållandena, uppställning av klassgränserna, bedömning av de ekologiska kvalitetsproportionerna och värdena för skadliga ämnens kvalitetsnormer samt genomförande av den allmänna klassificeringen av ekologiskt tillstånd. Arbetet är ett sammandrag av de centrala resultaten i forskningsprojektet "Principerna för typindelning, klassificering och uppföljning av vattendragen".		
Nyckelord	vattendrag, klassificeringar, kvalitet, indikaatorit, biologi, ekologi, hydrologi, hydrobiologi, lagstiftning, ramdirektivet för vattenpolitiken		
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 807		
Publikationens tema	Miljövård		
Projektets namn och nummer	Principerna för typindelning, klassificering och uppföljning av vattendragen, SYKE (VA03026), genomförande av EU:s ramdirektiv för vatten på kustområden, SYKE (VA04021) och Ekologisk klassificering av Finlands kustvatten enligt ramdirektivet för vatten med från bottendjur som indikatorer, LSU (Projekt nr: H4612).		
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet		
Organisationer i projektgruppen	SYKE, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, de regionala miljöcentralerna, Helsingfors universitet, Åbo Akademi		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-2128-9	ISBN 952-11-2129-7 (PDF)
	Sidantal 151	Språk Finska	
	Offentlighet Offentlig	Pris 20 e	
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 800, FIN-00043 Edita, Finland, växel 020 450 00 Postförsäljningen: Telefon +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket		
Förläggare	Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors, Finland		
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Yliopistopaino, Helsingfors 2006		

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute (SYKE)	Date	January 2006
Author(s)	Kari-Matti Vuori, Saara Bäck, Seppo Hellsten, Satu Maaria Karjalainen, Pirkko Kauppila, Hans-Göran Lax, Liisa Lepistö, Susan Londesborough, Sari Mäitikka, Pirjo Niemelä, Jorma Niemi, Jens Perus, Olli-Pekka Pietiläinen, Ansa Pilke, Juha Riihimäki, Jouko Rissanen, Jouni Tammi, Kimmo Tolonen, Teppo Vehanen, Heidi Vuoristo and Vincent Westberg		
Title of publication	The basis for typology and ecological classification of water bodies in Finland		
Parts of publication/ other project publications	This publication is also available in the Internet www.ymparisto.fi/julkaisut		
Abstract	<p>The general usability classification of water bodies, based mainly on physical, chemical and microbiological criteria, has been used as a tool for water protection planning in Finland since 1970s. EU Water Framework Directive changes the classification criteria. In future water bodies will be classified according to their ecological status, which will be defined according to the integrated assessment of biological quality elements (phytoplankton, macrophytes and periphyton, zoobenthos and fish), toxic substances as well as physico-chemical and hydro-morphological quality elements. First classification of the ecological status should take place in 2009 in the River Basin management plans. This report presents principles of ecological status classification in Finnish surface waters. Classification includes four stages: definition of reference conditions, determination of the class boundaries, assessment of the ecological quality ratios and environmental quality standards and setting of the overall ecological status class. This report is a synthesis of the research project "Principles of typology, classification and monitoring of the ecological status of water bodies".</p>		
Keywords	water bodies, classification, indicators, biology, ecology, hydrology, hydrobiology, legislation, Water Framework Directive		
Publication series and number	The Finnish Environment 807		
Theme of publication	Environmental protection		
Project name and number, if any	Principles of typology, classification and monitoring of the ecological status of water bodies SYKE (VA03026)		
Financier/ commissioner	Ministry of the Environment		
Project organization	SYKE, Finnish Game and Fisheries Research Institute, Regional Environment Centres, University of Helsinki, Åbo Akademi University		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-2128-9	ISBN 952-11-2129-7 (PDF)
	No. of pages 151	Language Finnish	
	Restrictions Public	Price 20 e	
For sale at/ distributor	Edita Publishing Ltd., P.O.Box 800, 00043 Edita Finland, Phone +358 20 450 00 Mail orders: Phone +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket		
Financier of publication	Finnish Environment Institute, P.O.Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland		
Printing place and year	Yliopistopaino, Helsinki 2006		



YMPÄRISTÖN- SUOJELU

Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet

Suomessa on 1970-luvulta alkaen käytetty vesiensuojelun suunnittelun apuna vesien käyttökelpoisuusluokitusta, joka perustuu veden fysikaalis-kemiallisiin ominaisuuksiin, hygienian indikaattoribakteereihin ja haitallisten aineiden pitoisuuksiin. EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi muuttaa pintavesien luokittelun perusteita. Luokittelun kohteena on vesien ekologinen tila ja se määritellään biologisten laatutekijöiden (kasviplankton, vesikasvit, pohjalevät, pohjaeläimet ja kalat), haitallisten aineiden ympäristölaatunormien sekä vedenlaadun ja hydrologisten ja morfologisten tekijöiden yhdenmetyt tarkastelun perusteella. Ensimmäisen kerran pintavesien luokittelu tulee esittää vuoteen 2009 mennessä vesienhoitoalueiden hoitosuunnitelmissa. Tässä raportissa esitellään periaatteet ekologisen luokittelun toteuttamiseksi Suomen pintavesissä. Luokittelutyö jakautuu neljään vaiheeseen: vertailuolojen määrittelyyn, luokkarajojen asettamiseen, ekologisten laatusuhteiden ja haitallisten aineiden laatu- normien arvojen tarkasteluun sekä ekologisen tilan yleisluokituksen toteuttamiseen. Työ on yhteenveto tutkimushankkeen ”Vesistöjen tyypittelyn, luokittelun ja seurannan periaatteet” keskeisimmistä tuloksista.

Julkaisu on saatavissa myös Internetistä:

www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 952-11-2128-9

ISBN 952-11-2129-7 (PDF)

ISSN 1238-7312

Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 EDITA, vaihde 020 450 00

Asiakaspalvelu:
puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380

Edita-kirjakauppa Helsingissä:
Annankatu 44, puhelin 020 450 2566