

# Säännöstelyjen järvien ekologisen tilan arviointi

**Antton Keto, Tapio Sutela, Jukka Aroviita,  
Anne Tarvainen, Heikki Hämäläinen, Seppo  
Hellsten, Teppo Vehanen ja Mika Marttunen**

LUONNON-  
VARAT





# Säännösteltyjen järvien ekologisen tilan arviointi

**Antton Keto, Tapio Sutela, Jukka Aroviita,  
Anne Tarvainen, Heikki Hämäläinen, Seppo  
Hellsten, Teppo Vehanen ja Mika Marttunen**

**Helsinki 2008**

**Suomen ympäristökeskus**



S Y K E

SUOMEN YMPÄRISTÖ 41 | 2008  
Suomen ympäristökeskus  
Asiantuntijapalveluosasto

Taitto: DTPage Oy  
Kansikuva: Petri Jauhiainen / Plug.fi

Julkaisu on saatavana myös internetistä:  
[www.ymparisto.fi/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/julkaisut)

Edita Prima Oy, Helsinki 2008

ISBN 978-952-11-3245-2 (nid.)  
ISBN 978-952-11-3246-9 (PDF)  
ISSN 1238-7312 (pain.)  
ISSN 1796-1637 (verkkokj.)

## SISÄLLYS

<b>1 Johdanto</b> .....	5
<b>2 Tutkimusjärvien kuvaus</b> .....	6
<b>3 Vesikasvillisuus</b> .....	11
3.1 Johdanto.....	11
3.2 Aineisto ja menetelmät.....	12
3.2.1 Tutkimusjärvet ja maastomenetelmä.....	12
3.2.2 Vesikasvillisuusaineiston monimuuttuja-analyysi .....	13
3.2.3 Vesikasvillisuutta kuvaavat laatumuuttujat .....	13
3.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu .....	15
3.3.1 Vesikasvillisuuteen vaikuttavat järvien ominaispiirteet.....	15
3.3.2 Vesikasvillisuuden tilaa kuvaavien muuttujien arviointi .....	17
3.3.3 Vesikasvillisuusmuuttujiin perustuva tila-arvio.....	21
<b>4 Pohjaeläimet</b> .....	29
4.1 Johdanto.....	29
4.2 Aineisto ja menetelmät.....	30
4.2.1 Tutkimusjärvet .....	30
4.2.2 Pohjaeläinaineistot .....	32
4.2.3 Yhteisöanalyysit .....	33
4.2.4 Tilan arviointi .....	33
4.2.5 Muuttujien valinta .....	34
4.2.6 Luokittelutekijöitä kuvaavat muuttujat.....	35
4.2.7 Luokkarajat ja muuttujien yhteismitallistaminen.....	37
4.2.8 Muuttujien yhdistäminen.....	37
4.2.9 Ekologisen tilan pikamittarit .....	38
4.3 Tulokset .....	38
4.3.1 Vertailuolovaihtelu .....	38
4.3.2 Taksoni- ja yksilömäärä .....	39
4.3.3 Yhteisökoostumus .....	41
4.3.4 Rantavyöhykkeen lajisto .....	43
4.3.5 Pohjaeläimistön tila .....	45
4.3.6 Pohjaeläimistön tilan pikamittarit .....	52
4.4 Tulosten tarkastelu .....	54
4.4.1 Tyypittely .....	54
4.4.2 Säännöstelyn vaikutukset .....	54
4.4.3 Pohjaeläimistön tilan arviointi .....	59
<b>5 Rantavyöhykkeen kalasto</b> .....	63
5.1 Johdanto.....	63
5.2 Aineisto ja menetelmät.....	64
5.2.1 Tutkimusjärvien kuvaus.....	64
5.2.2 Sähkökalastukset.....	64
5.2.3 Koeverkkokalastukset .....	66
5.2.4 Aineiston tilastollinen käsittely.....	66
5.2.5 Muuttujien valinta .....	66
5.3 Tulokset .....	68
5.3.1 Sähkökalastukset.....	68
5.3.2 Koeverkkokalastukset .....	73

5.4	<b>Tutkimusjärvien ekologisen tilan arviointi rantavyöhykkeen kalaston perusteella</b> .....	74
5.4.1	Kalojen kokonaistiheys.....	74
5.4.2	Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde .....	76
5.4.3	Herkkien kalalajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen ..	76
5.5	<b>Kalastomuuttujiin perustuva ekologisen tilan kokonaisarvio</b> .....	77
<b>6</b>	<b>Säännösteltyjen järvien vaihtoehtoisia luokittelutapoja</b> .....	79
6.1	Vaihtoehtojen kuvaus.....	79
6.2	Tulokset .....	80
6.3	Vaihtoehtojen arviointi .....	81
<b>7</b>	<b>Ekologisen tilan yleisluokitus</b> .....	82
<b>8</b>	<b>Yhteenvedo</b> .....	86
	<b>Kirjallisuus</b> .....	87
	<b>Liitteet</b> .....	91
	<b>Kuvailulehti</b> .....	103
	<b>Presentationsblad</b> .....	104
	<b>Documentation page</b> .....	105

# 1 Johdanto

Suomessa on tehty vain vähän rantavyöhykettä koskevaa kokonaisvaltaista tutkimusta. Esimerkiksi kalastotutkimukset ovat kohdistuneet lähinnä talouskaloihin. Rantaluonnon monimuotoisuuden ja järven ekologisen toimivuuden kannalta keskeisistä kasviyhteisöistä ei ole juurikaan systemaattista tutkimustietoa. Myös tieto kalojen ravintovarana tärkeästä rantavyöhykkeen pohjaeläimistöstä on ollut hajanaista ja aineistot laadultaan vaihtelevia. Vesiluonnon monimuotoisuuden selvittämiseksi, siinä tapahtuvien muutosten seuraamiseksi ja seurantamenetelmien kehittämiseksi tarvitaan lisää tietoa rannan eliöyhteisöistä ja niiden muutoksista ihmistoimien seurauksena.

Vesistöjen vedenkorkeuden säännöstely mm. voimataloutta ja tulvasuojelua varten on muuttanut vesiekosysteemien toimintaa maailmanlaajuisesti (esim. Dynesius & Nilsson 1994). Erityisen altis vedenkorkeuden vaihtelun muutoksille on järvien rantavyöhyke, jonka eliöstön kohdistuvat vaikutukset voivat olla joko suoria, kuten kuivuminen, tai epäsuoria, kuten sopivien habitaattien ja ravinnon väheneminen (Gauthier & Gafny 1990). Voimakkaan vedenkorkeuden vaihtelun on havaittu vaikuttavan vesikasvillisuuden (esim. Quennerstedt 1958, Hellsten 2000), pohjaeläimistön (esim. Grimås 1961, Palomäki & Koskenniemi 1993, Aroviita & Hämäläinen 2008) ja kalaston (esim. Sutela & Vehanen 2008) lajikoostumukseen ja runsauteen. Pohjoisten alueiden säännösteltyjen järvien erikoispiirre on rantavyöhykkeen pohjan jäätyminen kevättalvisen vedenpinnan laskun seurauksena (Hellsten 1997). Pohjan jäätyminen onkin yksi merkittävimmistä pohjaeläinten (Palomäki & Koskenniemi 1993) ja vesikasvillisuuden (Hellsten 2001) esiintymistä rajoittavista tekijöistä pohjoisilla säännöstellyillä järvillä.

Vuoden 2002 lopussa päättyneessä säännösteltyjen järvien ja tekojärvien tyypittelyä ja luokittelua koskevassa hankkeessa (Keto & Marttunen 2003) ilmeni, että olemassa oleva biologiset aineistot olivat etenkin ihmistoiminnan vähiten muuttamista vesistöistä riittämättömiä vertailuolojen määrittelyyn ja luokittelu- ja seurantajärjestelmän kehittämiseen. Vertailuaineistojen vähyys vaikeutti myös ekologista luokittelua ja ympäristötavoitteiden määrittämistä säännöstellyillä järvillä. Erityisesti Kainuun alueen voimakkaimmin säännösteltyjen järville ei ollut saatavilla luotettavia vertailuaineistoja ja myös Oulujärven tapaustutkimuksessa vertailuaineiston puuttumisen todettiin olevan suuri ongelma (Muotka ym. 2002).

Tämän johdosta tässä hankkeessa päädyttiin täydentämään vesienhoitoasetuksen (1040/2006) vaatimia aineistoja biologisista laatutekijöistä erityisesti Kainuun säännöstellyille järville sovelialta vertailujärviltä. Olemassa olevia aineistoja säännöstellyiltä järviltä ja mahdollisista vertailuvesistöistä hyödynnettiin soveltuvin osin. Uutta aineistoa kerättiin rantavyöhykkeen kalastosta, rantavyöhykkeen pohjaeläimistöä ja vesikasvillisuudesta, myös säännöstellyiltä järviltä. Luokittelutekijöiden valintaa varten laadittiin vaihtoehtoisia tilanarviointimalleja, joiden perusteella järvien tila määriteltiin.

Tutkimuksen tavoitteena on ollut tuottaa tietoa säännösteltyjen järvien luokittelua ja ympäristötavoitteiden määrittämistä varten ottaen huomioon EU-tasolla ja kansallisesti tapahtuva valmistelutyö (ympäristöministeriö 2006, ympäristöhallinto 2008). Tässä hankkeessa kerättyä tietoa on hyödynnetty tämän raportin ulkopuolella useissa vesienhoidon suunnittelun toimeenpanoa edistävissä tehtävissä kuten järvien nimeämisessä voimakkaasti muutetuiksi ja järvien hydrologis-morfologisen tilan arvioinnissa. Lisäksi hankkeen tulosten perusteella on annettu suosituksia voimakkaasti muutettujen vesistöjen seurantaan sekä voimakkaasti muutettujen vesien ympäristötavoitteiden määrittämiseen.



## 2 Tutkimusjärvien kuvaus

Tutkimusjärvien sijainti painottui Itä-Suomeen ja siellä erityisesti Kainuuseen (kuva 1). Vesikasvillisuus-, pohjaeläin- ja kalastotutkimukset tehtiin kymmenellä järvellä (taulukko 1). Tämän lisäksi osatutkimuksissa kertyi aineistoa muilta järviltä. Tässä projektissa kerätyn aineiston ohella käytettiin myös aiempaa tutkimustietoa. Kuvassa 1 ja taulukossa 1 on esitetty pohjaeläinaineiston osalta vain ne järvet, joilta oli käytettävissä ylemmän rantavyöhykkeen (litoraalin kivikkohabitaatti, syvyys noin 0,5 m) tai syvemmän rannan (sublitoraali, syvyys noin 2 m) aineistoa. Laaja joukko järviä, joista saatiin tietoa vain syvännepisteiden pohjaeläimistä, on esitetty pohjaeläinosiossa.

Tutkimusjärvet olivat oligo- tai mesotrofisia, humuksen lievästi tai kohtalaisesti värjäämiä enimmäkseen suuria tai keskikokoisia järviä (taulukko 1). Suurin osa tutkimusjärvistä kuului keskikokoisiin humusjärviin (Kh), joiden pinta-ala on 5–40 km<sup>2</sup> ja luontainen väri 30–90 mg Pt/l tai suuriin humusjärviin (Sh), joiden pinta-ala on yli 40 km<sup>2</sup> ja luontainen väri 30–90 mg Pt/l. Mukana oli myös suuria vähähumuksisia järviä (SVh), joiden pinta-ala on yli 40 km<sup>2</sup> ja luontainen väri alle 30 mg Pt/l (taulukko 1).

Vertailujärvet (n=20) ja säännöstelyjärvet (n=17) olivat morfologialtaan keskimäärin kohtalaisen samankaltaisia (taulukko 2). Säännöstelyjärvien valuma-alueesta oli avosuota verrattain suuri osa, mutta peltoa verrattain pieni osa (taulukko 2). Veden laadun osalta lähinnä kokonaisfosfori- ja klorofylli-*a*-pitoisuudet viittasivat korkeampaan rehevyystasoon säännöstelyjärvissä. Säännöstelyn mahdollista vaikutusta veden laatuun ei pysty tämän tutkimuksen perusteella osoittamaan. Alasaarela ym. (1989) arvioivat, että säännöstelyllä ei ollut huomattavaa vaikutusta Ontojärven vedenlaatuun. Suomen säännöstelyjärvien vedenlaadusta ei ole kuitenkaan käytettävissä kunnollisia aikasarjoja tilanteesta ennen säännöstelyä. Joissakin ulkomaisissa tutkimuksissa on havaittu rantojen eroosion ja rannoilta tapahtuvan huuhtoutumisen vaikuttavan vedenlaatuun säännöstelyjärvissä (Hecky 1984, Roy 1986). Säännöstelyn vaikutus vedenlaatuun saattaa ilmetä selvimmin rantavyöhykkeessä ajallisesti ja paikallisesti rajattuna ilmiönä.

Maa- ja metsätaloudesta peräisin oleva hajakuormitus lienee tutkimusjärvien merkittävin kuormituslähde. Teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesikuormitusta tulee lähinnä Kemijärvelle ja Oulujärvelle, mutta näiden järvien iso koko ja suuri yläpuolinen valuma-alue pienentävät tehokkaasti pistekuormituksen osuutta kokonaiskuormituksesta. Jokaisessa osatutkimuksessa on tarkasteltu erikseen siihen valittua järvijoukkoa hydromorfologian ja vedenlaadun osalta (luvut 3, 4 ja 5).





Kuva 1. Tutkimuksessa mukana olleiden säännöstelyjärvien ja vertailujärvien (*kursiivilla*) sijainti.

Taulukko 1.

Tutkimusjärvien ominaisuuksia ja niiden mukanaolo kolmessa osatutkimuksessa. L = vedenkorkeuden vaihtelun suhteen luonnontilainen järvi ja S = säännöstelty järvi, C = Cenoreg-projektissa kerätty aineisto ja M= muista tutkimuksista saatu aineisto. Pohjaeläinten osalta on eroteltu 2 elinympäristöä: 1 = vain ylempi rantavyöhyke (syvyys noin 0,4 m), 2 = vain syvämpi ranta (2 m syvyys). Järvityypit: Sh = Suuret humusjärvet, Kh = Keskikokoiset humusjärvet, SVh = Suuret vähähumuksiset järvet, Rh = Runsashumuksiset järvet.

Vesistö- alue nro	Järvi	Säännös- tely	Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	Keski- syvyys (m)	Väri (mg Pt l <sup>-1</sup> )	Kokonais- fosfori (ug l <sup>-1</sup> )	Järvi- tyyppi	Talvi- alenema (m)	Vesi- kasvit	Pohja- eläimet	Ranta- vyöhyke- keen kalat
4.12	Pihlajavesi	L	713	11,4	80	9	Sh	0,17		M2	
4.32	Pyhäselkä	L	361	8,8	65	12	Sh	0,18		M2	
4.37	Onkamo	L	45	3,2	17	13		0,17		M2	
4.41	Pielinen	L	984	10,4	50	10	Sh	0,48			C
4.47	Kuohatti	L	11	5,6	70	11	Kh	0,28		M1	
14.71	Konnevesi	L	189	10,3	25	7	SVh	0,11		M2	
59.31	Änäntijärvi	L	24	9,7	60	9	Kh	0,32	C	C	C
59.35	Kivesjärvi	L	26	4,1	60	14	Kh	0,27			C
59.52	Saarijärvi	L	6	6,6	50	6	Kh	0,30	C		
59.54	Pesijärvi	L	13	4,2	50	12	Kh	0,27			C
59.57	Piispajärvi	L	13	3,6	50	12	Kh	0,21	C		
59.88	Jormasjärvi	L	20	5,8	90	13	Kh	0,41	C	C	
59.91	Lammajärvi	L	47	4,2	60	13	Sh	0,55	C	C	
59.92	Lentua	L	78	7,4	50	9	Sh	0,40	C	C	C
59.94	Kellojärvi	L	22	5,0	80	16	Kh	0,43	C	C	C
61.38	Tyräjärvi	L	25	3,7	32	18	Kh	0,09			C
64.05	Simojärvi	L	55	5,0	33	9	Sh	0,22	M		C
67.93	Miekojärvi	L	53	5,2	60	15	Sh	0,27			C
	Kuittijärvi (Venäjän)	L	198	9,6	40	11	Sh			M2	
4.39	Karjalan Pyhäjärvi	S*	207	7,6	10	6	SVh	0,19		M2	
4.941	Koitere	S	164	8,2	70	11	Sh	1,76	C	C	C
59.3	Oulujärvi	S	887	8,4	57	14	Sh	1,54	M	C	C
59.41	Iijärvi	S	22	5,2	70	16	Kh	1,19	C	C	C
59.43	Hyrinjärvi	S	18	5,8	70	12	Kh	1,30	C		C
59.51	Kiantajärvi	S	188	7,6	60	11	Sh	3,12	C	C	C
59.62	Vuokkijärvi	S	51	5,0	70	18	Sh	4,71	C	C	C
59.81	Nuasjärvi	S	96	8,5	60	14	Sh	1,52	M	C	C
59.82	Iso-Kiimanen	S	31	3,8	54	19	Kh	1,43	M	C	
59.84	Iso-Pyhäntä	S	12	6,9	85	16	Rh	3,50	M	C	C
59.91	Ontojärvi	S	105	5,8	60	15	Sh	3,51	C	C	C
61.32	Irnijärvi	S	32	5,6	40	12	Kh	3,24	M		C
61.62	Kostonjärvi	S	44	5,1	40	11	Sh	4,02	M		C
65.3	Kemijärvi	S	206	5,5	80	16	Sh	6,75	M	C	C
65.39	Yli-Suolijärvi	S	33	4,0	40	11	Kh	2,27	M		
67.96	Raanujärvi	S	25	6,0	53	19	Kh	1,75			C
67.96	Iso-Vietonen	S	36	5,5	65	18	Kh	2,62			C
71.11	Inarijärvi	S	1 040	14,3	10	4	Svh	1,21		C2	

\* Erittäin lievästi säännöstelty Karjalan Pyhäjärvi (talvialenema 0,19 m) luettiin kuuluvaksi vertailujärviin

Taulukko 2.

Tutkimuksessa mukana olleiden vertailujärvien ja säännöstelyjärvien hydrologis-morfologisia ja fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia.

	Vertailujärvet (n = 16)		Säännöstellyt (n = 15)	
	Med	(Min – Maks)	Med	(Min – Maks)
Talvialenema (m)	0,27	(0,09–0,55)	2,27	(1,19–6,75)
Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	46	(6–984)	44	(12–1040)
Korkeus merenpinnasta (m)	162	(76–248)	149	(119–245)
Rantaviivan pituus (km)	122	(29–3629)	192	(53–3278)
Peltoa valuma-alueesta (%)	3,17	(0,77–12,35)	1,86	(0–7,62)
Avosuota valuma-alueesta (%)	0,47	(0–7,66)	2,36	(0–6,61)
Rakennettua aluetta v-a:sta (%)	0,12	(0,03–1,51)	0,13	(0,00–1,78)
Maksimisyvyys (m)	28	(4–66)	24	(17–93)
Keskisyvyys (m)	5,7	(3,2–11,4)	5,8	(3,8–14,3)
Johtokyky (mS m <sup>-1</sup> )	2,5	(2,0–5,5)	2,7	(1,9–3,4)
pH	6,8	(6,3–7,4)	6,8	(6,5–7,2)
Näkösyvyys (m)	2,7	(1,7–6,0)	2,6	(1,6–7,5)
Klor- <i>a</i> (µg l <sup>-1</sup> )	4,1	(2,2–5,4)	5,8	(0,9–15)
Kok-P (µg l <sup>-1</sup> )	12	(6–18)	14	(4–19)
Kok-N (µg l <sup>-1</sup> )	310	(263–450)	320	(160–365)
Väri (mg Pt l <sup>-1</sup> )	50	(10–90)	60	(10–85)



Kuva Asko Karttunen / Plug.fi

# 3 Vesikasvillisuus

Anne Tarvainen & Antton Keto

3.1

## Johdanto

Vesikasvien eli makrofytytien lajistokoostumus ja runsaussuhteet ovat yksi pinta-vesien ekologisen luokittelun biologisista laatutekijöistä. Vesikasvillisuuden lajistokoostumusta voidaan tarkastella usealla eri tavalla esimerkiksi kokonaislajimääränä, kasvustotyypeittäin tai indikaattorilajien perusteella. Myös runsaussuhteita voidaan arvioida eri tavoin. Niitä voidaan kuvata esimerkiksi kasvilajien yleisyydellä, lajin runsaudella, lajin peittävyydellä tai kasvuston pinta-alana.

Asetuksessa vesienhoidon järjestämisestä esitetään perusteet, milloin järven ekologinen tila määräytyy makrofytytien perusteella tyydyttäväksi:

1. Taksonikoostumus eroaa kohtalaisesti tyyppille ominaisista yhteisöistä ja on muuttunut merkittävästi enemmän kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa.
2. Kohtalaisen selviä muutoksia keskimääräisissä runsaussuhteissa.

Asetuksessa puhutaan molempien termien kohdalla kohtalaisesta muutoksesta. Hyvän tilan määritelmässä mainitaan lisäksi korkeamman vesikasvillisuuden lisääntynyt kasvu, joka johtaisi ei-toivottuihin muutoksiin vesieliöstössä tai veden tai sedimentin fysikaalis-kemiallisessa laadussa. Vesikasvi-käsitteessä on myös tulkintaeroja. Tiukasti rajattuna vesikasvit ovat jatkuvasti vedessä kasvavia lajeja, jolloin tulvavyöhykkeellä kasvavia lajeja ei voida laskea kuuluvaksi joukkoon.

Kasvit ovat merkittäviä indikaattoreita arvioitaessa hydrologis-morfologisten muutosten vaikutusta järvissä ja tekoaltaissa (Hellsten 2001). Siksi tässä työssä on keskitytty vedenkorkeuden vaihtelun ja vesikasvillisuutta kuvaavien muuttujien väliseen riippuvuuteen. Työ on jatkoa Kedon ym. (2003) tarkasteluun, jonka jälkeen aineistoa on laajennettu niin, että vertailujärvet ovat pääsääntöisesti samalta maantieteelliseltä alueelta. Myös muuttujien laskentaa on hieman kehitetty. Työssä kokeiltiin myös erilaisten muuttujien toimivuutta ja soveltuvuutta säännösteltyjen vesistöjen ekologisen tilan kuvaamiseen vesikasvillisuuden perusteella.

Tässä työssä tarkasteltavat lajit pohjautuvat ns. Linkolan vesi- ja rantakasvilistaan (Linkola 1933). Listalla on 55 lajia varsinaisia vesikasveja eli hydrofytyttejä ja 37 lajia muita kasveja, jotka kasvavat vallitsevasti vedessä tai joita yleisesti tavataan syvässäkin vedessä. Listaan on lisätty muutamia lajeja, jotka ovat havaittu tutkimusjärvillä yleisiksi. Tutkimusjärvillä havaitut lajit, yhteensä 133 kasvilajia, on lueteltu liitteessä 1. Vesisammalia ei sisällytetty analyysiin, sillä niitä ei määritetty kaikilta tutkimusjärviltä.



## Aineisto ja menetelmät

### Tutkimusjärvet ja maastomenetelmä

Kasviaineistoa on kerätty 22 järveltä pääasiassa Oulujoen vesistöalueelta vuosina 1998–2004. Näistä 12 järven aineisto on kerätty Cenoreg-hankkeessa vuosina 2003–2004. Suurin osa aineistoista on säännöstellyistä järvistä (n=14). Kasvilinjoja on tehty vähintään seitsemän yhdelle järvelle. Aineistojen keräysvuosi, linjojen määrä sekä käytetty maastomenetelmä on esitetty taulukossa 3.

Cenoreg-hankkeessa aineisto on kerätty vyöhykelinjamenetelmällä. Vyöhykelinjamenetelmässä korostuvat pääkasvustotyypit sekä niiden peittävyys ja vyöhykkeisyys. Vyöhykelinjojen avulla kerätään tietoa rantojen kasvilajistosta, lajien runsaus-suhteista ja kasvillisuuden vyöhykkeisyyden rakenteesta. Kasvillisuusvyöhykkeiden esiintymissyvyys, yhtenäisyys ja leveys kartoitetaan samalla kun kohteen lajisto ja runsaus arvioidaan. Menetelmässä kasvillisuusvyöhykkeet saavat mennä päällekkäin eikä lajien yleisyyttä arvioida joka vyöhykkeellä erikseen. Menetelmää on käytetty useissa säännöstelyn kehittämiselvityksissä (mm. Hellsten ym. 2000, Hellsten 2002). Menetelmä poikkeaa hieman valtakunnallisessa vesikasviseurannassa käytettävästä päävyöhykelinja-menetelmästä (Kuoppala ym. 2007).

Vesikasviosion vertailu- ja säännöstelyjärvien ryhmät olivat kohtalaisen tasapainoiset useimpien ympäristömuuttujien suhteen (taulukko 4). Mediaanitarkastelun perusteella säännöstelyjärvet olivat kuitenkin yleensä suurempia ja jonkin verran rehevämpiä kuin vertailujärvet.

Taulukko 3.

Vesikasvillisuusaineiston keräysvuosi, käytetty maastomenetelmä sekä linjamäärä järviakohtaisesti.

	Järvi	Vuosi	Linjamäärä	Maastomenetelmä
Säännöstellyt järvet	Kiimanen	2002	7	vyöhykelinjamenetelmä
	Koitere	2004	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Nuasjärvi	1999	7	vyöhykelinjamenetelmä
	Oulujärvi	1995	10 <sup>*)</sup>	kasvillisuusaluemenetelmä (Nykänen 1996)
	Hyrynjärvi	2004	8	vyöhykelinjamenetelmä
	Iijärvi	2004	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Irnijärvi	1998	5	ruutulinjamenetelmä
	Iso-Pyhäntä	2001	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Kemijärvi	1998	10	ruutulinjamenetelmä
	Kiantajärvi	2004	9	vyöhykelinjamenetelmä
	Kostonjärvi	2002	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Ontojärvi	2004	9	vyöhykelinjamenetelmä
	Suolijärvi	2000	7	vyöhykelinjamenetelmä
	Vuokkijärvi	2004	10	vyöhykelinjamenetelmä
Vertailujärvet	Simojärvi	1999	7	vyöhykelinjamenetelmä
	Kellojärvi	2003	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Jormasjärvi	2003	7	vyöhykelinjamenetelmä
	Lammasjärvi	2003	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Änättijärvi	2003	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Saarijärvi	2004	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Piispajärvi	2004	10	vyöhykelinjamenetelmä
	Lentua	2003	9	vyöhykelinjamenetelmä

<sup>\*)</sup> Oulujärveltä on tehty 24 kasvillisuuslinjaa/koealaa tässä tarkastelussa käytettiin vain kymmenen koealan havaintoja, koska tehtyjen kasvilinjojen määrän ja löydettyjen kasvilajien määrän välillä on selvä korrelaatio (Leka ym. 2003). Käytetyt 10 linjaa poimittiin satunnaisotoksella.

Taulukko 4.  
Tärkeimpien ympäristömuuttujien mediaaniarvot vertailu- ja säännöstelyjärvillä.

	Vertailujärvet (n = 8)		Säännöstelyjärvet (n = 14)	
	Med	(Min – Maks)	Med	(Min – Maks)
Talvialenema (m)	0,36	(0,21–0,55)	2,27	(1,19–6,75)
Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	23	(6–78)	51	(12–887)
Korkeus merenpinnasta (m)	172	(145–248)	149	(122–245)
Rantaviivan pituus (km)	80	(30–271)	192	(53–1021)
Peltoa valuma-alueesta (%)	1,8	(0,8–3,2)	1,9	(1,3–7,6)
Avosuota valuma-alueesta (%)	2,2	(0–7,6)	1,5	(0–5,4)
Rakennettua aluetta v-a:sta (%)	0,07	(0,03–0,59)	0,14	(0–1,78)
Maksimisyyvyys (m)	28	(13–48)	24	(17–40)
Keskisyyvyys (m)	5,4	(3,6–9,7)	5,8	(3,8–8,5)
Johtokyky (mS m <sup>-1</sup> )	2,4	(2,1–4,1)	2,5	(1,9–3,4)
pH	6,8	(6,3–7,3)	6,8	(6,5–7,2)
Näkösyvyys (m)	2,3	(1,7–3)	2,3	(1,6–2,9)
Klor-a (µg l <sup>-1</sup> )	4,8	(3,9–5,4)	6,3	(3,1–15)
Kok-P (µg l <sup>-1</sup> )	10,5	(6–16)	14	(11–19)
Kok-N (µg l <sup>-1</sup> )	310	(270–450)	320	(270–365)
Väri (mg Pt l <sup>-1</sup> )	55	(33–90)	60	(40–80)

### 3.2.2

## Vesikasvillisuusaineiston monimuuttuja-analyysi

Kasvillisuusaineistojen monimuuttuja-analyysiin käytetty menetelmä oli NMS (Non-metric Multidimensional Scaling), joka tehtiin Bray-Curtisin etäisyyssmittaan perustuen. NMS on ordinaatiomenetelmä, jossa pyritään löytämään pienin mahdollinen määrä dimensioita mahdollisimman alhaisella stressitasolla kuvaamaan havaintopaikkojen kasvivyhteisöjen samankaltaisuutta ja aineistossa olevia gradientteja.

Vertailujärvien (n=8) kasvillisuusaineiston monimuuttuja-analyysillä tutkittiin erottuvatko järvytyypit toisistaan kasvivyhteisöjen rakenteen perusteella. Aineistona analyysissä käytettiin  $\log(x+1)$  -muunnettua runsausaineistoa.

Vertailu- ja säännöstelyjärvien yhdistetyllä aineistolla (n=22) tehdyn NMS-analyysin avulla tutkittiin eroavatko säännöstellyt järvet järjestelmällisesti vertailuolosta kasvivyhteisöjen rakenteen perusteella. Myös tässä käytettiin aineistona  $\log(x+1)$ -muunnettua runsausaineistoa.

### 3.2.3

## Vesikasvillisuutta kuvaavat laatumuuttujat

Kasvillisuutta ryhmiteltiin tarkasteluissa seuraaviin ryhmiin:

- Kaikki maastolinjoilla havaitut ranta- ja vesikasvit.
- Vertailujärville ominaiset lajit (tyyppilajit), jotka esiintyvät vähintään joka toisessa vertailujärvessä. Menetelmää on osoittautunut toimivaksi jokien pohjaeläimille (Hämäläinen ym. 2002, Hämäläinen ym. 2007, Aroviita ym. 2008) ja sitä on käytetty myös aiemmin kasvillisuustutkimuksissa (Keto ym. 2003, Vallinkoski ym. 2004). Tässä aineistossa vertailujärville ominaisia lajeja olivat: *Calamagrostis* sp., *Carex rostrata*, *Eleocharis acicularis*, *Eleocharis palustris*, *Equisetum fluviatile*, *Isoetes echinospora*, *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Lysimachia thyrsoflora*, *Nuphar lutea*, *Phragmites australis*, *Potentilla palustris*,



*Ranunculus peltatus* ja *Ranunculus reptans*. Järvityypeille ominaisia lajeja ei voitu tässä tarkastelussa tunnistaa, koska aineiston laajuus ei mahdollistanut järvien tyypittelyä.

- Isot pohjalehtiset, jotka ovat jäätymiselle herkkiä indikaattorilajeja. Tällaisia lajeja ovat *Isoetes echinospora*, *Isoetes lacustris* ja *Lobelia dortmanna*.
- Muutosherkät lajit, Hellsten (2002) on todennut Kainuun ja Kemijoen järville, että eräät lajit eivät viihdy voimakkaasti säännöstellyissä järvissä, joissa eroosio ja pohjan jäätyminen ovat lisääntyneet. Nämä lajit ovat: *Eleocharis palustris*, *Equisetum fluviatile*, *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Nuphar lutea* ja *Phragmites australis*.

Erilaisten kasviryhmiä esiintymistä ja kokonaislajiston runsautta arvioitiin taksonikoostumuksen, kasvillisuuden runsauden ja lajien suhteellisen runsauden/osuuden perusteella. Seuraavassa on esitetty näiden muuttujien laskentatavat.

**Taksonikoostumus:** taksonikoostumusta kuvattiin yleisen lajirunsauden ja vertailujärville ominaisten lajien lajirunsauden perusteella.

Taksonikoostumuksen vertailua varten käytettiin tietoa taksonin (i) esiintymisestä (i = 1) ja puuttumisesta (i = 0). Kunkin taksonin esiintymistodennäköisyys vertailujärvissä (k) määriteltiin esiintymisten lukumäärän suhteena järvien kokonaismäärään  $N_k$ ,

$$P_{ki} = \Sigma k_i / N_k$$

Järville tyypillisiksi lajeiksi (TT50) katsottiin sellaiset taksonit, joita esiintyi vähintään joka toisessa vertailujärvessä. Tyypillisten taksonien lukumäärän odotusarvo oli

$$E \Sigma k_i = \Sigma P_{ki} \mid P_{ki} > 0,5$$

Lajirunsaudessa huomioitiin kaikki lajit, joten sen odotusarvo oli

$$E \Sigma k_i = \Sigma P_{ki}$$

Erinomaista ekologista tilaa kuvaava odotusarvo laskettiin vertailujärvien keskiarvona. Havaitun ja odotetun taksonilukumäärän perusteella laskettiin muuttujan ekologinen laatusuhde (ELS).

$$ELS_{\text{muuttuja}} = \frac{\text{havaittu arvo}}{\text{odotettu arvo}}$$

**Kasvillisuuden runsaus:** kasvillisuuden runsauden kuvaamisen käytettiin kasvillisuusindeksiä (Ilmavirta ja Toivonen 1986), joka huomioi kuinka monella tutkituista linjoista laji on esiintynyt ja mikä on ollut sen keskimääräinen runsaus:

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

missä:

V = kasvillisuusindeksi,

yleisyys = kuinka monella tutkituista kasvupaikoista laji on esiintynyt (%) ja

runsaus = lajin keskimääräinen peittävyys kasvupaikoillansa (%).

Järvikohtainen runsausarvo laskettiin keskiarvona niistä linjoista, joilla kyseisen lajin laji esiintyi. 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 %. Kasvillisuusindeksi laskettiin kaikille vesi- ja rantakasvilajeille, isoille pohjalehtisille ja muutosherkille lajeille. Kasvillisuusindeksien arvot muutettiin ekologiseksi laatusuhteeksi eli ELS-arvoiksi suhteuttamalla järviakohtaiset indeksien arvot vertailujärvien indeksien keskiarvoon samoin kuten taksonikoostumuksen kohdalla.

**Tyyppilajien suhteellinen osuus (TT50<sub>so</sub>):** Säännöstellyillä järvillä havaittujen vertailujärville ominaisten lajien (tyyppilajit) osuutta verrattiin kokonaislajimäärään. Lisäksi laskettiin muutosherkkien lajien osuus kokonaislajimäärästä. Kaikki suhdeluvut muutettiin ELS-arvoiksi suhteuttamalla järviakohtaiset indeksien arvot vertailujärvien indeksien keskiarvoon kuten muissakin muuttujissa.

Muuttujakohtaiset ELS-arvot yhteismitallistettiin lineaarisella uudelleenskaalauksella niin, että erinomaisen ja hyvän tilan raja-arvona oli vertailujärvien 10. %-piste (ELS<sub>(eh)</sub>) ja tämä kiinnitettiin arvoon 0,8:

$$ELS_{(lopull)} = (0,8 / ELS_{(eh)}) \times ELS_{(muuttuja)}$$

Tasavälisellä luokituksella hyvän ja tyydyttävän raja on siten 0,6, tyydyttävän ja välttävän raja 0,4 ja välttävän ja huonon raja 0,2.

Muuttujien laskennassa käytettiin pääasiassa 1-suuntaista tarkastelua, jossa muuttujan arvon laskeminen alle vertailujärvien 10. %-pisteen kuvaa järven tilan heikentymistä. Jos muuttujan arvon nousu yli vertailujärvien 90. %-pisteen, kuvaa myös järven tilan heikentymistä, käytettiin 2-suuntaista tarkastelua. Jos kohdejärven ELS-arvo oli suurempi kuin vertailujärvien odotusarvo, vertailujärvien oletusarvo jaettiin kohdejärven ELS-arvolla. Näin vertailujärvien oletusarvoa suuremmat ELS-arvot johtivat kohdejärven tila-arvion alentumiseen. 2-suuntaista tarkastelua käytettiin muuttujissa, jotka kuvaavat kaikkien lajien taksonikoostumusta ja kaikkien lajien runsautta.

### 3.3

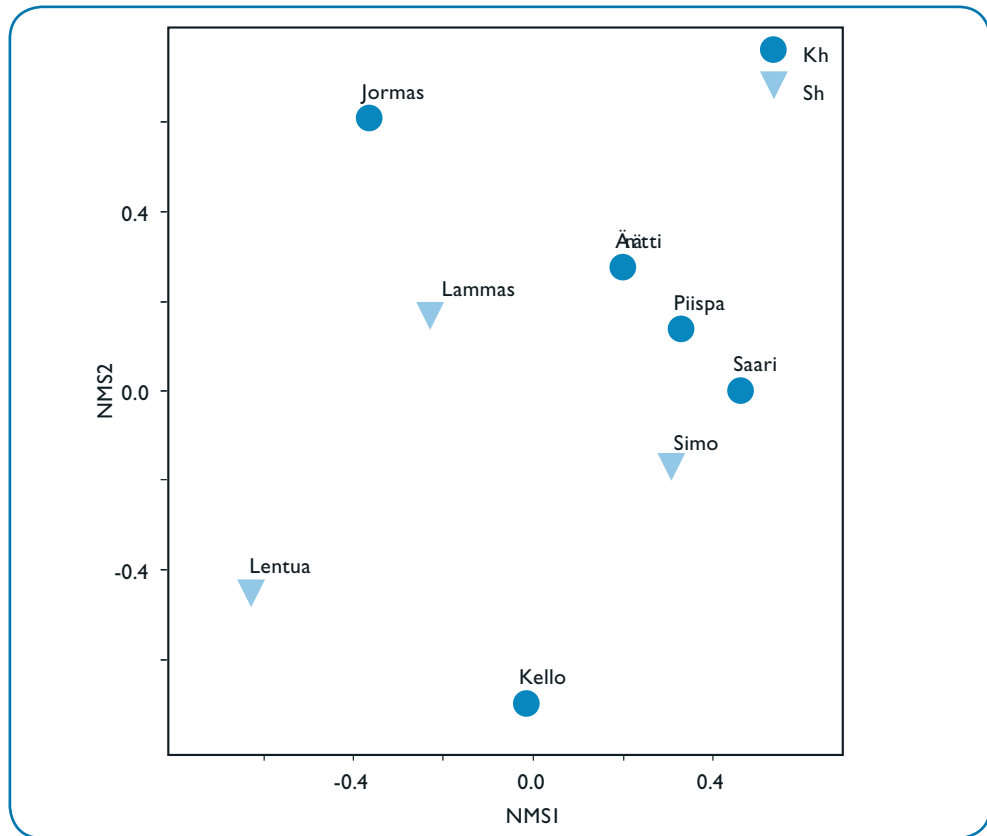
## Tulokset ja tulosten tarkastelu

### 3.3.1

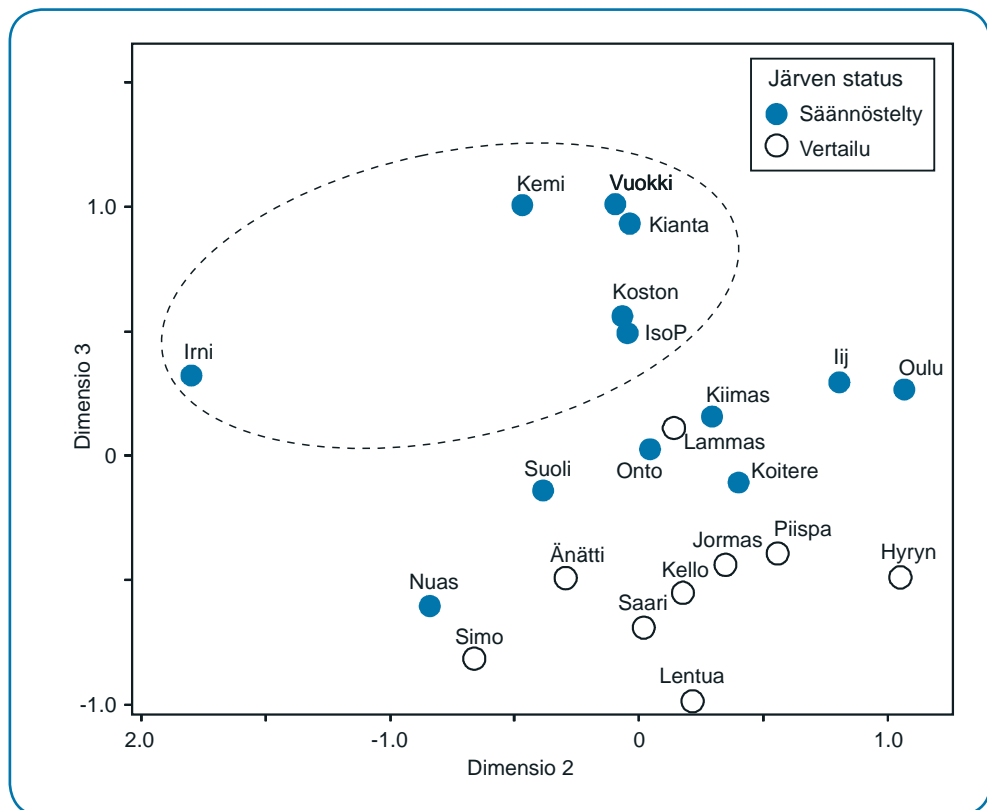
#### Vesikasvillisuuteen vaikuttavat järvien ominaispiirteet

Kolmen eri järviyypin järvet näyttivät erottuvan hieman toisistaan, ainakin keskikoiset humusjärvet (Kh) sijoittuvat jossain määrin eri puolelle ordinaatioavaruutta kuin suuret humusjärvet (Sh) (kuva 2). Kellojärven ja Jormasjärvi ovat myös muita tummavetisempiä, joka vaikuttaa lajiston koostumuksen. Lentuan erilainen sijoittuminen voi johtua järven suuremmasta koosta ja hyvin karuista rannoista. Analyysin epävarmuutta lisää aineiston pienuus luotettavaan monimuuttujatarkasteluun. Tuloksen perusteella käytetty tyypittely näyttäisi kuitenkin pienentävän hieman vaihtelua vertailuololoissa ja mahdollistaa säännöstelyjärvien paremman erottumisen vertailujärvistä.

Vertailu- ja säännöstelyjärvien yhdistetyllä aineistolla tehdyn NMS-analyysin perusteella säännöstelyt järvet erottuivat suhteellisen selkeästi vertailujärvistä (kuva 3). Tosin vertailujärvistä Lammajärvi näyttäisi olevan kasvivyhteisöltään eniten säännöstelyjärvien kaltainen. Imijärven aineisto on kerätty eri menetelmällä, joka osaltaan selittää kasvivyhteisöjen erilaisuutta. Voimakkaasti säännöstellyt järvet erottuvat selkeästi omana ryhmänä ja ordinaation perusteella säännöstelyllä näyttää olevan selkeitä vaikutuksia kasvivyhteisöjen rakenteeseen.



Kuva 2. Vertailujärvien sijoittuminen NMS-ordinaation kasvillisuusyhteisöjensä perusteella.



Kuva 3. Vertailu- ja säännöstelyjärvien sijoittuminen NMS-ordinaatioon kasviyhteisöjen koostumuksen perusteella. Katkoviivalla rajatuilla järville talvialenema on yli kolme metriä.

## Vesikasvillisuuden tilaa kuvaavien muuttujien arviointi

### Taksonikoostumusta kuvaavat muuttujat

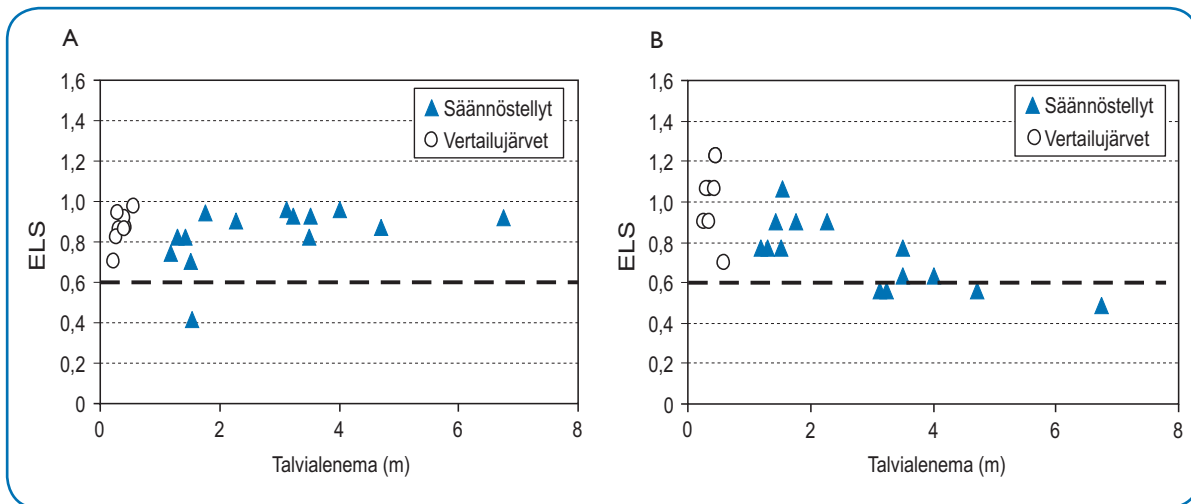
Kokonaislajimäärän avulla voidaan seurata sekä säännöstelyn rantavyöhykettä karuunnuttavaa vaikutusta että järven rehevöitymisestä aiheutuvaa lajimäärän lisääntymistä (esim. Rørslett 1991). Muuttujaa ei voida käyttää absoluuttisena rehevyyden kuvaajana, sillä lajisto voi lisääntyä monista muistakin syistä johtuen. Toisaalta rehevöitymisen jatkuessa pitkään lajimäärä kääntyy laskuun. Kokonaislajimäärää tarkasteltiin 2-suuntaisesti eli vertailujärvien keskimääräistä lajilukumäärää alempi tai suurempi lajilukumäärä alensi ELS-arvoa.

**Kokonaislajimäärän** suhteen vertailujärvistä Simojärven ELS-arvo oli hyvä, muiden vertailujärvien ekologisen tilan ollessa erinomainen (kuva 4a). Vertailujärvien sisäinen hajonta oli pientä (ELS = 0,70–0,97). Vain yksi säännöstelty järvi, Oulujärvi, poikkesi vertailujärvistä. Sen ELS-arvo oli 0,42, joka vastaa tyydyttävää tilaa. Oulujärven kokonaislajimäärä on erittäin suuri, 79 vesi- ja rantakasvilajia, vaikka tarkasteluun poimittiin satunnaisotoksella vain 10 tehdyistä 24 kasvilinjasta. Tämä johtunee siitä, että Oulujärven havainnot kerättiin kasvillisuusaluemenetelmällä, jossa vyöhykelinjamenetelmästä poiketen kerätään lajistotietoa yksityiskohtaisesti laajalta alueelta (Nykänen 1998). Rantojen loivuudesta ja osin myös kallioperän ravinnerikkaudesta johtuen on lajisto Oulujärvellä muutoinakin runsasta. Tärkein syy Oulujärven runsaaseen kasvistoon on kuitenkin säännöstelyn aloituksen yhteydessä tehty vedenpinnan lasku, joka aikaansaa poikkeuksetta lajimäärän kasvun (Nykänen 1998). Säännöstellyt järvet eivät eronneet säännöstelemättömistä järvistä tilastollisesti (Mann-Whitney,  $p = 0,864$ ). Säännöstelyn voimakkuutta kuvaava vedenpinnan talvialenema ei korreloinut merkitsevästi tutkimusjärvien kokonaislajimäärän kanssa.

Vertailujärville ominaiset **tyyppilajit** esiintyvät vähintään joka toisessa vertailujärvessä ja niitä voidaan pitää vertailujärville tyypillisinä vesi- ja rantakasveina. Vertailujärville ominaisia tyyppilajeja tarkasteltiin 1-suuntaisesti. Muuttujan luotettavuutta voi haitata se, että tyyppilajit ovat vaateliaisuuden suhteen laaja-alaisia indifferenttejä, jotka viihtyvät hyvin erilaisissa elinympäristöissä (Leka ym. 2007).

Vertailujärvissä muuttujan hajonta oli kohtalaista (ELS = 0,70–1,22) ja ero vertailujärvien ja säännösteltyjen järvien välillä tilastollisesti merkitsevä ( $p = 0,004$ ). Säännöstellyistä järvistä tyydyttävässä ekologisessa tilassa muuttujan suhteen ovat: Irni-, Kemi-, Kianta- ja Vuokkijärvi. Hyvässä tilassa olivat: Nuas-, Hyryn-, Ii-, Iso-Pyhäntä-, Koston ja Ontojärvi. Muut säännöstellyt järvet olivat erinomaisessa tilassa (kuva 4b). Tyyppilajien puuttuminen kuvasti säännöstelyn voimakkuutta, koska tyyppilajien lukumäärä korreloi ympäristömuuttujista voimakkaimmin talvialeneman kanssa ( $r = -0,78$ ,  $p < 0,001$ ).

Taksonikoostumusta kuvaavaan tulokseen vaikuttaa järvelle tehtyjen kasvilinjojen määrä, sillä linjamäärän kasvaessa löydettyjen kasvilajien määrä yleensä kasvaa (vrt. Leka ym. 2003). Myös maastomenetelmällä on merkitystä. Vyöhykelinjamenetelmä on nopeampi kuin ruutulinjamenetelmä ja tuottaa myös suuremman lajilukumäärän (Vallinkoski ym. 2004). Kolmas tekijä on lajimääritysten tarkkuus, joka voi vaihdella huomattavasti määrittäjän asiantuntemuksen mukaan. Esimerkiksi Irnijärven tulos poikkeaa huomattavasti muista johtuen eri menetelmästä ja vähäisestä linjojen määrästä (taulukko 3).



Kuva 4. Kokonaislajimäärästä (A) ja vertailujärvien tyyppilajien määrästä (B) lasketut ELS-arvot vertailujärvissä ja säännötelyissä järvissä. Järviä tarkastellaan vedenpinnan talvialenemaan suhteutettuna. Katkoviiva kuvaa ekologisen laatusuhteen hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvoa (ELS = 0,6).

### 3.3.2.2

#### Runsautta kuvaavat muuttujat

Vesi- ja rantakasvillisuuden runsaus laskettiin lajikohtaisten kasvi-indeksien summana. Kaikkien ranta- ja vesikasvien runsauden arvioinnissa käytettiin 2-suuntaista tarkastelua. Isojen pohjalehtisten ja muutosherkkien lajien runsauden tarkastelussa käytettiin 1-suuntaista tarkastelua, jolloin vain vertailujärviä alhaisemmat kasvi-indeksien summat johtivat ELS-arvon alentumiseen.

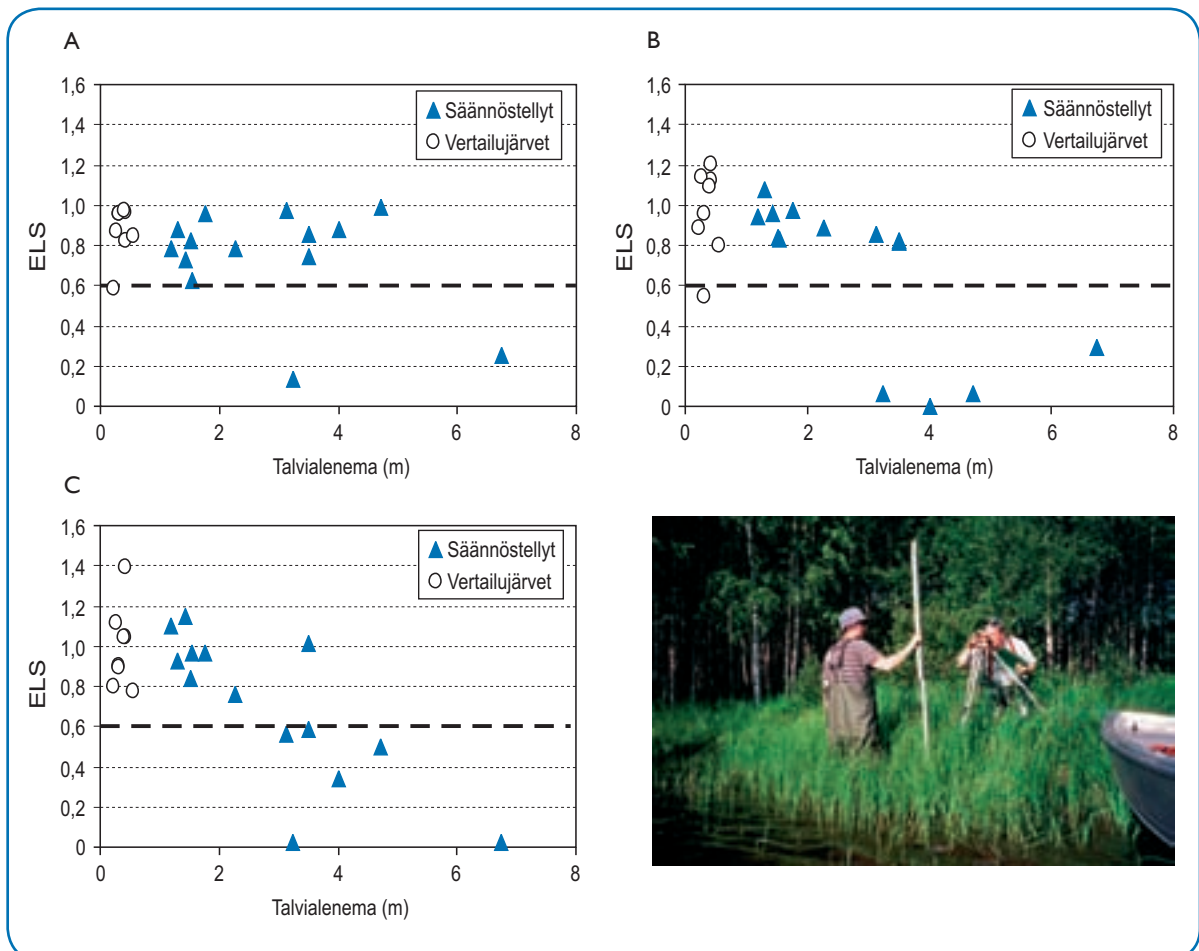
Vertailujärvissä **kaikkien lajien runsaus** oli alhaisin Simojärvessä (ELS = 0,59) eli tyydyttävä. Muissa vertailujärvissä hajonta oli sen sijaan pientä (ELS = 0,83–0,98) (taulukko 5). Säännötelyistä järvistä Irnijärven tila oli huono (kuva 5a). Irnijärvellä rantavyöhyke kuuluu erittäin voimakkaasti etenkin altaan eteläosassa, joka omalta osaltaan vähentää lajiston runsautta. Vedenpinnan vuosivaihtelun suuruuden perusteella voimakkaimmin säännötely Kemijärvi oli välttävässä tilassa (ELS = 0,25).

Säännötelyn vaikutusta kasvillisuuden runsauteen on vaikea arvioida tämän aineiston pohjalta, sillä monilla voimakkaastikin säännötellyillä järvellä kaikkien vesi- ja rantakasvien runsaus ei poikkea vertailujärvistä eikä säännötellyt ja säännöstelemättömät järvet eronneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi kaikkien lajien runsauden perusteella. Kemijärvellä kasvillisuuden runsaus poikkeaa kyllä huomattavasti vertailujärvistä, mutta eroa säännötelyn voimakkuuden lisäksi selittävät todennäköisesti vedenkorkeuden noston vaikutus säännötelyn aloittamisen yhteydessä ja järven pohjoinen sijainti vertailujärvien maantieteelliseen sijaintiin verrattuna (Partanen & Hellsten 2005).

**Isojen pohjalehtisten runsaudessa** oli suurta hajontaa vertailujärvien välillä, koska isot pohjalehtiset viihtyvät parhaiten kirkkaissa karuissa järvissä ja tässä tarkastelussa katsottiin kaikkia järviä huolimatta siitä olisivatko ne luontaisesti hyviä pohjalehtisjärviä. Vertailujärvistä Saarijärvi oli tyydyttävässä tilassa. Järvellä kuitenkin esiintyy suhteellisen runsaasti isoja pohjalehtisiä ja tyydyttävä tila-arvio johtuu ainakin osittain tutkimuslinjojen vähäisyydestä.

Säännöstellyistä järvistä huonossa tilassa olivat Irni-, Koston- ja Vuokkijärvi. Kemijärvi oli välttävässä tilassa ja muut järvet erinomaisessa tilassa. Isoja pohjalehtisiä kuitenkin havaittiin kaikilla säännöstellyillä järvillä Kostonjärveä lukuun ottamatta. Pohjalehtisten määrä vähenee pääsääntöisesti säännöstelyn voimakkuuden kasvaessa. Varsinkin yli 3 metrin talvialenema näyttää vaikuttavan voimakkaasti isojen pohjalehtisten runsauteen (kuva 5b). Isojen pohjalehtisten runsaudessa säännöstelyjen ja säännöstelemättömien järvien välinen ero oli melkein tilastollisesti merkitsevä ( $p = 0,052$ ) ja niiden esiintyminen korreloi ympäristömuuttujista voimakkaimmin talvialeneman kanssa ( $r = -0,718$ ,  $p = <0,001$ ).

Vertailujärvissä hajonta **muutosherkkien lajien määrässä** oli suhteellisen pieni (ELS = 0,78–1,37) ja kaikki vertailujärvet olivat muuttujan suhteen joko hyvässä tai erinomaisessa tilassa (taulukko 5). Säännöstellyistä järvistä Kianta-, Onto- ja Vuokkijärvi olivat tyydyttävässä tilassa, Kostonjärvi välttävässä tilassa ja Irni- sekä Kemijärvi huonossa tilassa. Myös muutosherkkien lajien runsaus korreloi positiivisesti talvialeneman kanssa. Yksikään alle 2 metrin talvialeneman järvi ei ollut hyvää huonommassa tilassa, kun sen sijaan yli 2 metrin talvialeneman järvistä kaikki muut järvet Iso-Pyhäntäjärveä lukuun ottamatta olivat välttävässä tai sitä huonommas-



Kuva 5. Kaikkien lajien (A), isojen pohjalehtisten (B) ja muutosherkkien lajien runsaussuhteista (C) lasketut ELS-arvot vertailu- ja säännöstellyissä järvissä. Järviä tarkastellaan vedenpinnan talvialenemaan suhteutettuna. Katkoviiva kuvaa hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvoa ELS = 0,6.

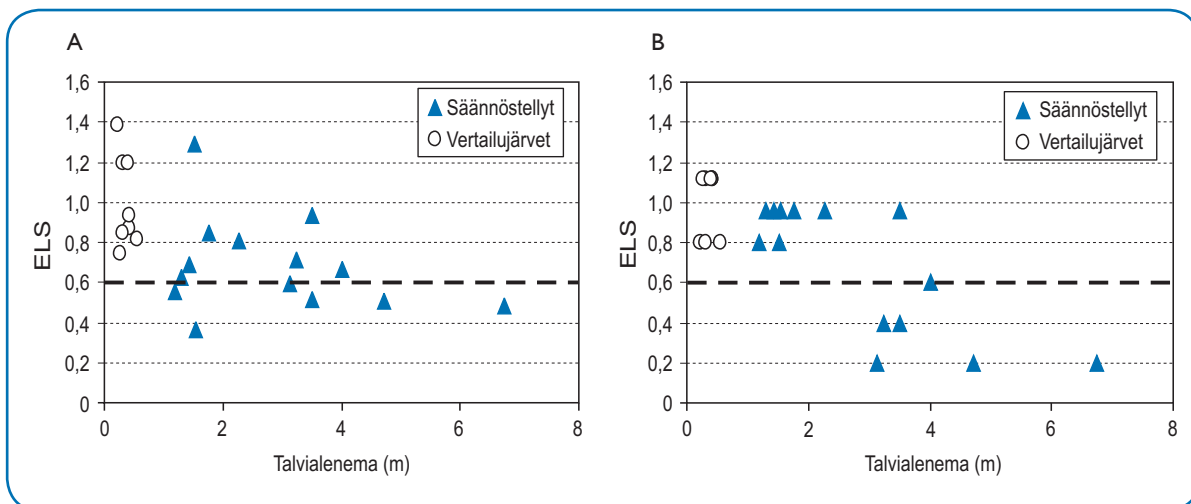
sa tilassa. (kuva 5c). Iso-Pyhäntäjärven tulosta nostaa erittäin runsaat kortteikot. Muutosherkistä lajeista Iso-Pyhännällä kasvaa kortteen lisäksi rantaluikka. Säännöstelemättömät ja säännöstellyt järviryhmät eivät eronneet toisistaan tilastollisesti, mutta muutosherkkien lajien määrä korreloi ympäristömuuttujista voimakkaimmin talvialeneman kanssa ( $r = -0,772, p < 0,001$ ).

### 3.3.2.3

#### Suhteellista osuutta kuvaavat muuttujat

Suhteellisia lajimääriä ja runsauksia tarkasteltiin 1-suuntaisesti. Vertailujärvien tyyppilajien suhteellinen osuus kokonaislajimäärästä (TT50) vaihteli välillä 0,74–1,39. Vertailujärvistä Piispajärvi oli hyvässä tilassa muiden vertailujärvien ollessa erinomaisessa tilassa. Piispanjärven poikkeaminen muista järvistä johtui suuresta kokonaislajimäärästä. Säännöstellyistä järvistä Nuasjärvi sai poikkeuksellisen korkean ELS-arvon (ELS = 1,29). Tyyppilajeista Nuasjärvellä esiintyivät 11 lajia 14:sta ja tämä suhteutettuna Nuasjärven pieneen kokonaislajimäärään (17 lajia) antoi korkean ELS-arvon. Oulujärvi sen sijaan oli välttävässä tilassa tämän muuttujan suhteen. Vaikka Oulujärvellä esiintyy kaikki vertailujärville ominaiset lajit, aiheuttaa Oulujärven korkea kokonaislajimäärä (79 lajia) alhaisen ELS-arvon. Tyydyttävässä tilassa olivat Kemi-, Kianta-, Vuokki-, Ii- ja Iso-Pyhäntäjärvi. Muuttuja reagoi myös säännöstelyn voimakkuuteen, mutta ei kovin hyvin (kuva 6a).

Järvillä havaittujen muutosherkkien lajien osuutta verrattiin myös muutosherkkien lajien kokonaismäärään (5 kpl). Kokonaislajimäärään verrattaessa olisi törmätty samaan ongelmaan kuin verrattaessa vertailujärville ominaisten lajien määrää kokonaislajimäärään. Vertailujärvien hajonta on hyvin pientä (ELS = 0,80–1,12). Kemi-, Kianta-, ja Vuokkijärvi ovat tämän muuttujan mukaan välttävässä tilassa ja Irni- sekä Iso-Pyhäntäjärvi tyydyttävässä tilassa. Säännöstelylle herkkien lajien määrä reagoi hyvin säännöstelyn voimakkuuteen varsinkin voimakkaimmin säännösteltyjen järvien kohdalla (talvialenema yli 3 metriä). Lievästi säännöstellyissä järvissä ei ole havaittavissa selvää lajien vähenemistä. Muutosherkkien lajien pieni määrä johtaa siihen, että ELS-arvot muuttuvat hyppäyksittäin yhden lajin poistuessa tai esiintyessä, näin ollen mittari on herkkä yhdenkin lajin esiintymisessä tapahtuneelle muutokselle (kuva 6b).



Kuva 6. Vertailujärvien tyyppilajien suhteellisista osuuksista (A) ja muutosherkkien lajien suhteellisista osuuksista (B) lasketut ELS-arvot vertailujärvissä ja säännöstellyissä järvissä. Järviä tarkastellaan vedenpinnan talvialenemaan suhteutettuna. Katkoviiva kuvaa hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvoa, ELS=0,6.

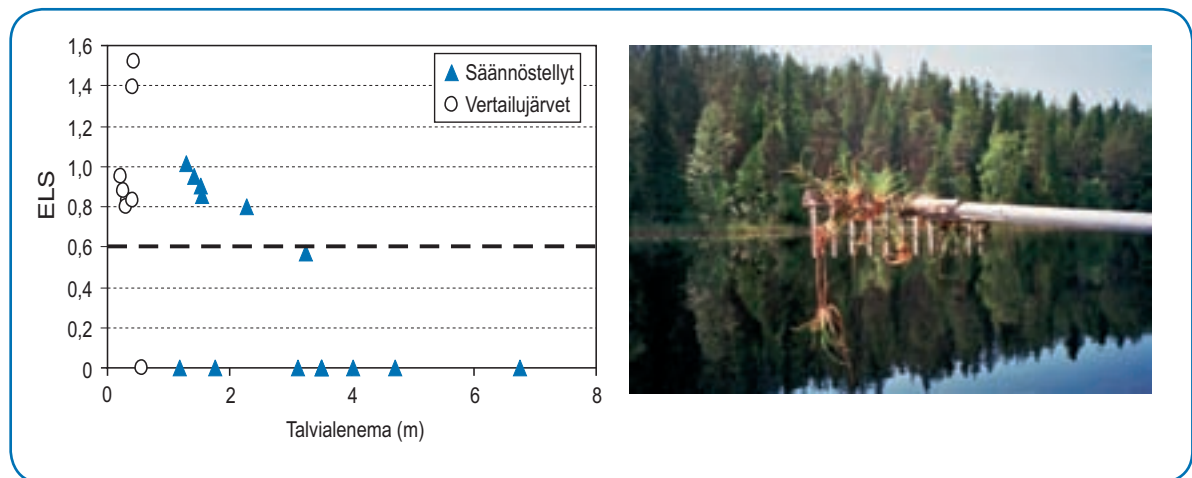


### 3.3.2.4

#### Indikaattorimuuttuja

Kasvi-indeksin avulla laskettua tummalahnanruohon runsautta käytettiin indikaattorimuuttujana. Tummalahnanruoho on erittäin herkkä pohjan jäätymiselle, joten sen esiintyminen kuvastaa hyvin säännöstelyn voimakkuutta (Hellsten 2001). Tummalahnanruohon esiintymisrunsaus vaihteli suuresti myös vertailujärvissä (ELS = 0-1,52), koska se on tyypillinen laji kirkkaille ja karuille järville. Tummalahnanruoho on herkkä myös lisääntyvälle sedimentaatiolle, joten se puuttuu luontaisesti sekä rehevistä että pienikokoisista pehmeäpohjaisista järvistä. Vertailujärvistä Lammasjärvessä ei havaittu tummalahnanruohoa.

Säännöstellyistä järvistä huonossa tilassa olivat Koitere, Ii-, Iso-Pyhäntä-, Kemi-, Kianta-, Koston-, Onto- ja Vuokkijärvi. Irnijärvi oli tyydyttävässä tilassa ja loput säännöstellyt järvet erinomaisessa tilassa. Tummalahnanruoho puuttuu järviltä, joissa vedenpinnan talvialenema on yli 2,5 m, mutta toisaalta se puuttuu myös Lammasjärveltä, joka on vertailujärvi (kuva 7). Säännöstellyt ja säännöstelemättömät järvet erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ( $p = 0,04$ ), tummalahnanruohon runsaus korreloi ympäristömuuttujista voimakkaimmin myös talvialeneman kanssa ( $r = -0,654$ ,  $p = 0,001$ ).



Kuva 7. Ekologinen laatusuhde tummalahnanruohon runsauden perusteella vertailujärvissä ja säännöstellyissä järvissä. Järviä tarkastellaan vedenpinnan talvialenemaan suhteutettuna. Katkoviiva kuvaa hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvoa, ELS=0,6.

### 3.3.3

#### Vesikasvillisuusmuuttujiin perustuva tila-arvio

Järvien ekologinen tila määritettiin ensin muuttujakohtaisesti, jonka jälkeen muuttujakohtaiset tila-arviot yhdistettiin. Luokittelu tehtiin ensin laskemalla mediaani kaikista muuttujista. Lisäksi luokitukseen kokeiltiin ns. "one-out, all-out" -periaatetta (European Commission 2005) ("heikoin lenkki"), jonka mukaisesti tilaluokka määräytyy aina heikointa tilaa osoittavan muuttujan tai elementin mukaan. Sääntöä on ajateltu käytettävän etenkin eri eliöryhmien luokitustulosten yhdistämisessä (European Commission 2005, Sandin 2005), mutta sitä voi harkita myös luokittelutekijöiden tasolla, jolloin jo yhdessä luokittelutekijässä tapahtunut muutos olisi riittävä merkki tilan muutoksesta. Tässä kokeilussa kunkin järven tila määräytyi siis sen heikoimman luokan antaneen muuttujan mukaan.

### 3.3.3.1

#### Tila-arvio muuttujakohtaisesti

Kaikkien tutkimusjärvien muuttujakohtaiset ELS-arvot on esitetty taulukossa 5. Säännöstelyistä järvistä Kiimanen, Nuas-, Hyryn- ja Suolijärvi olivat kaikkien muuttujien suhteen erinomaisessa tai hyvässä tilassa. Kaikkien näiden järvien vedenpinnan talvialenema on ollut alle 2,5 metriä. Suolijärvi on näistä järvistä voimakkaimmin säännöstelty. Sen talvialenema on ollut keskimäärin 2,3 m. Vertailujärvistä Kello-, Jormas-, Änätti- ja Piispanjärvi sekä Lentua olivat kaikkien muuttujien suhteen hyvässä tai erinomaisessa tilassa.

Muutamit vertailujärvet olivat eräiden muuttujien perusteella hyvää huonommassa tilassa. Simojärven kaikkien vesi- ja rantakasvien runsauden tyydyttävä tila selittynee järven karuudella ja sijainnilla vesistön latvoilla. Saarijärven tyydyttävä tila isojen pohjalehtisten runsaudessa johtunee kasvillisuuslinjojen sijoittumisesta alueilla, joissa pohjalehtisiä esiintyy vähän. Lammasjärvi puolestaan oli huonossa tilassa tarkasteltaessa indikaattorilajiksi valittua tummalahnanruohon runsautta (taulukko 5).

Säännöstellyistä järvistä Koitere oli yhden muuttujan mukaan huonossa tilassa (tummalahnanruohon runsaus), kun taas muut muuttujat osoittivat Koitereen tilan olevan erinomainen. Tummalahnanruohon (*Isoetes lacustris*) läsnäolon toteaminen on nopea ja halpa tapa erotella säännöstelyjärvet, mutta se on käyttökelpoinen vain niissä järviyypeissä, joissa laji esiintyy luontaisesti runsaasti. Toisaalta laji voidaan helposti sekoittaa säännöstelyä melko paremmin sietävään vaalealahnanruohon. Tummalahnanruoho pystytään määrittämään myös järven sedimentteihin kerääntyneiden makrofossiileiden avulla, mutta menetelmän käyttö on kallista.

Oulujärven tila oli välttävä verrattaessa järvellä havaittuja vertailujärville ominaisten lajien määrää kokonaislajimäärään. Tämä johtuu Oulujärvellä havaitusta suuresta lajimäärästä, sillä järvellä esiintyivät kaikki vertailujärville ominaiset lajit. Tämä osoittaa, ettei muuttuja toimi niillä järvillä, joissa maastotyöt on tehty tarkasti ja havaittu kokonaislajimäärä on suuri suhteessa vertailujärviin.

Iijärvi oli tyydyttävässä tilassa verrattaessa vertailujärville ominaisten lajien määrää kokonaislajimäärään. Järvellä esiintyi 11 vertailujärville ominaista lajia ja kokonaislajimäärä oli hieman keskimääräistä korkeampi. Iijärvi oli huonossa tilassa tummalahnanruohon runsauden suhteen, jota järvellä ei esiintynyt lainkaan tai sitä ei ainakaan havaittu järvellä tehtyjen maastotutkimusten yhteydessä. Myös Ontojärvi oli tummalahnanruohon runsauden suhteen huonossa tilassa. Lisäksi Ontojärvi oli tyydyttävässä tilassa muutosherkkien lajien suhteen. Ontojärvellä esiintyy voimakasta rantojen eroosiota, joka todennäköisesti vaikuttaa näiden lajien esiintymiseen järvellä. Muiden muuttujien osalta Ontojärvi oli erinomaisessa tai hyvässä tilassa.

Seuraavat säännöstellyt järvet olivat kolmen tai useamman tarkastellun muuttujan mukaan tyydyttävässä tai sitä huonommassa tilassa: Kostonjärvi (3 muuttujaa), Iso-Pyhäntä (3 muuttujaa), Irnijärvi (5 muuttujaa), Kiantajärvi (5 muuttujaa), Vuokkijärvi (5 muuttujaa) ja Kemijärvi (7 muuttujaa). Näiden kaikkien järvien vedenpinta alenee talvella yli kolme metriä. Myös Ontojärven talvialenema on yli kolme metriä, mutta se oli hyvää huonommassa tilassa vain kahden muuttujan mukaan. Irnijärvi oli tarkastelussa mukana olevista järvistä useimman muuttujan mukaan huonossa tilassa mm. kaikki kasvillisuuden runsautta kuvaavat muuttujat. Koston- ja Vuokkijärvi olivat huonossa tilassa isojen pohjalehtisten runsautta kuvaavien muuttujien perusteella. Nämä muuttujat kuvaavat lähes samaa asiaa, joten niitä ei voida samanaikaisesti käyttää järvien ekologisen tilan arvioinnissa.

Kemijärvi oli huonossa tilassa kahden muuttujan, muutosherkkien lajien runsaus ja tummalahnanruohon runsaus, suhteen. Kaikkien lajien runsaus, isojen pohjalehtisten runsaus ja muutosherkkien lajien suhteellinen osuus osoittivat välttävää tilaa.

Taulukko 5.

Kaikkien muuttujien ELS-arvot järvittäin. Ekologinen tila on kuvattu ELS-arvoina ja värikoodein.

■ = erinomainen, ■ = hyvä, ■ = tyydyttävä, ■ = välttävä ja ■ = huono.

	Järvet	Taksonikoostumus		Runsas			Suhteellinen määrä		Tummalahnanruohon runsaus
		Kaikki lajit	Vertailujärville ominaiset lajit	Kaikki lajit	Isot pohjalehtiset	Muutosherkät	Vertailujärville ominaiset lajit (*)	Muutosherkät	
SÄÄNNÖSTELLYT JÄRVET	Kiimanen	0,82	0,90	0,73	0,96	1,15	0,69	0,96	0,95
	Koitere	0,94	0,90	0,95	0,97	0,97	0,85	0,96	0,00
	Nuasjärvi	0,70	0,77	0,83	0,84	0,84	1,29	0,80	0,91
	Oulujärvi	0,42	1,06	0,63	0,83	0,97	0,37	0,96	0,85
	Hyrnyjärvi	0,82	0,77	0,88	1,08	0,93	0,63	0,96	1,01
	Iijärvi	0,75	0,77	0,79	0,94	1,10	0,56	0,80	0,00
	Irnijärvi	0,93	0,56	0,14	0,07	0,02	0,71	0,40	0,57
	Iso-Pyhäntä	0,82	0,63	0,86	0,82	1,02	0,51	0,40	0,00
	Kemijärvi	0,92	0,49	0,25	0,29	0,02	0,49	0,20	0,00
	Kiantajärvi	0,96	0,56	0,98	0,85	0,56	0,59	0,20	0,00
	Kostonjärvi	0,96	0,63	0,88	0,00	0,34	0,67	0,60	0,00
	Ontojärvi	0,93	0,77	0,74	0,82	0,58	0,94	0,96	0,00
	Suolijärvi	0,91	0,90	0,78	0,89	0,76	0,81	0,96	0,80
Vuokkijärvi	0,87	0,56	0,99	0,07	0,50	0,51	0,20	0,00	
VERTAILU-JÄRVET	Simojärvi	0,70	0,90	0,59	0,88	0,80	1,39	0,80	0,95
	Kellojärvi	0,87	1,22	0,83	1,20	1,39	0,87	1,12	1,52
	Jormasjärvi	0,92	1,22	0,96	1,13	1,05	0,93	1,12	1,39
	Lammasjärvi	0,97	0,70	0,85	0,80	0,78	0,82	0,80	0,00
	Änäntijärvi	0,86	1,06	0,95	0,96	0,90	1,19	1,12	0,83
	Saarijärvi	0,94	0,90	0,95	0,55	0,89	0,85	0,80	0,80
	Piispajärvi	0,82	1,06	0,87	1,14	1,12	0,74	1,12	0,88
	Lentua	0,86	1,06	0,98	1,09	1,05	1,19	1,12	0,83

(\*) verrataan kokonaislajimäärään

Tyyppilajeja kuvaavien muuttujien suhteen tila oli tyydyttävä (taulukko 5). Kemijärvi on Suomen voimakkaimmin säännöstelty järvi ja sen vesi- ja rantakasvillisuudessa tapahtuneita muutoksia on havainnointu myös aikaisemmin useissa tutkimuksissa (Hellsten 2002).

### 3.3.3.2

#### Tila-arvioiden suhde säännöstelyn voimakkuuteen

Kasvillisuuden tilaa kuvaavat muuttujat korreloivat negatiivisesti vedenpinnan talvialeneman kanssa lukuun ottamatta kaikkien lajien lukumäärää ja kaikkien lajien runsautta. Korrelaatiot olivat merkitseviä (pearsonin korrelaatiokerroin) ja niiden arvot olivat: vertailujärville ominaiset lajit ( $r = -0,781$ ,  $p < 0,001$ ), isojen pohjalehtisten runsaus ( $r = -0,718$ ,  $p < 0,001$ ), muutosherkkien lajien runsaus ( $r = -0,772$ ,  $p < 0,001$ ), muutosherkkien lajien suhteellinen määrä ( $r = -0,798$ ,  $p < 0,001$ ), tummalahnanruohon runsaus ( $r = -0,654$ ,  $p = 0,001$ ) ja vertailujärville ominaisten lajien suhteellinen määrä ( $r = -0,538$ ,  $p = 0,01$ ). Järvien keskeisiä ominaispiirteitä, pinta-ala, keskisyvyys, veden väri ja veden fosforipitoisuus, verrattiin myös kasvillisuuden tilaa kuvaaviin muuttujiin. Kaikkien lajien lukumäärä korreloi negatiivisesti pinta-alan kanssa ( $r = -0,680$ ,  $p < 0,001$ ) ja vertailujärville ominaisten lajien suhteellinen määrä fosforipitoisuuden kanssa ( $r = -0,489$ ,  $p = 0,02$ ). Muiden tilamuuttujien suhteen korrelaatiot eivät olleet merkitseviä.

### 3.3.3.3

#### Vaihtoehtoiset muuttujayhdistelmät tila-arvioinnissa

Kasvillisuuden ekologisen tilan arvioinnissa on tarkasteltu kahdeksan muuttujan toimivuutta. Osa muuttujista on päällekkäisiä ja ne mittaavat osin samaa asiaa, mutta eri laskentatavalla. Valtioneuvoston asetuksessa vesienhoidon järjestämisestä ei määritellä yksityiskohtaisesti, miten kasvillisuuden ekologinen tila tulisi arvioida. Myöskään Suomen valtakunnallista ekologisen tilan luokittelua koskeva ohje ei ollut vielä tarkastelua tehtäessä täysin valmis, joten muuttujien yhdistäminen perustuu asiantuntijanäkemykseen.

Monien muuttujien kohdalla törmättiin ongelmiin, jotka rajoittavat niiden soveltuvuutta. Esimerkiksi Oulujärven suuri kokonaislajimäärä aiheutti osassa muuttujista alhaisen ELS-arvon. Järvillä, joilla on määritetty hyvin runsas lajisto, ei ole mahdollista nousta vertailujärvien 10. %-pisteen yläpuolelle, vaikka vertailujärville ominaisten lajien määrä kasvaisi. Näissä tapauksissa vertailujärville ominaisten lajien vertaaminen kokonaislajimäärään ei toimi. Myös maastossa tehtyjen kasvillisuuslinjojen määrä vaikuttaa havaittuun kokonaislajimäärään. Alhaisen linjamäärän aiheuttama riski kasvaa, jos seurataan vain yhden tai muutamien indikaattorilajien esiintymistä ja runsautta.

Liitteessä 2 on arvioitu tässä tarkastelussa käytettyjä muuttujia monien kriteereiden perusteella:

- Onko muuttuja vesienhoitoasetuksen liitteen 1 määritelmän mukainen
- Muuttujan merkitys ekosysteemin rakenteen ja toiminnan kannalta
- Muuttujan herkkyys erilaisille paineille: säännöstely, rehevöityminen, happamoituminen ja morfologiset muutokset.
- Muuttujan herkkyys satunnaiselle vaihtelulle
- Muuttujan subjektiivisuus/tulkinnanvaraisuus (aineiston keräys)
- Kustannukset
- Menetelmien vakiintuneisuus, tieteellisyys
- Kommunikatiivisuus (ymmärrettävyys, kansalaiset)
- Onko muuttuja käytössä muissa Pohjoismaissa

Muuttujien valinta vaikuttaa vesikasvillisuuden avulla tehtävän ekologisen tila-arvion lopputulokseen. Erilaisten muuttujavalintojen vaikutusta päätettiin arvioida kokeilemalla erilaisia yhdistelmiä ja laskemalla niiden ELS-arvoista mediaani. Vaihtoehdossa 1 otettiin mukaan kaikki kahdeksan muuttujaa. Vaihtoehto 2 muodostettiin aikaisempien tutkimusten ja asiantuntijanäkemyksen pohjalta. Vaihtoehtoon 3 valittiin vain säännöstelylle herkät muuttujat. Vaihtoehto 4 perustui yhteen indikaattorilajiin ja sen yleisyydestä ja runsaudesta laskettuun ELS-arvoon. Taulukossa 6 on esitelty näiden neljän vaihtoehtoisen yhdistelmän tulokset.

#### Vaihtoehto 1: Kaikki muuttujat

- taksonikoostumus, kaikki ranta- ja vesikasvit
- taksonikoostumus, vertailujärville ominaiset lajit
- runsaus, kaikki ranta- ja vesikasvit
- runsaus, muutosherkät
- runsaus, isot pohjalehtiset
- suhteellinen määrä, vertailujärville ominaiset lajit
- suhteellinen määrä, muutosherkät
- tummalahnanruohon runsaus

Vaihtoehto 2: Keskeiset taksonikoostumus ja runsaus muuttujat

- taksonikoostumus, vertailujärville ominaiset lajit
- runsaus, kaikki ranta- ja vesikasvit
- runsaus, muutosherkät

Vaihtoehto 3: Vain muutosherkät muuttujat

- runsaus, muutosherkät
- suhteellinen määrä, muutosherkät

Vaihtoehto 4: Indikaattorilaji

- tummalahnanruohon runsaus

Muuttujakohtaiset ELS-arvot yhteismitallistettiin lineaarisella uudelleenskaalauksella kuten aikaisemmin on kuvattu ja erinomaisen ja hyvän tilan raja-arvoksi asetettiin vertailujärvien aineistosta laskettu 10. %-piste.

VE 1:ssä tarkasteltiin kaikkia muuttujia. Irni-, Kianta-, Kemi- ja Vuokkijärvi olivat hyvää huonommassa tilassa. Muut säännöstelyjärvet olivat erinomaisessa tai hyvässä tilassa (taulukko 6).

VE2:ssa Irnijärven tila putosi tyydyttävästä huonoon, muiden VE1:ssä hyvää huonommassa tilassa olleiden järvien tilaluokka säilyi ennallaan. Ontojärvi ja Suolijärvi putosivat erinomaisesta hyvään. Iso-Pyhännän tila luokka taas parani hyvästä erinomaiseen. Vertailujärvissä Lammasjärvi putosi erinomaisesta hyvään tilaan. Vaikka luokka muuttui, varsinainen muutos Lammasjärven ELS-arvossa oli erittäin vähäinen (taulukko 6).

VE3:ssa tarkasteltiin vain säännöstelylle herkkiä lajeja, joten oletuksena oli, että tilaluokka useissa säännöstelyissä järvissä alentuisi aikaisempiin vaihtoehtoihin verrattuna. Kemijärven, Kiantajärven, Kostonjärven ja Vuokkijärven tila luokka heikkeni yhdellä VE2:een verrattuna ollen Kemijärvessä huono, Vuokki- ja Kiantajärvessä välttävä ja Kostonjärvessä tyydyttävä (taulukko 6).

Tarkastelutavoista herkin oli odotetusti VE4, jossa tarkasteltiin vain tummalahnanruohon runsautta. Tämä mittari sopii hyvin ilmentämään pohjan jäätyksen laajuutta, mutta sen käyttöön liittyy epävarmuutta mm. vertailujärvien tuloksissa esiintyneen hajonnan takia. Muissa vaihtoehtoissa erinomaiseen tai hyvään tilaan luokittuneet Koitere, Iijärvi, Iso-Pyhäntä ja Ontojärvi luokittuivat huonoon tilaan jo muissa vaihtoehtoissa alle hyvän tilan luokittuneiden järvien lisäksi. Mielenkiitoinen poikkeus on Irnijärvi, jossa tilaluokka parani huonosta tyydyttävään VE2:een verrattuna.

Vaihtoehtojen tarkoituksena oli havainnollistaa muuttujien valinnan vaikutusta säännöstelyjärven vesikasvillisuuden perusteella määräytyvään tilaluokkaan. Yksinkertainen tarkastelu osoitti, että muuttujien valinnan painottuessa säännöstelyherkkiin muuttujiin, tilaluokka alenee voimakkaimmin säännöstelyissä järvissä. Jos taas katsotaan lisätoimenpiteiden suunnittelun kannalta oleellisinta rajapintaa eli hyvän tyydyttävän tilan rajaa, on muutos yllättävän vähäinen. Vaikka VE3 perustui vain säännöstelylle herkkiin muuttujiin, oli kokonaisarviossa vain yksi järvi enemmän hyvää huonommassa tilassa kuin kaikki muuttujat sisältävässä VE1:ssä.

Taulukko 6.

Erilaisten muuttujajhdistelmien kautta lasketut kasvillisuuden ELS-arvot järvittäin. Muuttujien ELS-arvoista on laskettu mediaanit. Ekologinen tila on kuvattu ELS-arvoina ja värikoodein.

■ = erinomainen, ■ = hyvä, ■ = tyydyttävä, ■ = välttävä ja ■ = huono.

		VE 1	VE 2	VE 3	VE 4
SÄÄNNÖSTELYJÄRVET	Kiimanen	0,92	0,90	1,05	0,95
	Koitere	0,95	0,95	0,96	0,00
	Nuasjärvi	0,83	0,83	0,82	0,91
	Oulujärvi	0,84	0,97	0,96	0,85
	Hyrynjärvi	0,90	0,88	0,94	1,01
	Iijärvi	0,78	0,79	0,95	0,00
	Irnijärvi	0,48	0,14	0,21	0,57
	Iso-Pyhäntä	0,72	0,86	0,71	0,00
	Kemijärvi	0,27	0,25	0,11	0,00
	Kiantajärvi	0,58	0,56	0,38	0,00
	Kostonjärvi	0,62	0,63	0,47	0,00
	Ontojärvi	0,80	0,74	0,77	0,00
	Suolijärvi	0,85	0,78	0,86	0,80
	Vuokkijärvi	0,50	0,56	0,35	0,00
VERTAILUJÄRVET	Simojärvi	0,84	0,80	0,80	0,95
	Kellojärvi	1,16	1,22	1,26	1,52
	Jormasjärvi	1,08	1,05	1,08	1,39
	Lammasjärvi	0,80	0,78	0,79	0,00
	Änättijärvi	0,96	0,95	1,01	0,83
	Saarijärvi	0,87	0,90	0,85	0,80
	Piispajärvi	0,97	1,06	1,12	0,88
	Lentua	1,05	1,05	1,08	0,83

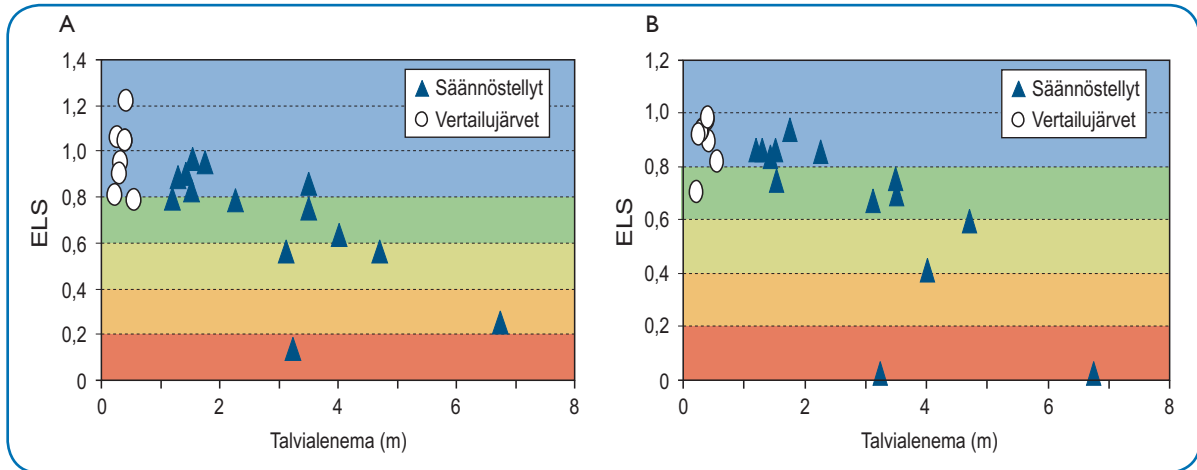
### 3.3.3.4

#### Heikoin lenkki -periaatteen vaikutus tila-arvioon

Muuttujien valinnan lisäksi kokeiltiin jatkotarkasteluna ns. "one-out, all-out"-periaatetta, jossa tila määräytyy alhaisimman muuttujan arvon mukaan. Tähän tarkasteluun valittiin edellisistä vaihtoehdoista VE2, jossa olivat edustettuna sekä taksonikoostumusta että runsaussuhteita kuvaavia muuttujia. Mediaanin mukaan vertailujärvet olivat erinomaisessa tilassa, lukuun ottamatta hyvässä tilassa olevaa Lammasjärveä. Säännöstelyjen järvien tila vaihteli erinomaisesta huonoon. Irnijärvi oli ainoa säännöstely järvi, joka oli huonossa tilassa. Voimakkaimmin säännöstely Kemijärvi oli välttävissä tilassa. Tyydyttävässä tilassa olivat Kianta- ja Vuokkijärvi. Muut säännöstellyt järvet olivat joko hyvässä tai erinomaisessa tilassa (taulukko 7 ja kuva 8a).

Heikoimman lenkin mukaan laskettuna vertailujärvien tila oli pääosin erinomainen. Lammasjärven tila oli hyvä ja Simojärven tyydyttävä (taulukko 7, kuva 8b). Säännöstelyjärvissä tilaluokka vaihteli erinomaisesta huonoon. Kaksi säännöstelyjärveä, Irni- ja Kemijärvi, olivat huonossa tilassa, joista Kemijärven tilaluokka johtui heikoimman lenkin periaatteesta. Kostonjärvi ja Ontojärvi putosivat tyydyttävään tilaan Kianta- ja Vuokkijärven lisäksi heikoimman lenkin periaatteen vuoksi. Kiimanen, Nuas-, Oulun- ja Hyrynjärvi taas putosivat erinomaisesta hyvään luokkaan. Jos tarkastellaan tilannetta hyvä-tyydyttävä rajapinnassa niin mediaanin mukaan laskettuna tilaluokka oli neljässä säännöstellyssä järvessä hyvää huonompi 14 säännöstelystä järvestä. Heikoimman lenkin periaatteen mukaan laskettuna tilaluokka oli vastaavasti kuudessa järvessä hyvää huonompi.





Kuva 8. Järvien ekologinen tila vaihtoehdon 2 mukaan suhteutettuna vedenpinnan talvialenemaan. Tila on laskettu sekä A) mediaanina että B) heikoinnan muuttujan mukaan. Ekologinen laatusuhde on kuvattu värikoodein.  
 ■ = erinomainen, ■ = hyvä, ■ = tyydyttävä, ■ = välttävä ja ■ = huono.

Taulukko 7.

Järvien ekologinen tila esitettynä muuttujakohtaisesti sekä mediaani että heikoin lenkki tarkastelutavalla. Ekologinen tila on kuvattu värikoodein.

■ = erinomainen, ■ = hyvä, ■ = tyydyttävä, ■ = välttävä ja ■ = huono.

	Järvet	Mediaani	Heikoin lenkki
SÄÄNNÖSTELLYT JÄRVET	Kiimanen	0,90	0,73
	Koitere	0,95	0,90
	Nuasjärvi	0,83	0,77
	Oulujärvi	0,97	0,63
	Hyrnyjärvi	0,88	0,77
	Iijärvi	0,79	0,77
	Irnijärvi	0,14	0,02
	Iso-Pyhäntä	0,86	0,63
	Kemijärvi	0,25	0,02
	Kiantajärvi	0,56	0,56
	Kostonjärvi	0,63	0,34
	Ontojärvi	0,74	0,58
	Suolijärvi	0,78	0,76
	Vuokkijärvi	0,56	0,50
VERTAILUJÄRVET	Simojärvi	0,80	0,59
	Kellojärvi	1,22	0,83
	Jormasjärvi	1,05	0,96
	Lammasjärvi	0,78	0,70
	Änäntijärvi	0,95	0,90
	Saarijärvi	0,90	0,89
	Piispajärvi	1,06	0,87
	Lentua	1,05	0,98

## Kiitokset

Suuret kiitokset Mika Visurille ja Sari Partaselle (Suomen ympäristökeskus), joiden ansiosta maastotyöt sujuivat leppoisasti sekä ammattitaidolla aikaa ja vaivaa säästämättä. Suuret kiitokset myös Kati Martinmäelle, joka auttoi raportin taittovaiheessa korjaamalla karttakuvan ajantasalle.





Kivikkorantojen pohjaeläinten näytteenottoa varsihaavilla. Kuva on otettu Inarilla 3.9.2008.  
(Kuva Petri Liljaniemi)

# 4 Pohjaeläimet

Jukka Aroviita & Heikki Hämäläinen

4.1

## Johdanto

Asetus vesienhoidon järjestämisestä edellyttää järvien ekologisen tilan määrittämistä pääosin biologisiin tekijöihin kuten pohjaeläimistöön perustuen. Asetus ei kuitenkaan tarkemmin määrittele, minkä elinympäristön pohjaeläimistön tilaa tulisi tarkkailla. Järvien eri elinympäristöissä (rantavyöhyke, syvänteet) on tyypillinen pohjaeläinyhteisönsä ja rantavyöhykkeen ja syvänteiden pohjaeläinyhteisöt poikkeavat lähes täysin toisistaan. Syvänteissä vallitsevina ryhminä ovat surviaissääsket, harvasukasmadot ja simpukat, kun rantavyöhykkeessä myös monet muut ryhmät, kuten päivänkorennot, vesiperhoset ja kotilot, ovat yleisiä ja runsaita. Molemmissa elinympäristöissä näytteenotto on haastavaa. Syvänteissä luotettavan otoksen saamista vaikeuttaa etenkin pohjaeläinten harvalukuisuus (Veijola, Meriläinen & Marttila 1996) ja rantavyöhykkeessä habitaattien kirjo ja voimakas paikallinen vaihtelu (esim. Tolonen ym. 2001).

Perinteisesti pohjaeläimiin perustuva järvien tilan seuranta on keskittynyt syvänteisiin, joiden pohjaeläimistö ilmentää etenkin rehevöitymisen ja ravinnekuormituksen vaikutuksia melko ennustettavasti (esim. Saether 1979, Wiederholm 1980). Tilan arvioinnissa olisi kuitenkin tärkeää seurata useampien elinympäristöjen tilaa samanaikaisesti, sillä kullakin on oma merkityksensä järven toiminnassa ja yhdessä elinympäristössä tapahtuneet muutokset eivät välttämättä näy toisessa; ts. eri eliöyhteisöjen vasteet ihmistoiminnan aiheuttamiin muutoksiin voivat poiketa toisistaan. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön vaikuttavat ainakin happamoituminen (Johnson 1998) ja rehevöityminen (Brodersen, Dall & Lindegaard 1998, Tolonen ym. 2001, Tolonen ym. 2003). Myös järvien säännöstelyn vaikutukset kohdistuvat etenkin matalan rannan pohjaeläimistöön, joka reagoi voimakkaasti vedenkorkeuden vaihteluun (Grimås 1961, Hynes & Yadav 1985, Palomäki 1994, Hämäläinen & Aroviita 2003, Aroviita & Hämäläinen 2008). Ruotsissa (esim. Johnson & Sandin 2001, Johnson 2003) ja Irlannissa (White 2001) rantavyöhykkeen pohjaeläimistöä käytetään järvien tilan arvioinnissa, ja sitä on suositeltu myös Suomessa (Tolonen ym. 2003, 2005).

Tämän CENOREG-hankkeen osatutkimuksen pyrkimyksenä on arvioida säännöstelyjen järvien pohjaeläimistön tilaa vuosina 2003–2004 kerättyjen ja kirjallisuusaineistojen avulla. Tavoitteena on: 1) vertailla rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen rakennetta eriasteisesti säännöstellyissä ja säännöstelemättömissä järvissä, 2) arvioida säännöstelyjen järvien rantavyöhykkeen (ylempi kivikkolitoraali ja syvempi pehmeäpohjainen litoraali) ja syvänteiden pohjaeläimistön tilaa vesienhoitoasetuksen asettamin edellytyksin sekä 3) tutkia arvioidun pohjaeläimistön tilan ja säännöstelyn voimakkuuden yhteyttä mahdollisen kriittisen säännöstelyvoimakkuuden määrittämiseksi ja ”voimakkaasti muutetuksi vesistöksi” nimeämisen apuvälineeksi. Hankkeen tavoitteita noudattaen pyrittiin lisäksi löytämään pohjaeläinindikaattoreita (mittareita), joita voitaisiin käyttää säännöstelyjen järvien tilan ”pika-arvioinnissa”. Näiden indikaattoreiden tulisi kertoa riittävällä tarkkuudella kokonaisvaltaisesti mitattu pohjaeläimistön tila. Lähtökohtana tarkastelulle oli, että 1) tilan määrittelyn ja arvioinnin tulisi olla yleinen ja yhtäläinen, tapauksesta ja ympäristöpaineista

riippumaton, myös biologisten mittareiden osalta, ja että 2) eliöstöllä on ekologisen tilan määräytymisessä oma keskeinen ja itsenäinen arvonsa. Painespeifiset indikaattorit, kuten ns. pikamittarit säännöstellyille järville, eivät välttämättä ole yhteydessä toisentyypisiin ihmisperäisiin häiriöihin, eivätkä näin ollen pohjaeläimistön tilaan yleisesti.

#### 4.2

## Aineisto ja menetelmät

#### 4.2.1

### Tutkimusjärvet

Pohjaeläimistön tilan arviointi perustui vertailuololähestymistapaan (Hughes 1995, European Commission 2003), jossa ihmistoiminnan vaikutuksen alaisen paikan eliöstöä verrataan samankaltaisten (eli samantyyppisten) mahdollisimman luonnontilaisten vertailupaikkojen eliöstöön. Arviointia varten tutkimusjärvet jaettiin säännöstelemättömiin vertailujärviin ja säännösteltyihin järviin. Pohjaeläimistön tilaa tarkasteltiin kahdessa rantavyöhykkeen osassa (ylempi kivikkolitoraali ja syvempi pehmeäpohjainen litoraali) ja syvänteissä, joissa kaikissa tutkimusjärvet ja järvien määrä vaihtelivat jonkun verran (taulukot 1 ja 8).

Rantavyöhykkeen tutkimusjärvet ( $n = 23$ ) edustavat pohjoisen havumetsävyöhykkeen keskikokoisia tai suuria (pinta-ala 11–1040 km<sup>2</sup>) kirkasvetisiä tai keskihumoisia (väriarvo 10–90 mg Pt l<sup>-1</sup>) oligo-mesotrofisia (kokonaisfosfori 4–19 µg l<sup>-1</sup>) järviä, joiden keskisyvyys vaihtelee 4–14 metriin (taulukko 8). Järvien valuma-alueesta on rakennettu (keskimääräinen osuus 0,3 % [0–1,8 %]) tai viljelty (4,2 %, [0–12,4 %]) suhteellisen vähän. Yhdentoista järven vedenpintaa on säännöstelty voimataloudellisiin tarpeisiin 1940–1960 luvulta lähtien. Säännöstelyvoimakkuus (talvialenema) vaihteli vuosina 1980–1999 välillä 1,19–6,75 m (taulukko 8). Kahdentoista vertailujärven vedenpintaa ei säännöstellä ja niiden luonnollinen talvialenema oli maksimissaan 0,55 m.

Syvänteiden aineistot ( $n = 53$ ) edustivat sekä valtakunnallisen syvänneseurannan järviä (Nurmi 1998, Tolonen ym. 2005) että CENOREG-hankkeen tutkimusjärviä. Syvänteiden vertailujärviksi valittiin Tolosen ym. (2005) käyttämä vertailujärvijoukko, pois lukien tyypin 5 lievästi säännöstellyt järvet (Inari, Höytiäinen). Hyvin lievästi (talvialenema ≤ 0,2 m) säännöstellyt Karjalan Pyhäjärvi ja Vuohijärvi säilytettiin vertailujärvijoukossa.

Tutkimusjärvet kuuluvat järvityyppeihin (Suomen ympäristökeskus 2007) SVh (suuret vähähumuksiset: väri < 30 mg Pt\*L<sup>-1</sup> ja A > 40 km<sup>2</sup>), Kh (keskikokoiset keskihumuksiset: väri 30–90 mg Pt\*L<sup>-1</sup> ja A 5–40 km<sup>2</sup>) ja Sh (suuret keskihumuksiset: väri 30–90 mg Pt\*L<sup>-1</sup> ja A > 40 km<sup>2</sup>) (taulukko 8). Näihin kolmeen järvityyppiin kuuluvat myös useimmat Suomen voimakkaimmin säännöstellyt järvet.

Rantavyöhykkeen pohjaeläimistölle ei muodostettu tyypikohtaisia vertailuololoja, vaan järviä tarkasteltiin yhtenä ”tyyppinä”, sillä vertailujärviä oli vähän. Erityyppisten järvien tarkastelu yhdessä saattaa lisätä vertailuololojen vaihtelua ja siten heikentää biologisten muutosten havaitsemista. Vertailu- että säännöstellyt järvet olivat kuitenkin suhteellisen tasaisesti edustettuna jokaisessa tyypissä. Syvänteiden vertailuolot muodostettiin tyypikohtaisesti Tolosen ym. (2005) mukaisesti.

Taulukko 8.

Rantavyöhykkeen tutkimusjärvien tyypittely, säännöstelyn voimakkuus, morfometriset ominaisuudet ja veden laatu. Vedenlaatutiedot ovat kesän (kesäkuu-elokuu) pintaveden mediaaneja pääsääntöisesti vuosilta 1990–1999. Tutkimusjärviryhmien habitaattikohtaiset keskiarvot on kursivoitu. Taulukkoon on merkitty, jos järivistä oli myös syväne-aineistoa käytössä.

No	Järvi	Ty	TA (m)	A (km <sup>2</sup> )	Kork (m mpy)	Z (m)	Joht (mS m <sup>-1</sup> )	pH	Näk (m)	Klor (µg L <sup>-1</sup> )	TP (µg L <sup>-1</sup> )	TN (µg L <sup>-1</sup> )	Väri (mg Pt L <sup>-1</sup> )
<b>Vertailujärvet</b>													
1	Konnevesi <sup>2,3,g</sup>	SVh	0.11	189	95	10.3	4.4	7.2	5.3	2.9	7	340	25
2	Pihlajavesi <sup>2,3,a</sup>	Sh	0.17	713	76	11.4	4.8	7.0	3.5	3.2	9	420	35
3	Onkamo <sup>2,b</sup>	SVh	0.17	45	77	13.0	na	7.4	4.4	4.1	13	409	17
4	Pyhäselkä <sup>2,c</sup>	Sh	0.18	361	76	8.8	3.5	6.8	2.8	3.7	12	416	65
5	Ka Pyhäjärvi <sup>#,2,3,d</sup>	SVh	0.19	207	80	7.6	5.5	7.4	6.0	2.2	6	263	10
6	Kuohatti <sup>1,e</sup>	Kh	0.28	11	162	5.6	2	6.4	3.0	4.3	11	271	70
7	Kuittijärvi <sup>2,f</sup>	Sh	*	198	~100	9.6	2.5	6.7	2.8	3.5	11	268	40
8	Änäntijärvi	Kh	0.32	24	183	9.7	2.4	6.8	2.5	4.9	9	300	60
9	Lentua <sup>3</sup>	Sh	0.40	78	168	7.4	2.4	6.8	2.5	4.0	9	320	50
10	Jormasjärvi	Kh	0.41	20	145	5.8	2.8	6.3	2.0	5.4	13	450	90
11	Kellojärvi <sup>3</sup>	Kh	0.43	22	161	5.0	2.4	6.7	1.7	4.9	16	336	80
12	Lammasjärvi	Sh	0.55	47	163	4.2	2.3	6.8	1.7	3.9	13	283	60
	<i>ka (ylempi, n = 6)</i>		<i>0.40</i>	<i>34</i>	<i>164</i>	<i>6.3</i>	<i>2.4</i>	<i>6.6</i>	<i>2.2</i>	<i>4.6</i>	<i>12</i>	<i>327</i>	<i>68</i>
	<i>ka (syvämpi, n = 11)</i>		<i>0.29</i>	<i>173</i>	<i>120</i>	<i>8.4</i>	<i>3.3</i>	<i>6.9</i>	<i>3.2</i>	<i>3.9</i>	<i>11</i>	<i>346</i>	<i>48</i>
<b>Säännöstellyt järvet</b>													
13	Iijärvi <sup>3</sup>	Kh	1.19	22	133	5.2	2.7	6.7	2.0	7.7	16	320	70
14	Inari <sup>2,3</sup>	SVh	1.21	1040	119	14.3	2.9	7.2	7.5	0.9	4	160	10
15	Kiimasjärvi	Sh	1.43	41	138	3.8	2.5	6.6	1.6	5.7	19	320	54
16	Nuasjärvi <sup>3</sup>	Sh	1.52	96	138	8.5	2.7	6.8	2.3	6.6	14	340	60
17	Oulujärvi	Sh	1.54	887	122	8.4	2.9	6.9	2.6	5.6	14	345	57
18	Koitere <sup>3</sup>	Sh	1.76	164	143	8.2	1.9	6.6	2.9	3.1	11	300	70
19	Kiantajärvi <sup>3</sup>	Sh	3.12	188	190	7.6	2.4	6.8	2.6	4.8	11	280	60
20	Iso-Pyhäntä	Kh	3.50	12	149	6.9	2.2	6.5	2.6	-	16	350	85
21	Ontojärvi	Sh	3.51	105	159	5.8	2.3	6.7	2.1	7.3	15	335	60
22	Vuokkijärvi <sup>3</sup>	Sh	4.71	51	190	5.0	2.3	6.8	1.6	15.0	18	365	70
23	Kemijärvi <sup>3,h</sup>	Sh	6.75	206	149	5.5	3.4	7.2	1.9	6.7	16	310	80
	<i>ka (ylempi, n = 10)</i>		<i>2.91</i>	<i>177</i>	<i>151</i>	<i>6.5</i>	<i>2.5</i>	<i>6.8</i>	<i>2.2</i>	<i>6.9</i>	<i>15</i>	<i>327</i>	<i>67</i>
	<i>ka (syvämpi, n = 11)</i>		<i>2.75</i>	<i>256</i>	<i>148</i>	<i>7.2</i>	<i>2.6</i>	<i>6.8</i>	<i>2.7</i>	<i>6.3</i>	<i>14</i>	<i>311</i>	<i>61</i>

Ty = järviyypä, TA = talvialenema v. 1980–1999, A = järven pinta-ala, Kork = korkeus merenpinnasta, Z = keskisyvyys, Joht = johtokyky, Näk = näkösyvyys, Klor = klorofylli a, TP = kokonaisfosfori, TN = kokonaistyyppi, Väri = väriarvo, ka = keskiarvo. SVh = suuret vähähumuksiset, Kh = keskikokoiset keskiumuksiset, Sh = suuret keskiumuksiset, \* = puuttuva tieto, analyyseissä käytetty vertailujärvien keskiarvoa. # = säännöstely, mutta vertailujärvien joukossa, koska talvialenema pieni (≤ 0,2 m).

Pohjaeläinaineistot: <sup>1</sup> = vain ylempi ranta, <sup>2</sup> = vain syvämpi ranta, <sup>3</sup> = myös syväne, <sup>a</sup> = Hynynen ym. (1997); <sup>b</sup> = Liljaniemi (1998); <sup>c</sup> = Tolonen ym. (2001), <sup>d</sup> = Virnes (2005) <sup>e</sup> = Tolonen ym. (2003); <sup>f</sup> = Aroviita ym. (2006), <sup>g</sup> = Särkkä (1983).



## Pohjaeläinaineistot

Pohjaeläinaineistot koostuivat kaikkiaan 16 järven ylemmän rantavyöhykkeen (kivikkorannat, n. 0,4 m syvyys), 21 järven syvemmän rannan ("pehmeä pohja", n. 2 m syvyys) ja 53 järven syvänteen näytteistä (taulukko 8). Aineistoa kerättiin vuosina 2002–2004 15 järveltä pääosin Kainuun alueelta (CENOREG-hanke) ja täydennettiin aineistoilla kirjallisuudesta. Kaikki aineistot ovat syksyltä (elo-lokakuu). Kirjallisuusaineistojen näytteenottoponnistus vakioitiin likimäärin samansuuruisiksi kussakin järvessä. Lisäksi taksonomiaa yhdenmukaistettiin.

Syvänteiden aineistot olivat pääosin valtakunnallista, järvien luokittelua varten koottua aineistoa (Tolonen ym. 2005). Ajallisten toistojen (eri vuosien havainnot samalta järveltä) joukosta poimittiin satunnaisesti yksi havaintovuosi edustamaan kutakin järveä. CENOREG-hankkeessa kerättiin syksyllä 2004 aineistoa säännöstelemättömältä Kellojärveltä ja säännöstellyiltä Kianta-, Vuokki- ja Iijärveltä sekä Koitereelta.

Ylemmän rantavyöhykkeen (litoraali) näytteenotto keskitettiin kivikkorannoille habitaattierojen minimoimiseksi (Tolonen ym. 2001). Kutakin järveä edusti kolme erillistä kivikkorantapaikkaa, joista kustakin otettiin kolme rinnakkaista potkuhaavinäytettä (liite 3). Näyte otettiin potkien kiviä yhden metrin matkalta 20 sekunnin ajan noin 0,4 m:n syvyydestä, samanaikaisesti varsihaavilla nopeasti haavien (Kuva 9). Samantapaista menetelmää on käytetty mm. Ruotsissa (Johnson & Goedkoop 2002) ja Life Vuoksi -hankkeessa (Tolonen ym. 2003). Ylemmän rantavyöhykkeen näytteenottopaikoilta tehtiin myös paikalliset habitaattikuvaukset rannan fysikaalisista ominaisuuksista (mm. pohjan raekoko, kaltevuus), kasvillisuudesta ja avoimuudesta (Duarte & Kalff 1986) (ei raportoitu tässä).

Syvemmän rannan (sublitoraali) pehmeiden pohjien näytteet otettiin Ekman-noutimella (pinta-ala 296 cm<sup>2</sup>) noin 2 metrin syvyydestä. Rinnakkaisia näytteitä otettiin kolme kultakin kolmelta paikalta, kuten kivikkorannoiltakin. Syvemmän rantavyöhyk-



Kuva 9. Ylemmän rantavyöhykkeen pohjaeläinten näytteenottoa varsihaavilla Kellojärvellä syyskuussa 2004 (Kuva Pasi Toro).

keen näytteenottoaikat, joissa oli Ekman-noutimelle sovelias pehmeä pohjamateriaali, valittiin mahdollisimman läheltä ylemmän rantavyöhykkeen havaintopaikkaa.

Syvänteiden (profundaali) näytteet kerättiin Ekman-noutimella tutkimusjärvien pääsyvänteestä. Rinnakkaisia nostoja tehtiin viisi.

Näytteet huuhdeltiin maastossa 0,5 mm sankoseulalla ja säilöttiin 70 % etanoliin. Laboratoriossa näytteiden eläimet poimittiin valkoiselta alustalta ja määritettiin mahdollisuuksien mukaan lajitasolle (liite 4). Syvänteiden surviaissääskistä (Chironomidae) ja harvasukasmadoista (Oligochaeta) tehtiin lasipreparaatit laji- tai sukutason määrittämistä varten. Rantavyöhykkeen näytteistä harvasukasmadot, surviaissääskien toukat ja vesipunkit (Hydrachnellae) määritettiin vain ryhmätasolle.

#### 4.2.3

### Yhteisöanalyysit

Rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen rakennetta ja vertailujärvien ryhmittymistä järvityyppeihin tarkasteltiin ordinaatiomenetelmillä. Tyypittelyn toimivuutta arvioidtiin visuaalisesti epämetriseen moniulotteiseen pisteytykseen (Nonmetric Multidimensional Scaling, NMS) perustuvan ordinaation avulla. Tyypittelyn ollessa toimiva, lähellä luonnontilaa olevien vertailujärvien tulisi erottua pohjaeläinyhteisöjen koostumukseen perustuvassa ordinaatiotilassa järvityypin mukaisesti: samaa tyyppiä olevien järvien lähelle toisiaan ja erilleen muista. Vertailujärvien pienestä määrästä johtuen ei ordinaatiota tehty ylemmän rannan (kivikko) aineistolla. Kaikki järvet (myös säännöstellyt) ordinoitiin lisäksi samanaikaisesti, jotta voitiin alustavasti tarkastella säännösteltyjen järvien erottumista vertailujärvistä. NMS-analyysit tehtiin PC-Ord-ohjelmiston (versio 4.35, McCune & Mefford (1999)) AutoPilot-valinnalla ("slow and thorough", 40 ajoa, 50 ajoa satunnaistetulla aineistolla) käyttäen log (x+1)-muunnettuja yksilömääriä ja Bray-Curtisin etäisyysmittaa. Ohjelman suosittelu ratkaisu (ulottuvuuksien määrä) valittiin kuvan piirtoon. Lisäksi tehtiin indikaattorilajianalyysi (Indicator Species Analysis, ISA, Dufrêne & Legendre 1997) vertailu- tai säännösteltyjä järviä indikoivien lajien tunnistamiseksi.

#### 4.2.4

### Tilan arviointi

Vesienhoidon järjestämistä koskevan asetuksen mukainen järvien ekologinen tila määräytyy ohjeellisesti sen liitteessä 1 (= vesipuidedirektiivin [VPD] liite V, Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000) lueteltujen tekijöiden ja kriteereiden perusteella. Pohjaeläinten osalta luokittelutekijät ilmenevät tyydyttävän tilan määritelmästä:

- i) Taksonikoostumus ja runsaussuhteet eroavat kohtalaisesti tyyppille ominaisista yhteisöistä
- ii) Tärkeitä taksonomisia ryhmiä puuttuu verrattuna tyyppille ominaisiin yhteisöihin
- iii) Muutosherkkien taksonien ja epäherkkien taksonien suhde sekä monimuotoisuustaso ovat merkittävästi pienempiä kuin tyyppille ominainen taso ja merkittävästi pienempiä kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa.

Tilan määrittelyn tulisi siis perustua viiteen eri yhteisörakennetta kuvaavaan tekijään (luokittelutekijään): 1. taksonikoostumus, 2. (taksonien) runsaussuhteet, 3. tärkeiden (*major*) taksonomisten ryhmien esiintyminen, 4. muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde ja 5. monimuotoisuustaso. Vesienhoitoasetus tai VPD ei tarkemmin määrittele, tarkoitetaanko pohjaeläimistöillä rantavyöhykkeen vai syvänteiden pohjaeläimistöä, vai molempia.

Biologiset tekijät sekä niihin liittyvät sanalliset luokitusperusteet (“kohtalaisesti”, “tärkeitä”, “merkittävästi”) ovat tulkinnallisia. Vesienhoitoasetus edellyttääkin ekologisen tilan luokittelun perustuvan numeeriseen ekologiseen laatusuhteeseen (ELS, engl. *Ecological Quality Ratio, EQR*), joka on havaittujen luokittelumuuttujien arvojen (*observed* = *O*) suhde näiden suureiden arvoihin vertailuololoissa (odotusarvot, *expected* = *E*) (VPD:n liite V, 1.4.1.). Biologisille laatutekijöille on ensin valittava niitä kuvaavat muuttujat siten, että vertailuarvot eli tyyppikohtaiset odotusarvot voidaan numeerisesti määritellä ja arvioitavien järvien vastaavat havaitut arvot näihin rinnastaa. Laatusuhde tulee ilmaista siten että erinomaista tilaa vastaavat arvot ovat lähellä yhtä ja huonoa tilaa vastaavat arvot lähellä nollaa ja vaihteluväli (0 – n. 1) tulee jakaa viiteen vaadittuun tilaluokkaan.

Erinomaista ekologista tilaa vastaava, tyyppikohtainen vertailuarvo – eli odotusarvo ilman ihmistoiminnan aiheuttamaa häiriötä – arvioitiin kullekin pohjaeläinmuuttujalle vertailujärvien keskiarvona, ellei toisin ilmaista. Kunkin muuttujan ekologinen laatusuhde laskettiin siis:

$$ELS_{\text{muuttuja}} = EQR = \frac{\text{havaittu arvo}}{\text{odotettu arvo}} = \frac{\text{observed (O)}}{\text{expected (E)}}$$

#### 4.2.5

### Muuttujien valinta

Kullekin luokittelutekijälle valittiin muuttuja, jonka ajateltiin kuvaavan sitä parhaiten (taulukko 9). Muuttujien valinnassa käytettiin hyväksi soveltuvin osin virtavesiympäristöissä (Hämäläinen ym. 2007), järvisyvänteissä (Tolonen ym. 2005), järvien rantavyöhykkeessä (Tolonen ym. 2003) ja aikaisemmin tässä hankkeessa (Hämäläinen & Aroviita 2003, Aroviita & Hämäläinen 2004a, Aroviita & Hämäläinen 2004b, Aroviita & Hämäläinen 2005) saatuja tuloksia. Valinnassa pyrittiin yhdenmukaisuuteen sekä virtavesi- ja järviympäristöjen että rantavyöhykkeen ja syvänteiden välillä. Muuttujien vertailu ja valinta perustuu lähinnä kolmeen kriteeriin: 1) vertailuolovaihtelu (mitä pienempi vaihtelu, sitä parempi muuttuja), 2) muutettujen paikkojen erottuminen vertailuololoista ja 3) yhteys ihmistoiminnan vaikutusta kuvaavien muuttujien ja pohjaeläinmuuttujien välillä (mitä voimakkaampi yhteys, sitä parempi muuttuja).

Käytetyt muuttujat on kuvattu alla luokittelutekijöittäin. Valitut viisi (syvänteissä neljä) muuttujaa yhdistämällä saatiin yksi ELS-arvo ja sen mukainen pohjaeläimistön tilan kokonaisarvio.

#### Taulukko 9.

Vesienhoitoasetuksen luokittelutekijöitä kuvaamaan valitut muuttujat rantavyöhykkeen ja syvänteiden pohjaeläimistölle.

Luokittelutekijä (Vesienhoitoasetus, Liite I)	Rantavyöhyke	Syvänte
Taksonikoostumus	TT <sub>0,4</sub> <sup>a</sup>	TT <sub>0,25</sub> <sup>b</sup>
Runsaussuhteet	PMA <sup>c</sup>	PMA
Tärkeät taksonomiset ryhmät	TTR <sub>0,4</sub> <sup>a</sup>	-
Muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde	EPT/Muut	BQI
Monimuotoisuus	S	S

TT = Tyyppiäminäisten Taksonien esiintyminen (Hämäläinen ym. 2002, Aroviita ym. 2008), PMA = Percent Model Affinity (Novak & Bode 1992), TTR = Tyyppiäminäisten Taksonomisten Ryhmien esiintyminen, EPT = päivänkorento-, koskikorento- ja vesiperhostaksonien (Ephemeroptera, Plecoptera ja Trichoptera) lukumäärä, Muut = muiden kuin EPT-taksonien lukumäärä, S = taksonilukumäärä, BQI = Benthic Quality Index (Wiederholm 1980).<sup>a</sup> p<sub>c</sub> = 0,4; <sup>b</sup> p<sub>c</sub> = 0,25; <sup>c</sup> Surviaissääskiä (Chironomidae) ei huomioitu.



Muuttujien laskentaa varten rantavyöhykkeen tutkimuslinjojen näytteet yhdistettiin, jolloin kutakin järveä edusti yksi arvo elinympäristöä kohden. Muuttujien laskenta ja uudelleenskaalaus yhdistämistä varten (ks. kpl 4.2.7) suoritettiin pääosin Microsoft Excelissä laskentataulujen ja -makrojen avulla.

#### 4.2.6

### Luokittelutekijöitä kuvaavat muuttujat

A) Taksonikoostumusta (VPD:n englanninkielisessä versiossa "*composition of taxa*") kuvaamaan laskettiin vertailujärville ominaisten taksonien esiintymiseen liittyvä O/E-suhde (TT) (Hämäläinen ym. 2002, 2007; Aroviita ym. 2008). Tämä tapa rinnastaa havaittu taksonikoostumus odotettuun on analoginen esim. jokien RIVPACS-mallinnuksessa (Wright ym. 1984, Wright, Sutcliffe & Furse 2000) sovellettuun ja siinä käytetään tietoa taksonin (i) esiintymisestä (i = 1) ja puuttumisesta (i = 0). Kunkin taksonin esiintymistodennäköisyys tyyppiin k häiriintymättömissä järvissä (j\*) arvioitiin vertailujärvillä (j<sub>0</sub>) todettujen esiintymisten lukumäärän suhteena vertailujärvien kokonaismäärään

$$P_{kj^*i} = \frac{\sum k_{j_0i}}{\sum k_{j_0}}$$

Tyyppiominaisiksi taksoneiksi katsottiin sellaiset, joiden  $P_{kj^*i} \geq p_t$  ( $p_t = \text{threshold } p$ ,  $p$ :n kynnysarvo); eli taksonit joita esiintyi vähintään  $p_t * 100$  %:lla vertailujärvistä. Koska monien tyyppiominaisten taksoneiden esiintymistodennäköisyys on pienempi kuin 1, ei niiden kaikkien esiintymistä voida odottaa missään järvessä, vaan tyyppiominaisten taksoneiden lukumäärän odotusarvo vertailutilassa

$$E_{kj^*i} = \sum P_{kj^*i} \mid P_{kj^*i} \geq p_t$$

Mille tahansa tyyppiin k kuuluvalla järvelle j havaittu tyyppiominaisten taksonien lukumäärä

$$O_{kji} = \sum k_{ji} \mid P_{kj^*i} \geq p_t$$

ts. niiden havaittujen taksonien lukumäärä, joiden esiintymistodennäköisyys vertailuoloissa on vähintään  $p_t$ . Taksonikoostumuksen ekologinen laatusuhde

$$ELS_{TT} = \frac{O_{kji}}{E_{kj^*i}}$$

$P_t$ -arvon vaikutuksen tutkimiseksi ja optimoimiseksi laskettiin kaikki O/E-suhteet  $p_t$ -arvoilla 0,1–0,8 (0,1 yksikön välein).

Virtavesien pohjaeläinaineistoilla tehdyissä testauksissa  $p_t$ -arvon 0,4 havaittiin tuottavan parhaan lopputuloksen (Hämäläinen ym. 2007). Tämän työn säännöstelyjen järvien rantavyöhykkeen aineistossa optimaalisimman tuloksen tuottivat  $p_t$ -arvot välillä 0,2–0,6, hieman elinympäristöstä ja arviointikriteeristä (vertailuolovaihtelu, säännöstelyjärvien erottuminen ja yhteys säännöstelyn voimakkuuteen) riippuen (J. Aroviita & H. Hämäläinen julkaisematon). Tulosten perusteella ja yhdenmukaisuus-

den vuoksi myös rantavyöhykkeen  $p_t$ -arvoksi valittiin 0,4 (tai sitä läheisin mahdollinen kynnysarvo; kivikkorannoilla  $p_t = 0,33$  pienestä vertailujärvien määrästä johtuen). Syvänteille käytettiin Tolosen ym. (2005) tuloksiin perustuen  $p_t$ -arvoa 0,25.

B) Taksonien runsaussuhteiden (engl. "*abundance of taxa*") kuvaamiseen kokeiltiin "suhteellista mallinkaltaisuutta" (PMA, Percent Model Affinity) (Novak & Bode 1992, Barton 1996). PMA-menetelmässä verrataan arvioitavaa järveä edustavan näytteen yksilöiden suhteellista jakautumista taksonien kesken "malli-" eli vertailuyhteisöön.

$$PS = PMA = 100 - 0,5 \sum |a_i - b_i| = \sum \min(a_i, b_i)$$

Vertailuyhteisössä kunkin taksonin osuus on vertailujärvien ko. taksonin osuuksien keskiarvo. Mallinkaltaisuuden mittana on prosenttinen samankaltaisuus (PS)

missä  $a_i$  on taksonin  $i$  suhteellinen osuus (%) vertailuyhteisössä ja  $b_i$  saman taksonin osuus arvioitavan kohteen näytteessä summan käydessä yli kaikkien taksonien. Rantavyöhykkeen PMA:n laskennassa ei huomioitu surviaissääskiä (Chironomidae), sillä ne ovat hyvin heterogeeninen ryhmä ympäristövasteidensa suhteen ja ilman lajitason määrittämiä ne saattavat aiheuttaa hälyä tuloksiin. Runsauden muuttujana kokeiltiin myös kokonaisyksilömäärää, mutta se tuotti kaikkien kriteerien perusteella, kaikissa elinympäristöissä (kuten virtavesissä; ks. Hämäläinen ym. 2007) huonomman tuloksen kuin PMA ja se hylättiin.

C) Tärkeiden (engl. "*major*") taksonomisten ryhmien esiintymistä tai puuttumista mitattiin laskemalla O/E-suhde (TTR) A-kohdassa kuvatulla menetelyllä käyttäen aineistoa, jossa eläimet oli jaettu seuraaviin, lähinnä lahkotason päätaksoneihin: Amphipoda, Coleoptera, Collembola, Diptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Hydracarina, Isopoda, Lamellibranchiata, Megaloptera, Nematelminthes, Neuroptera, Odonata, Oligochaeta, Plecoptera, Trichoptera ja Turbellaria. Yhdenmukaisuuden vuoksi myös ryhmäkoostumus-muuttuja laskettiin  $pt$ -arvolla 0,4. Syvänteille ei tätä muuttujaa pääryhmien vähäisyyden vuoksi laskettu (Tolonen ym. 2005).

D) Muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhdetta kuvaamaan laskettiin rantavyöhykkeessä EPT-taksonien (Ephemeroptera [päivänkorennot], Plecoptera [koskikorennot] ja Trichoptera [vesiperhoset]) ja muiden kuin EPT-taksonien lukumäärien suhde (EPT/Muut). EPT -ryhmiä pidetään yleisesti herkkinä erilaisille häiriöille (esim. Eaton & Lenat 1991, Lenat & Penrose 1996, Wallace, Grubaugh & Whiles 1996) ja muuttujaa kokeiltiin mielekkäämmän yleisen "herkkyysluokituksen" puuttuessa. EPT/Muut -muuttuja laskettiin vertailun vuoksi myös yksilörunsaudet huomioiden.

Syvänteiden muutosherkkien ja epäherkkien suhteen muuttujana kokeiltiin Wiederholmin (1980) tiettyjen surviaissääskitoukkien runsaussuhteisiin perustuvaa pohjanlaatuindeksiä (Benthic Quality Index; BQI).

E) Monimuotoisuuden kuvaajaksi valittiin taksonilukumäärä (S) sekä rantavyöhykkeessä että syvänteissä. Rantavyöhykkeen aineistoille kokeiltiin lisäksi Shannon-Wienerin (Shannon & Weaver 1949) ja Margalefin (Hill 1973) diversiteetti-indeksejä. Näistä Margalef-indeksi oli käytetyillä kriteereillä hieman parempi kuin Shannon, mutta taksonilukumäärä kuitenkin keskimäärin paras (J. Aroviita & H. Hämäläinen, julkaisematon). Myöskään syvänteissä diversiteetti-indeksit eivät ole osoittautuneet taksonirunsausta käyttökelpoisemmiksi (Tolonen ym. 2005).

## Luokkarajat ja muuttujien yhteismitallistaminen

Luokkarajojen määrittelyssä kokeiltiin yhtä REFCOND-ehdotusta, jonka mukaisesti erinomaisen ja hyvän tilan raja ( $ELS_{eh}$ ) kiinnitettiin tyyppikohtaisesti vertailupaikkojen muuttuja-arvojen jakauman 10. % -pisteeseen ja jäljelle jäävä tila  $0-ELS_{eh}$  jaettiin tasavälisesti 4 luokkaan. 10. % -piste estimoitii Excel-ohjelmalla (arvot vaihtelevat estimaattorista riippuen). Lähestymistapa noudattaa VPD:n asettamaa periaatetta siinä, että rajat määräytyvät pelkästään vertailuarvoihin suhteutetun poikkeaman perusteella. ELS-arvot ja luokkarajat laskettiin ensin erikseen kullekin muuttujalle kussakin tyyppissä. Koska samat ELS-arvot voivat vastata eri muuttujilla eri tilaluokkaa arvojen vertailuolajakaumasta riippuen, muuttujakohtaisten arvojen yhdistämiseksi koko biologista elementtiä koskevaksi tila-arvioksi muuttujat on ensin yhteismitallistettava. Tässä tehtiin muuttujien jatkuva uudelleenskaalaus, jonka avulla kaikki muuttujat palautettiin yhteismitalliselle luokitteluasteikolle (Hämäläinen ym. 2007). Kunkin muuttujan alkuperäinen  $ELS_{eh}$  kiinnitettiin ensin arvoon 0,8, alkuperäinen 0 arvoon 0 ja 1 arvoon 1, mihin perustuen alkuperäiset arvot skaalattiin uudelleen lineaarisesti:

$$1) ELS_{lopull.} = b_1 \cdot ELS_{alkup.} = (0.8 / ELS_{eh}) \cdot ELS_{alkup.}, \text{ jos } ELS_{alkup.} < ELS_{eh} \text{ tai}$$

$$2) ELS_{lopull.} = a + b_2 \cdot ELS_{alkup.} \text{ jos } ELS_{alkup.} > ELS_{eh}.$$

Vakio  $a$  ja kerroin  $b_2$  saatiin sovittamalla pisteet ( $ELS_{eh}$ , 0,8) ja (1, 1) yhdistävä suora, jolloin  $b_2 = 0.2/(1 - ELS_{eh})$  ja  $a = 1 - b_2$ .

Käytännössä siis vakioitiin kunkin muuttujan alkuperäinen  $0-ELS_{eh}$  väli välille  $0-0,8$  ja väli  $ELS_{eh}-1$  välille  $0,8-1$  lineaarisesti "venyttämällä" tai "supistamalla" alkuperäisiä välejä. (Myös  $1$ -maksimi-arvo -väli venyy tai supistuu riippuen siitä onko alkuperäinen  $ELS_{eh}$  suurempi vai pienempi kuin  $0,8$ ). REFCOND-periaatteen mukainen luokitus uudelleenskaalattujen arvojen perusteella on tasavälinen, mikä helpottaa tulkintaa sekä muuttujien välistä vertailua ja yhdistämistä.

## Muuttujien yhdistäminen

Jokaista vesienhoitoasetuksen mukaista viittä (syvänteissä neljää) luokittelutekijää kuvaamaan valittiin siis yksi muuttuja luokittelua varten. Valitut muuttujat yhdistettiin joko laskemalla keskiarvo ( $= ELS_{ka}$ ) tai mediaani ( $= ELS_{med}$ ) yhteismitallistetuista ELS-arvoista. Tämän jälkeen  $ELS_{ka}$  tai  $ELS_{med}$  uudelleenskaalattiin yllä kuvatulla menetelmällä tulkinnan helpottamiseksi ja vertailtavuuden säilyttämiseksi. Luokittelua kokeiltiin tässä sekä yksittäisillä muuttujilla että niiden keskiarvolla/mediaanilla. Yhteismitallistamisen avulla ekologisen tilan luokkarajat määräytyivät kaikille muuttujille ja niiden skaalatulle keskiarvolle ( $ELS_{ka}$ ) tasavälein seuraavasti:

■ Erinomainen	$ELS \geq 0,8$
■ Hyvä	$0,8 > ELS \geq 0,6$
■ Tyydyttävä	$0,6 > ELS \geq 0,4$
■ Välttävä	$0,4 > ELS \geq 0,2$
■ Huono	$0,2 > ELS \geq 0$

Lisäksi luokitukseen kokeiltiin ns. "one-out, all-out" -periaatetta (European Commission 2005) ("heikoin lenkki"), jonka mukaisesti tilaluokka määräytyy aina heikointa tilaa osoittavan tekijän tai elementin mukaan. Sääntöä on ajateltu käytettävän etenkin eri eliöryhmien (pohjaeläimet, kalat jne) luokitustulosten yhdistämisessä (European Commission 2005, Sandin 2005), mutta sitä voi harkita myös luokittelutekijöiden tasol-

la, jolloin jo yhdessä luokittelutekijässä tapahtunut muutos olisi riittävä merkki tilan muutoksesta. Tässä kokeilussa kunkin paikan luokitus määräytyi siis sen heikoimman luokan antaneen luokittelutekijän (mikä tahansa valitusta muuttujasta) mukaan.

#### 4.2.9

### Ekologisen tilan pikamittarit

Harjoitus tehtiin vain kivikkorantojen aineistolla käyttäen ekologisen tilan arviona kivikkorantojen  $ELS_{ka}$ :a ja indikaattoreiksi etsittiin yksittäisiä lajeja. Indikaattorilajille on eduksi suuri esiintymistodennäköisyys luonnontilassa, joten indikaattorilaji-kandidaateiksi valittiin vertailujärvien ominaisten taksonien ( $p_t = 0,4$ ) joukosta ne, jotka esiintyivät vähintään puolella vertailujärvien linjoista. Regressioanalyysin avulla tarkasteltiin kuinka hyvin näiden indikaattorilajikandidaattien runsaus selitti järvien ekologista tilaa (tässä pohjaeläimistön tilaa, kivikon  $ELS_{ka}$ ). Taksonien runsauksille tehtiin ln-muunnos muuttujien riippuvuussuhteen linearisoimiseksi.

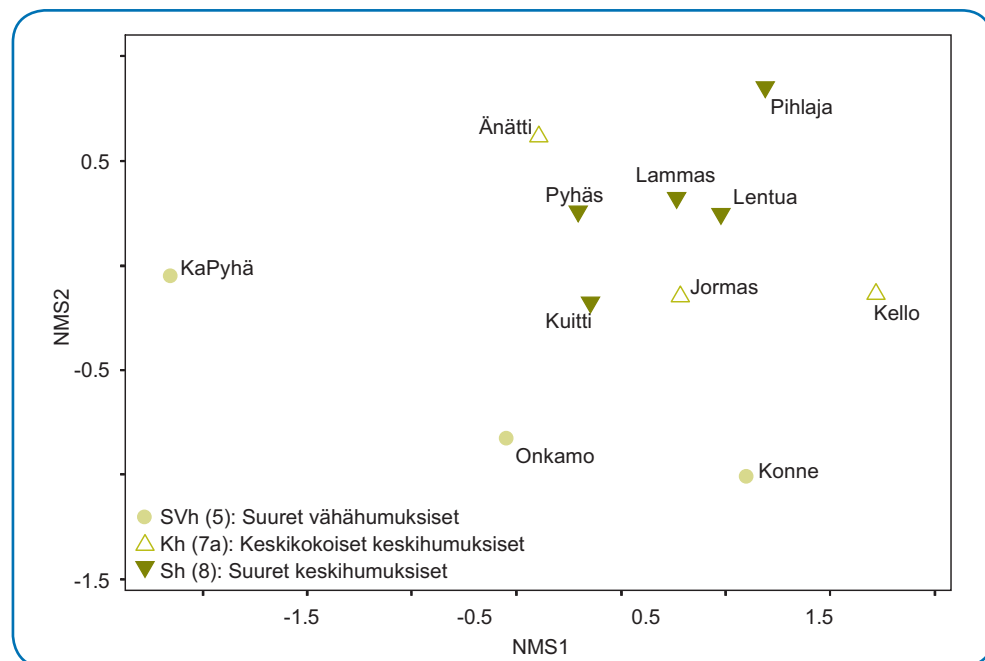
#### 4.3

### Tulokset

#### 4.3.1

### Vertailuolovaihtelu

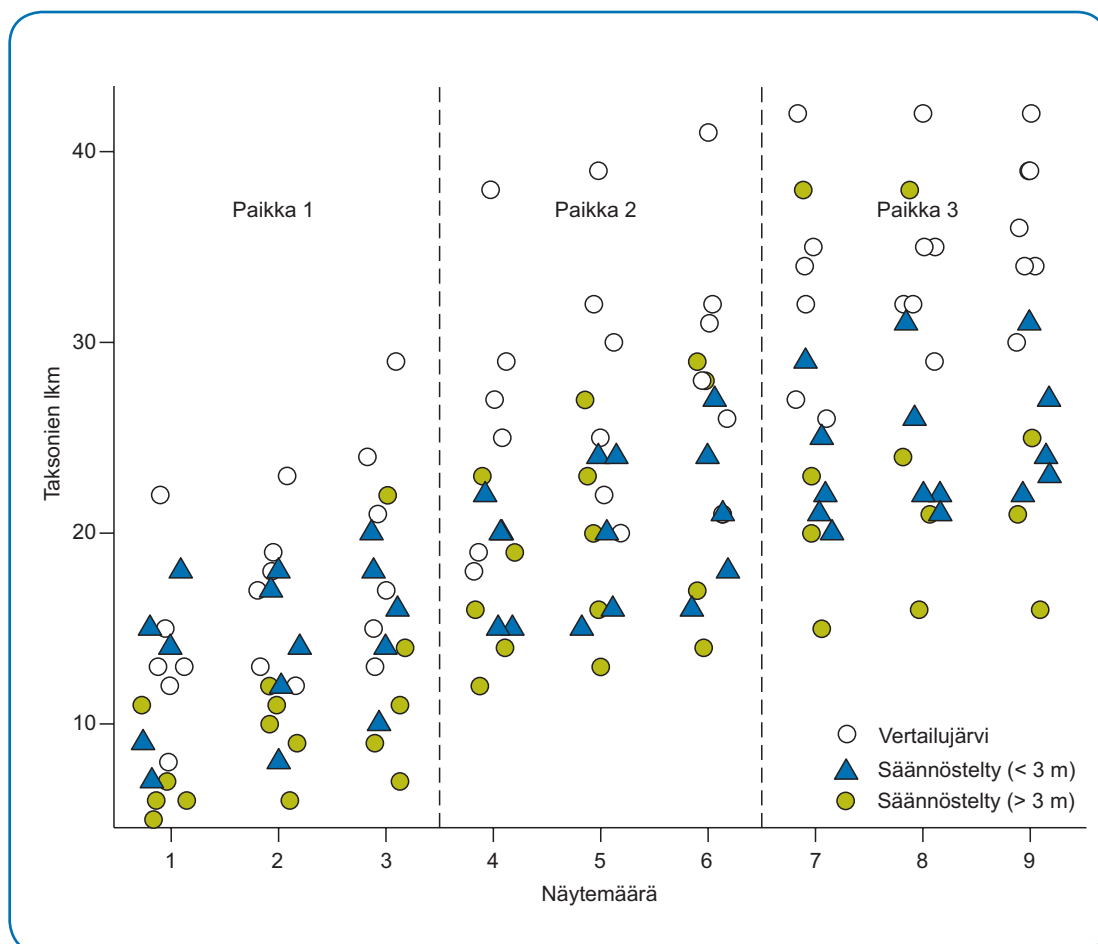
Syvämmän rannan pehmeiden pohjien yhteisöjen NMS-ordinaatioanalyysissä vertailujärvet eivät ryhmittyneet selkeästi tyypittelyn mukaisiin järvityyppeihin (kuva 10). Etenkään keskikokoisia (Kh: Änätti-, Jormas- ja Kellojärvi) ja suuria (Sh: Pihlajavesi, Pyhäselkä, Lammajärvi, Lentua, ja Venäjän Kuittijärvi) keskiumuksisia tyyppejä edustaneet järvet eivät erottuneet toisistaan. Suuret vähähumuksiset (SVh: Karjalan Pyhäjärvi, Onkamo ja Konnevesi) järvet sen sijaan erottuivat jossain määrin keskiumuksisista tyypeistä.



Kuva 10. Vertailujärvien sijoittuminen syvämmän rannan pehmeiden pohjien pohjaeläinmuutoksen perusteella NMS-ordinaatioon. Järvityypit on eroteltu symbolein.

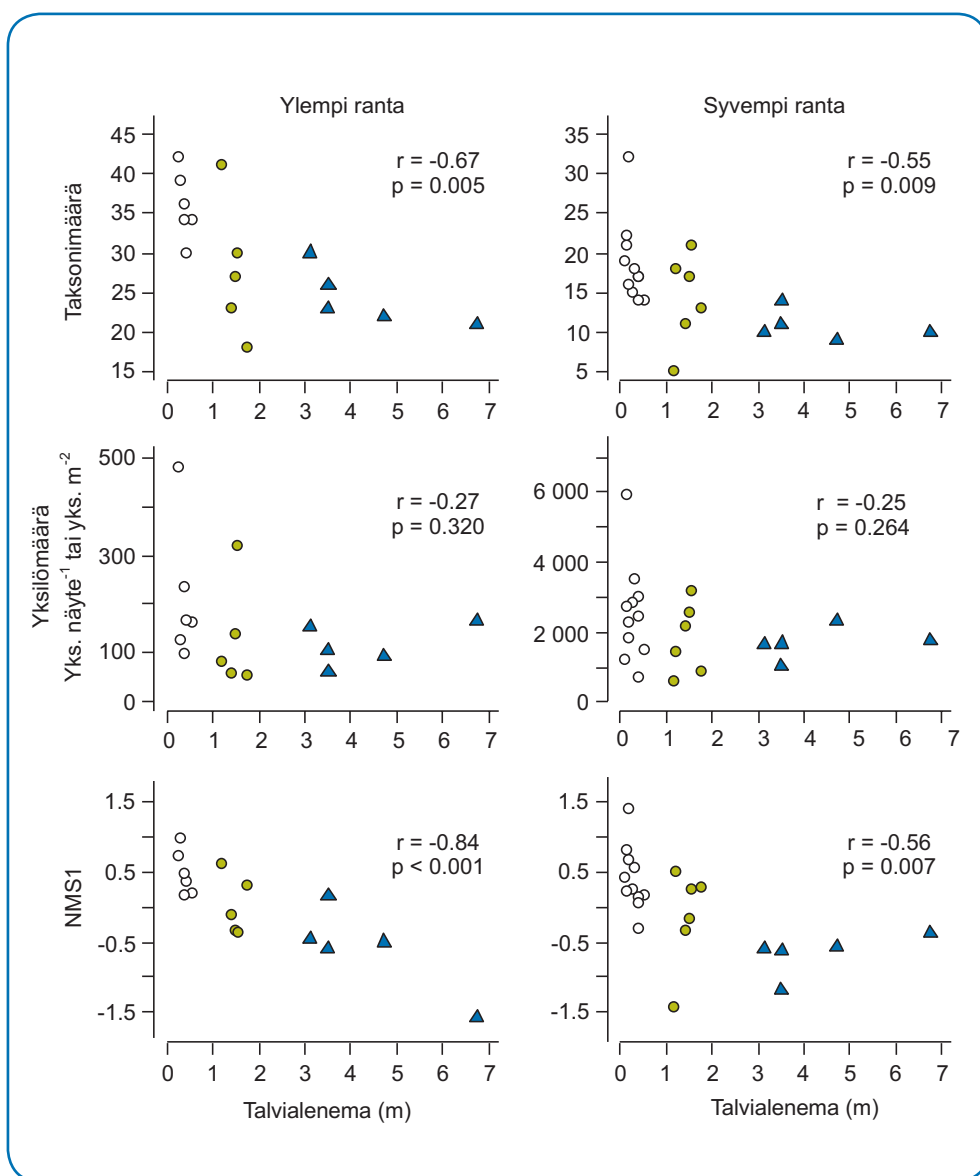
## Taksoni- ja yksilömäärä

Rantavyöhykkeen pohjaeläinaineisto koostui 108 taksonista, joista 86 esiintyi ylemmän rannan kivikkorannoilla ja 68 syvemmän rannan pehmeillä pohjilla. Yleisimmät (esiintyivät >70 %:lla tutkimuslinjoista) taksonit olivat kivikkorannoilla Oligochaeta, Chironomidae, *Heptagenia fuscogrisea*, *Leptophlebia* spp, *Caenis horaria* ja *Pisidium* spp. ja pehmeillä pohjilla Oligochaeta, Chironomidae, *Pisidium* spp. ja Ceratopogonidae. Useat taksonit olivat satunnaisia: 48 taksonia esiintyi < 10 %:lla ja 33 taksonia < 5 % kivikkorantapaikoista, vastaavasti pehmeillä pohjilla 41 taksonia esiintyi < 10 % paikoista ja 27 taksonia < 5 % paikoista. Taksonimäärä kasvoi odotetusti rinnakkaisnäyte- ja paikkamäärän kasvaessa ja kolmelta näytteenotto paikalta tavattiin yhteensä selkeästi enemmän taksoniteita kuin yhdeltä paikalta (kuva 11). Yhden järven kaikista kivikkorantojen taksoniteista tavattiin ensimmäisellä näytepaikalla noin puolet (ka 56 %, vaihteluväli 32–83 %) ja ensimmäisellä ja toisella paikalla yhteensä noin neljä viidesosaa (83 %, 70–98 %) (kuva 11). Yhdessä potkuhaavinäytteessä tavattiin keskimäärin 43 % (17–73 %) kaikista järvellä tavatuista kivikkorantojen taksoniteista.



Kuva 11. Yhdeksän potkuhaavinäytteen kumulatiivinen taksonimäärä kolmella ylemmän rantavyöhykkeen kivikkorantojen näytepaikalla.

Pohjaeläinten taksonilukumäärän ja säännöstelyn voimakkuuden välillä oli selkeä negatiivinen yhteys sekä ylemmässä ( $r = -0,67$ ,  $p = 0,005$ ) että syvämmässä ( $r = -0,55$ ,  $p = 0,01$ ) rannassa. Suhde ei ollut kuitenkaan lineaarinen, vaan talvialeneman kasvaessa taksonimäärä väheni ensin jyrkästi ja sitten tasaantui (kuva 12). Kivikkorantojen taksonimäärä erosi järviryhmien (vertailujärvet, lievästi säännöstellyt [talvialenema < 3 m], voimakkaasti säännöstellyt [talvialenema > 3 m]) välillä ollen suurin vertailujärvillä (keskimäärin 36 taksonia) ja pienin voimakkaimmin säännöstellyillä (24) (taulukko 10). Vertailujärvien ja lievästi säännösteltyjen järvien ero oli myös lähes merkitsevä (Tukey-Kramer,  $p = 0,095$ ). Vähiten taksonia (18–22) havaittiin Koitereen, Vuokkijärven ja Kemijärven kivikkorannoilla.



Kuva 12. Pohjaeläinten taksonimäärän, yksilörunsauden ja yhteisökoostumuksen (NMS1) suhde säännöstelyvoimakkuuteen ylemmässä ja syvämmässä rantavyöhykkeessä. Avoimet symbolit ovat vertailujärviä ja värilliset säännösteltyjä.



Taulukko 10.

Pohjaeläinten taksonimäärän (S) ja runsauden (Runs.) vertailu (keskiarvo, vaihteluväli ja ANOVA:n yhteenveto) järviryhmien välillä ylemmässä ja syvemässä rantavyöhykkeessä.

	Vertailujärvet	Säännöstellyt järvet		ANOVA	
		Talvialen. < 3 m	Talvialen. > 3 m	F	p
<b>Ylempi ranta</b>					
n	6	5	5		
S	36 (29–42)	28 (18–41)	24 (21–30)*	5.664	0.017
Runs. (yks. näyte <sup>-1</sup> )	211 (100–479)	130 (52–317)	116 (62–167)	1.247	0.319
<b>Syvämpi ranta</b>					
n	11	6	5		
S	19 (14–32)	14 (5–21)	11 (9–14)*	4.896	0.019
Runs. (yks. m <sup>-2</sup> )	2531 (716–5902)	1787 (580–3136)	1681 (1021–2300)	1.307	0.294

\* = Eroaa merkitsevästi vertailujärvistä (Tukey-Kramer post hoc -vertailu;  $p < 0.05$ )

Myös pehmeiden pohjien taksonimäärä erosi järviryhmien välillä ollen suurin vertailujärvillä (keskimäärin 19 taksonia) ja pienin voimakkaimmin säännöstellyillä (11) (taulukko 10). Vertailujärvien ja lievästi säännösteltyjen järvien taksonimäärässä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Vähiten taksoneita (6–10) havaittiin Iijärvellä, Kiantajärvellä, Vuokkijärvellä ja Kemijärvellä.

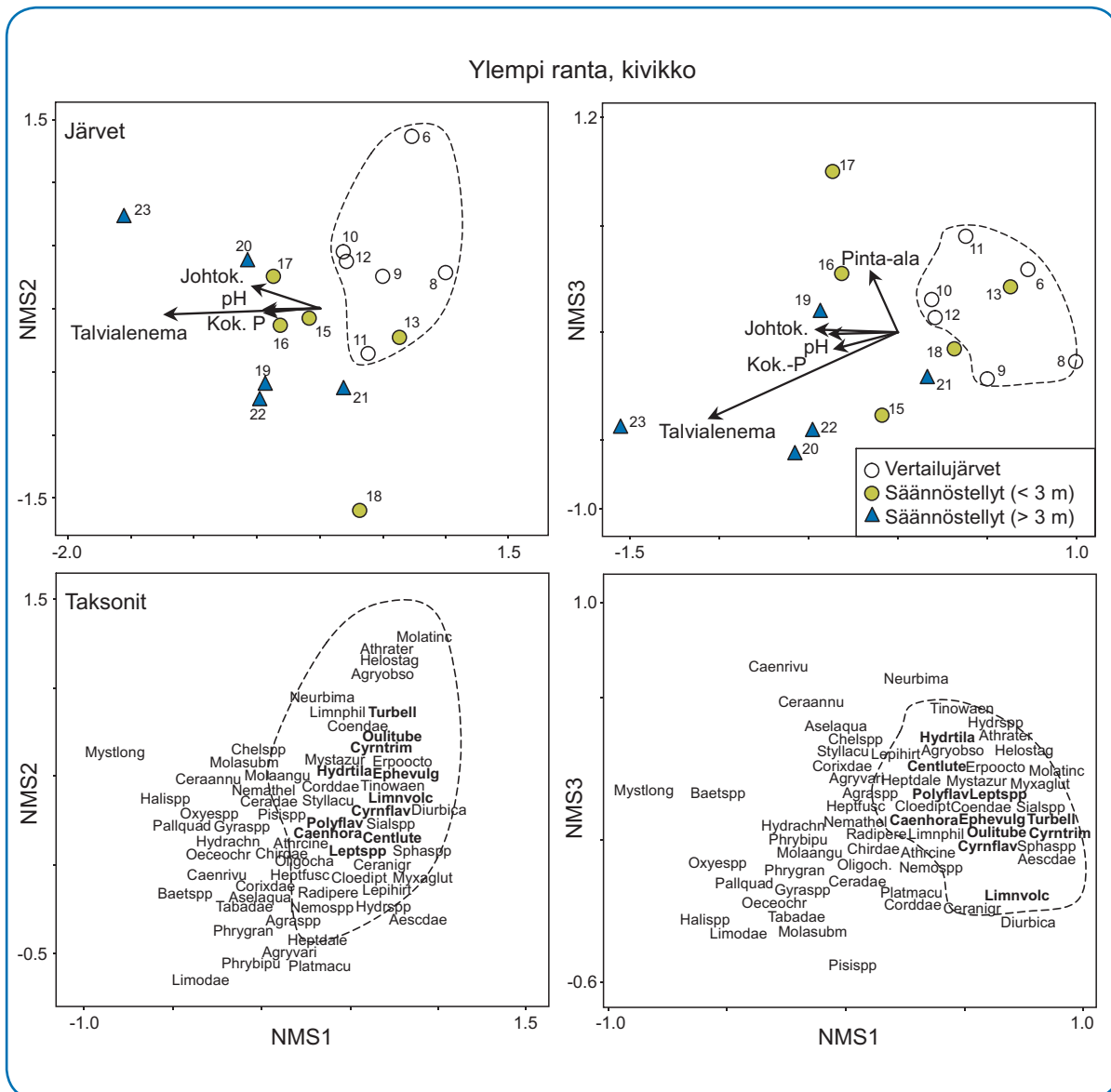
Yksilörunsauden ja säännöstelyvoimakkuuden välillä ei ollut yhteyttä kummassakaan rannan habitaatissa (kuva 12), eivätkä vertailujärvien, lievästi säännösteltyjen ja voimakkaasti säännösteltyjen järvien yksilömäärien tai -tiheyksien erot olleet tilastollisesti merkitseviä. Runsaudet olivat kuitenkin keskimäärin hieman pienempiä säännöstellyillä järvillä: vertailujärvien kivikkorantojen yksilömäärien keskiarvo oli 211 yksilöä potkuhaavinäytteessä, kun vastaava yksilömäärä lievästi säännöstellyillä oli 130 yksilöä ja voimakkaasti säännöstellyillä 116 yksilöä (taulukko 10, kuva 12). Pehmeiden pohjien keskimääräinen yksilötiheys oli vertailujärvillä 2531 yks. m<sup>-2</sup>, lievästi säännöstellyillä 1787 yks. m<sup>-2</sup> ja voimakkaasti säännöstellyillä 1681 yks. m<sup>-2</sup>.

Syvänteiden taksonilukumäärän ja säännöstelyn voimakkuuden välillä ei ollut yhteyttä missään tarkastelluista tyypeistä ( $|r| < 0,29$ ,  $p > 0,14$ ), eikä taksonimäärissä ollut selkeitä yhdenmukaisia eroja säännösteltyjen ja vertailujärvien välillä (taulukko 13). Säännöstellyissä järvissä oli tyypissä SVh 2–11 taksonia, tyypissä Kh 6–14 taksonia ja tyypissä Sh 4–16 taksonia, vastaten kutakuinkin vaihtelua vertailujärvien joukossa. Suurten (SVh ja Sh) säännösteltyjen järvien keskimääräinen taksonimäärä oli hieman pienempi kuin vertailujärvien, kun taas tyypissä Kh tavattiin enemmän taksoneja säännöstellyissä järvissä kuin vertailujärvissä. Yksilötiheysvaihtelu oli hyvin suurta sekä vertailujärvien että säännösteltyjen järvien joukossa kaikissa tyypeissä (taulukko 13).

#### 4.3.3

### Yhteisökoostumus

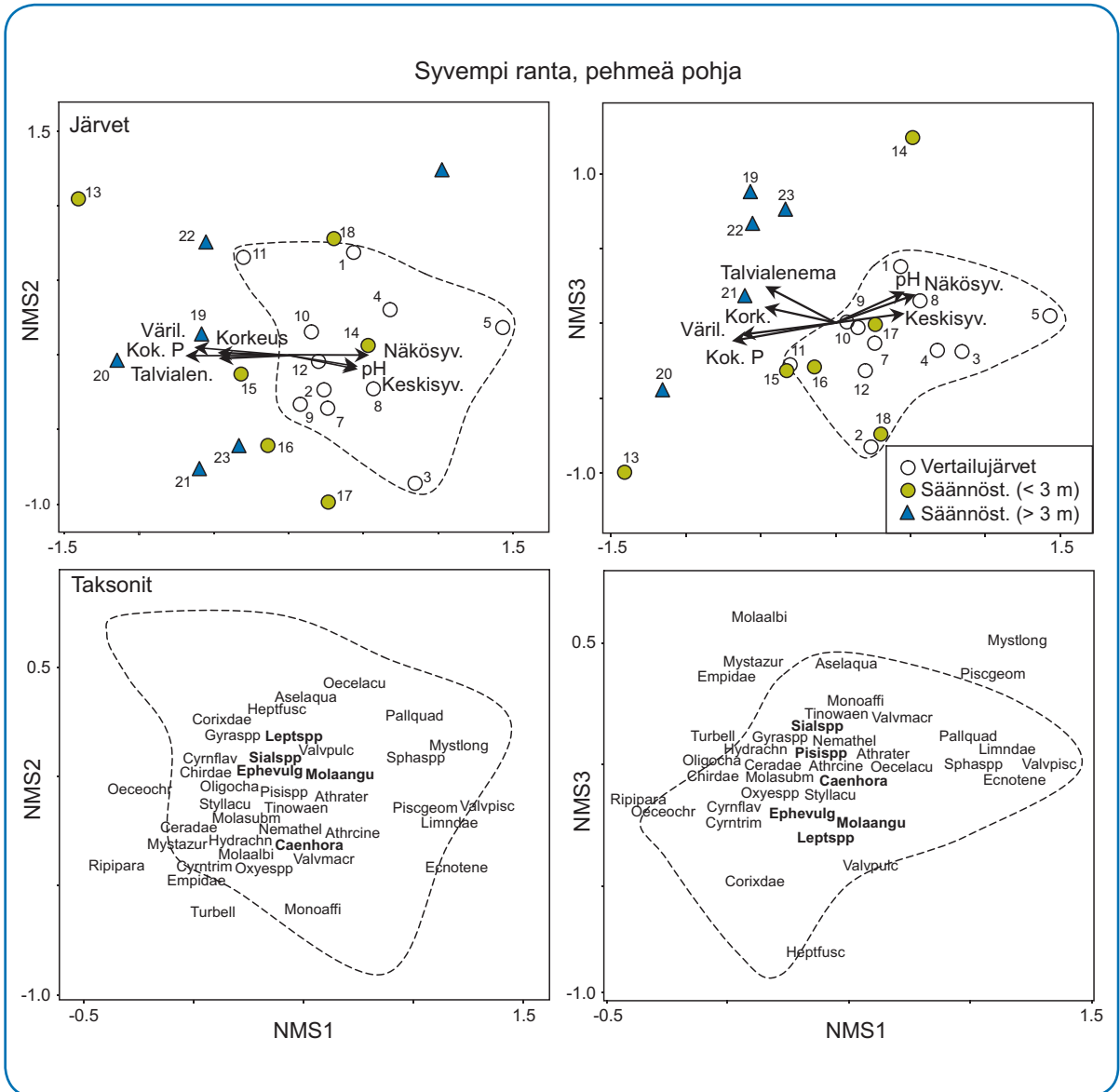
Säännöstellyt järvet ryhmittivät NMS-ordinaatioanalyysissä selkeästi erilleen vertailujärvistä sekä ylempään (kuva 13) että syvämpään rannan (kuva 14) pohjaeläinyhteisöjenperusteella. Tutkimusjärvet ryhmittivät ensimmäisen ulottuvuuden (NMS1) suuntaisesti siten, että voimakkaimmin (Iso-Pyhäntä, Vuokkijärvi, Kemijärvi) säännöstellyt järvet sijoituivat kauimmaksi vertailujärvijoukosta. Tulos viittaa siihen, että voimakkaimmin säännöstellyillä järvillä pohjaeläinyhteisöjen koostumuserot



Kuva 13. Tutkimusjärvien ja pohjaeläintaksonien sijoittuminen kolmiulotteiseen (NMS I, NMS 2 ja NMS 3) NMS-ordinaatioon ylempään rantaan (0,4 m syvyys) pohjaeläinyhteisöjen perusteella (lopullinen stressiarvo = 7,61). Analyysissä käytettiin  $\log(x+1)$ -muunnettua yksilörunsausaineistoa. Satunnaisesti esiintyneet taksonit (vain yhdellä järvellä ja habitaatilla) poistettiin analyysistä. Avoimet symbolit ovat vertailujärviä ja värilliset säännöstelyjä. Vertailujärvien sijoittumisalue on eroteltu katkoviivalla. Vertailujärvien indikaattoritaksonit (Dufrene & Legendre 1997;  $p < 0,05$ ) on lihavoitu. Kynnyksarvon  $r^2 > 0,2$  ylittäneet ympäristömuuttujat on piirretty ylempiin kuviin (ns. ”joint plot”, ks. McCune & Mefford (1999)). Järvien numerointi selviää taulukosta 8.

ovat suurimmat suhteessa vertailujärviin. Tämä ryhmittäminen oli selkeää etenkin kivikkorantojen aineistossa, jossa NMS1:n pistearvot korreloivat voimakkaimmin talvialeneman kanssa ( $r = -0,84$ ,  $p < 0,001$ ) (kuva 12).

Ylempään rantaan NMS1 korreloi myös johtokyvyn ( $r = -0,56$ ,  $p = 0,02$ ) ja pH:n ( $r = -0,51$ ,  $p = 0,04$ ) kanssa. Myös NMS3 korreloi talvialeneman ( $r = -0,57$ ,  $p = 0,02$ ) kanssa. Syvemmän rantaan NMS1 korreloi negatiivisesti talvialeneman, korkeusase-man, klorofylli-*a*:n, väriarvon ja kokonaisfosforin (*r*:n vaihteluväli  $-0,56 - -0,68$ ,  $p \leq 0,007$ ) kanssa ja positiivisesti johtokyvyn, keskisyvyyden, pH:n ja näkösyvyyden (*r*:n vaihteluväli  $0,55-0,60$ ,  $p \leq 0,01$ ) kanssa. Syvemmän rantaan NMS3 korreloi myös kokonaisfosforin ( $r = -0,43$ ,  $p = 0,04$ ) kanssa.



Kuva 14. Tutkimusjärvien ja pohjaeläintaksonien sijoittuminen kolmiulotteiseen NMS-ordinaatioavaruuteen syvämmän rannan (2 m syvyys) pohjaeläinyhteisöjen perusteella (lopullinen stressiarvo = 14,47). Selitykset kuten kuvassa 13.

#### 4.3.4

### Rantavyöhykkeen lajisto

Indikaattorilajianalyysin (ISA) mukaan yhteensä 11 kivikkorantojen taksonin esiintymistodennäköisyys ja/tai runsaus oli suurempi vertailujärvissä kuin säännöstelyissä järvissä (taulukko 11, kuva 13). Näitä säännöstelylle herkkiä lajeja olivat mm. kovakuoriaiset *Oulimnius tuberculatus* ja *Limnius volckmari*, joista *Oulimnius* esiintyi kaikilla vertailujärvillä, ja molemmat puuttuivat kaikilta säännöstellyiltä järviltä. Päivänkorennoista suursurviainen (*Ephemera vulgata*) ja hentosurviainen (*Centroptilum luteolum*) sekä vesiperhosista rysäsirvikäs (*Cyrnus trimaculatus*) esiintyivät yhtä lukuunottamatta kaikilla vertailujärvillä ja vain yhdellä tai kahdella lievästi säännöstellyllä järvellä. Kuutta muuta vertailujärviä indikoivaa taksonia tavattiin satunnaisesti myös voimakkaimmin säännöstellyiltä järviltä. Edellisten lisäksi vertailujärville

Taulukko 11.

Indikaattorilajianalyysin tulokset. Taulukossa on ilmoitettu 14 vertailujärviä merkitsevästi ( $p < 0,05$ ) indikoivat taksonit ylemmässä ja syvämmässä rantavyöhykkeessä. Indikaattoriarvojen merkitsevyys perustuu Monte Carlo -testiin 1000 permutaatiolla.

Ryhmä	Indikaattoritaksoni	Ylempi ranta	Syvempi ranta
Kovakuoriaiset (Coleoptera)	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	100	
Päivänkorennot (Ephemeroptera)	<i>Ephemera vulgata</i>	75	67
Vesiperhoset (Trichoptera)	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	75	
Päivänkorennot (Ephemeroptera)	<i>Leptophlebia</i> spp.	64	46
Värysmadot (Turbellaria)	Turbellaria	76	
Vesiperhoset (Trichoptera)	<i>Cyrnus flavidus</i>	67	
Päivänkorennot (Ephemeroptera)	<i>Centroptilum luteolum</i>	67	
Päivänkorennot (Ephemeroptera)	<i>Caenis horaria</i>	66	70
Vesiperhoset (Trichoptera)	<i>P. flavomaculatus</i>	68	
Kovakuoriaiset (Coleoptera)	<i>Limnius volckmari</i>	50	
Vesiperhoset (Trichoptera)	<i>Hydroptila</i> spp.	63	
Kaislakorennot (Megaloptera)	<i>Sialis</i> spp.		56
Simpukat (Bivalvia)	<i>Pisidium</i> spp.		61
Vesiperhoset (Trichoptera)	<i>Molanna angustata</i>		51

tyypillisiä, mutta useista säännöstellyistä järvistä puuttuneita taksoniteita olivat kaksisiipisurviainen (*Cloeon dipterum*), koskikorento *Nemoura* spp., sekä vesiperhosista *Tinodes waeneri*, *Lepidostoma hirtum* ja *Mystacides azurea*.

Säännöstellyille järville ei löytynyt ISA:n mukaan indikaattorilajeja. Yli puolella säännöstellyistä järvistä esiintyneitä kivikkorantojen taksoniteita olivat sukkulamadot, harvasukasmadot, vesipunkit, surviais- ja polttiaissäskien (Chironomidae, Ceratopogonidae) toukat, simpukat (*Pisidium* spp.), kotilot (*Radix peregra*, *Gyraulus* spp.), vesisiira (*Asellus aquaticus*), okakatka (*Pallasea quadrispinosa*), joidenkin päivänkorentojen toukat (*Heptagenia fuscogrisea*, *H. dalecarlica*, *Caenis horaria*, *Leptophlebia* spp.), vesiperhosista *Athripsodes cinereus*, *Polycentropus flavomaculatus* ja *Oxyethira* spp., pikkumalluaiset (Corixidae) ja kovakuoriaisista *Platambus maculatus*. *Gyraulus*-kotilot esiintyivät osalla säännöstellyillä järvistä (Iso-Pyhäntä, Kemijärvi, Ontojärvi ja Oulujärvi) suhteellisen runsaana (> 20 yksilöä 9 potkuhaavinäytteessä), tosin muilla säännöstellyillä järvillä niiden runsaus oli vertailujärvien tasoa (0–6 yksilöä 9 potkuhaavinäytteessä). Yllämainituista etenkin *P. flavomaculatus*, *C. horaria* ja *Leptophlebia* spp. olivat vähälukuisia säännöstellyillä järvillä ja ainoastaan okakatka ja *Platambus maculatus* -kovakuoriainen tavattiin alle puolella vertailujärvistä.

Syvämmän rannan taksoniteista kuusi indikoi vertailujärviä (taulukko 11, kuva 14) ja niistä kolme oli samoja (*E. vulgata*, *Leptophlebia* spp. ja *C. horaria*) kuin kivikkorannoilla. Syvämmässä rannassa *E. vulgata* ja *C. horaria* esiintyivät kaikissa vertailujärvissä, useimmissa lievästi säännöstellyissä järvissä ja yhdessä tai kahdessa voimakkaimmin säännöstellyistä järvistä, kun taas *Leptophlebia* esiintyi viidessä vertailujärvessä. Kaislakorennot *Sialis* spp. ja kilpisirvikäs *Molanna angustata* puuttuivat voimakkaimmin säännöstellyistä järvistä, kun taas *Pisidium*-simpukat esiintyivät yhtä lukuun ottamatta kaikissa säännöstellyissä järvissä, mutta olivat vähälukuisempia kuin vertailujärvissä. Useilta säännöstellyiltä järviltä puuttuivat edellisten lisäksi vertailujärville tyypillisistä taksoniteista mm. *Gyraulus* spp., *Molanna submarginalis* ja *Cyrnus flavidus*.

Säännöstellyille järville ei löytynyt myöskään pehmeiden pohjien indikaattorilajeja. Yli puolella säännöstellyistä järvistä esiintyneitä pohjaeläintaksoniteita olivat sukkulamadot, harvasukasmadot, surviais- ja polttiaissäskien toukat, simpukat (*Pisidium*

spp.) vesiperhosista *Oecetis ochracea* ja päivänkorennoista *Ephemera vulgata*. Näistä ainoastaan sukkulamatojen ja *O. ochracea*n keskimääräinen tiheys oli suurempi säännöstellyissä järvissä kuin vertailujärvissä.

#### 4.3.5

### Pohjaeläimistön tila

#### 4.3.5.1

#### Taksonikoostumus (TT)

Säännöstelemättömille järville ominaisten ( $p_t = 0,4$ ) taksonien ( $TT_{0,4}$ ) lukumäärä erotteli säännöstellyt järvet vertailujärvistä melko johdonmukaisesti kaikissa elinympäristöissä (taulukko 12). Voimakkainta erottuminen oli kivikkorannoilla, missä säännöstelemättömille järville ominaisia taksonia oli vertailujärvissä keskimäärin 31 (= E) ja säännöstellyissä 21. Kivikkorantojen pohjaeläimistö oli TT:n perusteella alle hyvässä ( $ELS_{TT} < 0,6$ ) tilassa neljässä säännöstellyssä järvessä (Koitere, Iso Pyhäntä, Vuokkijärvi ja Kemijärvi, kuva 15, liite 2). Lisäksi kaikkien muiden säännöstelyjen järvien, Iijärveä lukuun ottamatta,  $ELS_{TT}$  oli vain hieman H/T-rajan yläpuolella ( $ELS_{TT}$ :n vaihteluväli 0,61–0,63). Syvemmän rannan eläimistö oli TT:n perusteella alle hyvässä tilassa neljässä järvessä (Iijärvi, Kiantajärvi, Vuokkijärvi ja Kemijärvi; Lisäksi Ontojärvi oli lähellä H/T-rajaa ( $ELS_{TT} = 0,64$ ) (kuva 16). Lievemmin säännöstelyjen järvien erottuminen vertailujärvistä ei ollut syvemmässä rannassa niin selkeää kuin ylemmässä. Syvänteissä vertailujärville ominaisten ( $p_t = 0,25$ ) taksonien lukumäärä vaihteli tyyppien välillä viidestä kymmeneen (taulukko 13). Syvänteiden taksonikoostumuksen perusteella alle hyvässä tilassa oli 67 % säännöstellyistä järvistä (22 järveä) (kuva 17, liite 3). Heikoimmassa tilassa ( $ELS_{TT} < 0,2$ ) olivat Tiurinniemen ja Sorvanselän syvänteet.

#### 4.3.5.2

#### Runsaussuhteet (PMA)

Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) erotteli säännöstellyt järvet vertailujärvistä melko selkeästi sekä kivikkorannoilla että järvityypin 8 syvänteissä, mutta syvemmässä rannassa tai muiden järvityyppien syvänteissä erottuminen oli heikompa (taulukko 12). Kivikkorantojen  $ELS_{PMA}$ :n perusteella alle hyvään tilaan luokittuivat lievemmin säännöstellyistä Oulujärvi ja Koitere ja voimakkaammin säännöstellyistä Iso-Pyhäntä ja Kemijärvi (kuva 15, liite 2). Lisäksi Onto- ja Vuokkijärven  $ELS_{PMA}$  oli alle 0,7, kun taas Iijärvi, Iso-Kiimanen ja Nuasjärvi eivät eronneet vertailuolovaihtelusta. Syvemmän rannan  $ELS_{PMA}$ :n perusteella vain Iijärvi ja Vuokkijärvi luokittuivat alle hyvän tilan (kuva 16, liite 2). Syvänteiden pohjaeläimistö oli PMA:n perusteella huonommassa kuin hyvässä tilassa 45 % säännöstellyistä järvistä (15 järveä) (kuva 17, liite 3).

#### 4.3.5.3

#### Tärkeiden ryhmien esiintyminen (TTR)

Vertailujärville ominaisten taksonomisten ryhmien lukumäärä ( $TTR_{0,4}$ ) oli karkein muuttuja säännöstelyjen järvien erottelussa. Kivikkorannoilla säännöstelemättömille järville ominaisia ryhmiä oli vertailujärvissä keskimäärin 13 (= E), ja säännöstellyissä järvissä keskimäärin 12. Kivikkorantojen  $ELS_{TTR}$ :n perusteella kaikkien järvien pohjaeläimistö oli joko hyvässä (Änättijärvi) tai erinomaisessa tilassa (kuva 15, liite 2). Syvemmässä rannassa säännöstelemättömille järville ominaisia ryhmiä oli vertailujärvissä keskimäärin 8, ja säännöstellyissä järvissä niistä tavattiin keskimäärin 6 (taulukko 12). Syvemmän rannan perusteella alle hyvän tilan järviä olivat vain Iijärvi ja Vuokkijärvi, mutta useiden muiden (Koitere, Kiantajärvi, Iso-Pyhäntä, Ontojärvi ja Kemijärvi) säännöstelyjen järvien  $ELS_{TTR}$  oli alle 0,7. Syvänteissä ei muuttujaa käytetty taksonomisten ryhmien vähäisen määrän vuoksi.

Taulukko 12.

Rantavyöhykkeen pohjaeläinmuuttujien ja niiden vastaavien ekologisten laatusuhteiden keskiarvo ja vaihteluväli vertailu- ja säännöstelyissä järvisä kahdessa elinympäristössä.

	Ylempi ranta		Syvämpi ranta	
	Vert.	Säänn.	Vert.	Säänn.
n	6	10	11	11
TT <sub>0,4</sub>	31,2 (27–33)	21,2 (15–33)	11,5 (8–14)	8,3 (5–12)
ELS <sub>TT</sub>	1,02 (0,74–1,17)	0,61 (0,41–1,17)	1,01 (0,64–1,35)	0,67 (0,40–1,08)
PMA	0,69 (0,55–0,79)	0,46 (0,29–0,67)	0,71 (0,58–0,83)	0,54 (0,34–0,68)
ELS <sub>PMA</sub>	1,00 (0,79–1,14)	0,67 (0,42–0,97)	1,00 (0,78–1,22)	0,74 (0,46–0,95)
TTR <sub>0,4</sub>	13,3 (11–15)	12,4 (12–15)	8,0 (7–9)	6,3 (4–8)
ELS <sub>TTR</sub>	1,00 (0,77–1,18)	0,90 (0,85–1,18)	1,00 (0,80–1,20)	0,73 (0,46–1,00)
EPT/Muut	1,09 (0,89–1,43)	0,92 (0,50–1,73)	0,74 (0,27–1,00)	0,53 (0,25–1,00)
ELS <sub>EPT/Muut</sub>	1,00 (0,78–1,39)	0,83 (0,43–1,75)	1,00 (0,36–1,36)	0,70 (0,33–1,36)
S	35,7 (29–42)	26,0 (18–40)	18,6 (14–32)	12,7 (6–21)
ELS <sub>S</sub>	1,01 (0,74–1,30)	0,68 (0,46–1,21)	1,00 (0,80–1,58)	0,71 (0,34–1,10)
ELS <sub>ka</sub>	1,03 (0,73–1,23)	0,67 (0,48–1,15)	1,01 (0,77–1,27)	0,64 (0,42–0,94)
ELS <sub>med</sub>	1,09 (0,71–1,32)	0,66 (0,39–1,39)	1,04 (0,72–1,34)	0,65 (0,41–1,00)
ELS <sub>hl</sub>	0,81 (0,74–0,92)	0,56 (0,41–0,89)	0,78 (0,36–0,93)	0,55 (0,33–0,80)

Vert. = vertailujärvet, Säänn. = säännöstellyt järvet, ELS = uudelleenskaalaamalla yhteismitallistettu ekologinen laatusuhde (= ELS<sub>lopull</sub>, ks. kpl 4.2.4), muuttujien lyhenteet, ks. taulukko 9. ELS<sub>hl</sub> = alhaisin arvo (heikoin lenkki).

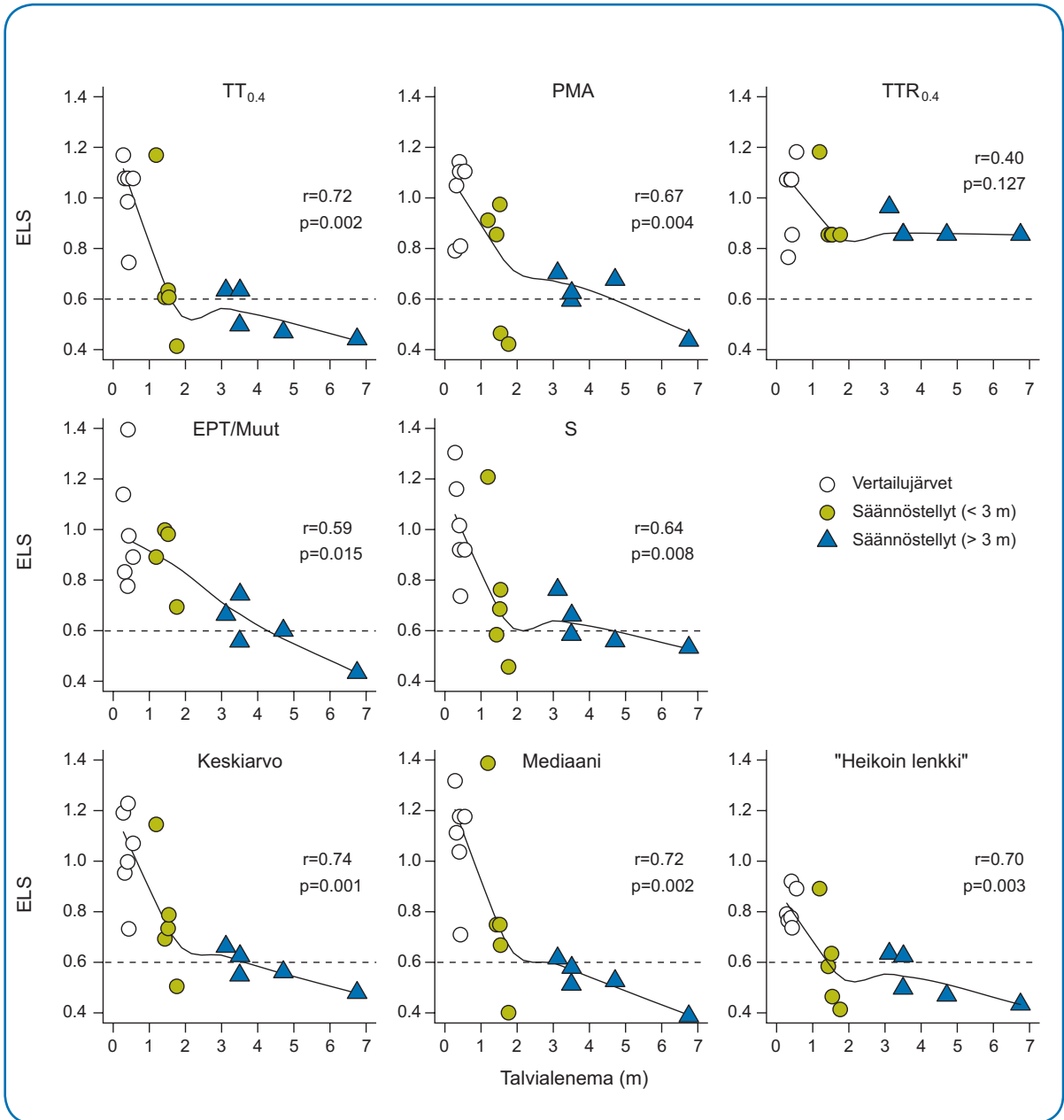
Taulukko 13.

Syvänteiden pohjaeläinmuuttujien ja niiden ekologisten laatusuhteiden keskiarvo ja vaihteluväli vertailu- ja säännöstelyissä järvisä kolmessa järvityypissä. Lisäksi on ilmoitettu yksilörunsaus (Runs.; yks. m<sup>-2</sup>).

	Tyyppi SVh (5)		Tyyppi Kh (7)		Tyyppi Sh (8)	
	Vert.	Säänn.	Vert.	Säänn.	Vert.	Säänn.
n	6	7	6	5	9	21
Runs.	575 (88–1092)	619 (3–2726)	621 (424–911)	1036 (29–2446)	215 (20–1491)	1963 (12–10257)
TT <sub>0,25</sub>	10,0 (4–13)	4,9 (2–8)	5,0 (3–8)	4,8 (2–7)	7,0 (4–9)	3,3 (1–6)
ELS <sub>TT</sub>	0,98 (0,46–1,20)	0,55 (0,23–0,87)	0,99 (0,69–1,40)	0,94 (0,46–1,27)	1,00 (0,57–1,29)	0,48 (0,14–0,86)
PMA	0,49 (0,40–0,54)	0,36 (0,05–0,49)	0,47 (0,31–0,65)	0,44 (0,24–0,57)	0,55 (0,40–0,71)	0,27 (0,07–0,44)
ELS <sub>PMA</sub>	1,01 (0,74–1,21)	0,69 (0,09–1,00)	1,00 (0,71–1,29)	0,93 (0,56–1,15)	1,00 (0,76–1,24)	0,51 (0,14–0,83)
BQI	3,0 (2,2–4,0)	3,1 (1,8–5,0)	2,88 (1,3–5,0)	2,3 (1–3,6)	4,0 (2,8–5)	2,2 (1–4)
ELS <sub>BQI</sub>	1,00 (0,80–1,24)	1,02 (0,67–1,50)	0,98 (0,62–1,34)	0,86 (0,49–1,11)	1,00 (0,72–1,21)	0,58 (0,26–1,00)
S	12,7 (9–16)	7,4 (2–11)	6,8 (4–13)	10,2 (6–14)	10,1 (7–19)	8,9 (4–16)
ELS <sub>S</sub>	1,00 (0,72–1,25)	0,59 (0,16–0,88)	1,00 (0,80–1,44)	1,24 (0,94–1,51)	1,00 (0,72–1,77)	0,88 (0,41–1,51)
ELS <sub>ka</sub>	1,01 (0,70–1,14)	0,60 (0,19–0,89)	0,99 (0,79–1,31)	1,00 (0,70–1,16)	1,01 (0,69–1,32)	0,56 (0,25–0,83)
ELS <sub>med</sub>	1,01 (0,67–1,20)	0,58 (0,21–0,91)	0,98 (0,78–1,34)	0,98 (0,71–1,25)	0,98 (0,69–1,23)	0,54 (0,23–0,87)
ELS <sub>hl</sub>	0,80 (0,46–0,95)	0,50 (0,09–0,87)	0,79 (0,62–1,02)	0,72 (0,46–1,00)	0,81 (0,57–0,90)	0,37 (0,14–0,71)

Vert. = vertailujärvet, Säänn. = säännöstellyt järvet, ELS = uudelleenskaalaamalla yhteismitallistettu ekologinen laatusuhde (= ELS<sub>lopull</sub>, ks. kpl 4.2.4), muuttujien lyhenteet, ks. taulukko 9. ELS<sub>hl</sub> = alhaisin arvo (heikoin lenkki).





Kuva 15. Ylemmän rannan viiden pohjaeläinmuuttujan, niiden keskiarvon, mediaanin ja pienimmän arvon (heikoin lenkki) (uudelleenskaalattu ELS) suhde vedenkorkeuden säännöstelyvoimakkuuteen (talvialenema, m). Aineistoon on sovitettu LOESS-regressio.  $r$  = Pearsonin korrelaatiokerroin. Katkoviiva osoittaa hyvän ja tyydyttävän luokan rajan (ELS = 0,6). Muuttujien lyhenteet on selitetty taulukossa 9.

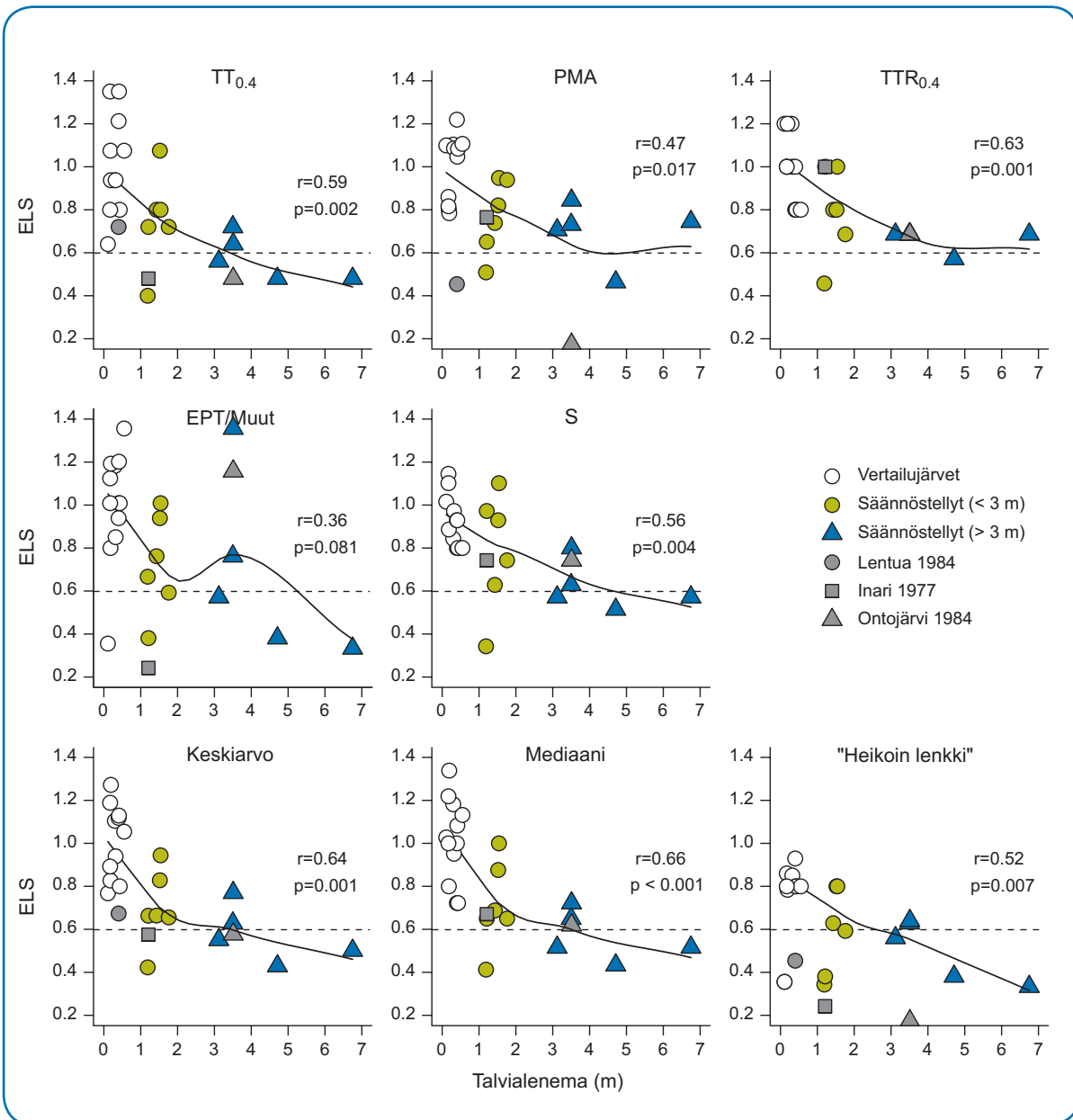
#### 4.3.5.4

#### Muutosherkkien ja epäherkkien suhde (EPT/Muut tai BQI)

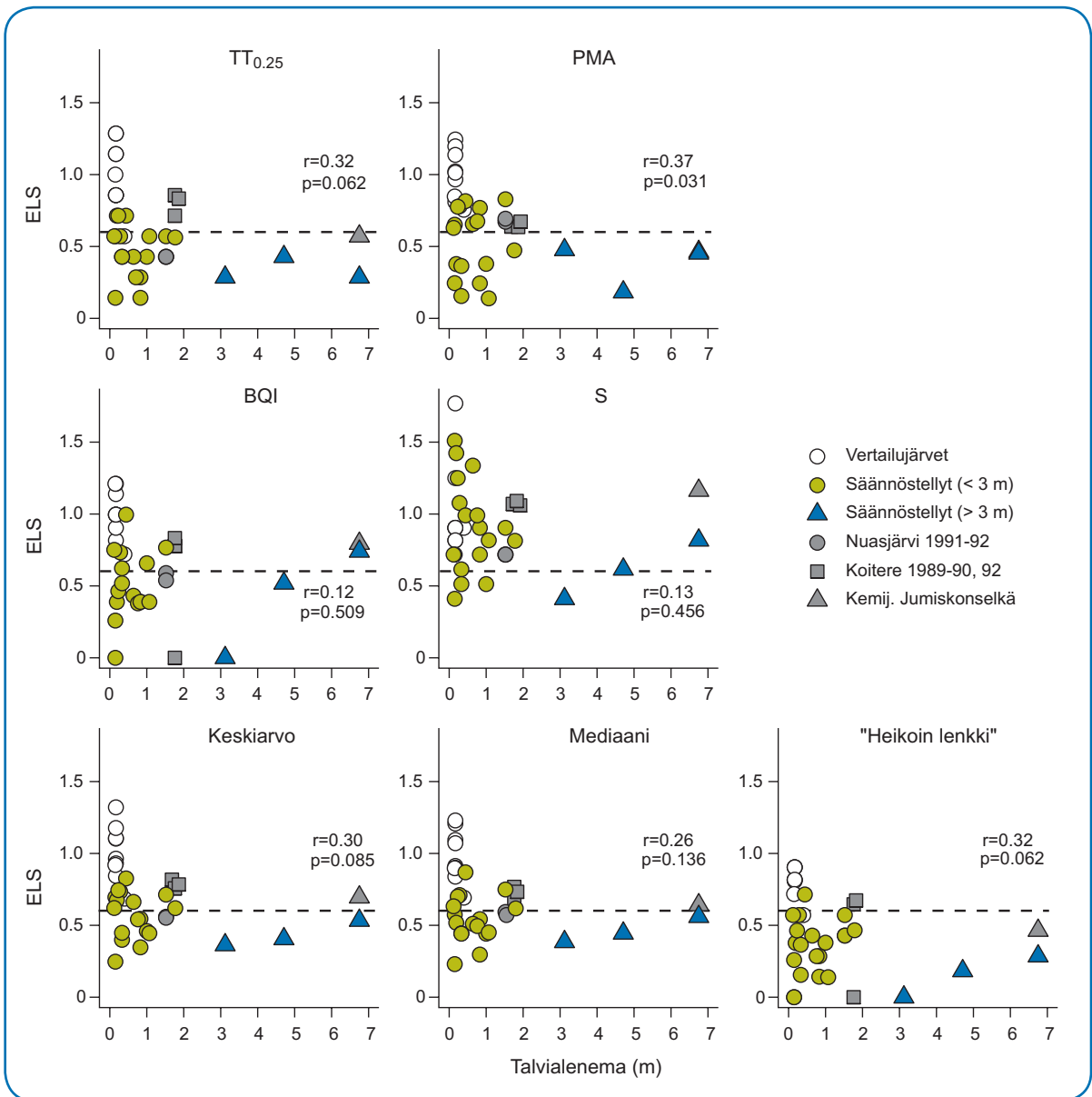
Rantavyöhykkeen muutosherkkien ja epäherkkien suhteen kuvaajana kokeiltiin EPT-taksonien ja muiden kuin EPT-taksonien (EPT/Muut) suhdetta sekä taksoni- että yksilömäärillä laskettuna (kuva 18, esimerkkinä kivikkorannat, syvemmän rannan tulokset hyvin samansuuntaiset). EPT/Muut-suhde erotteli säännöstellyt järvet vertailujärvistä melko hyvin molemmilla tavoilla, mutta yksilömäärien suhteen vertailuolovaihtelu oli suurempi kuin taksonimäärien suhteen. Voimakkaimmin säännöstellyt järvet (Vuokkijärvi, Kemijärvi) erottuivat vertailuolosta paremmin yksilömäärien

suhteen avulla, mutta kokonaisuudessaan säännöstellyt järvet erottuivat paremmin pelkkien taksonimäärien avulla. Myös yhteys säännöstelyvoimakkuuteen oli voimakkaampi taksonimäärien kuin yksilörunsausten avulla arvioituna. Näin ollen herkkien ja epäherkkien taksonien suhteen kuvaajaksi valittiin EPT/Muut -taksonilukumäärien suhde.

EPT/Muut-taksonilukumäärän ja säännöstelyvoimakkuuden suhde oli tarkastelluista muuttujista selkeästi lineaarisin (kuva 15). Kivikkorantojen EPT/Muut-suhteen mukaan alle hyvään tilaan luokitteivat Iso-Pyhäntä ja Kemijärvi (liite 2). Lisäksi Koitereen, Onto- ja Vuokkijärven  $ELS_{EPT/Muut}$  oli alle 0,7. Syvämmän rannan EPT/Muut-suhteessa oli enemmän vaihtelua, mutta säännöstellyt järvet erottuivat pääsääntöisesti hyvin: kolme järveä (Inari, Vuokki- ja Kemijärvi) luokitteivat välttävään tilaan, lisäksi kaksi (Koitere ja Kiantajärvi) tyydyttävään tilaan (kuva 16, liite 2). Syvänteiden



Kuva 16. Syvämmän rannan pohjajelämistön tilan (uudelleenskaalattu ELS) suhde vedenkorkeuden säännöstelyn voimakkuuteen. Harmailla symboleilla on eroteltu vanhemmat havainnot Lentualta, Ontojärveltä (Kantola 1987) ja Inarilta (Palomäki 1981). Muuttujien lyhenteet on selitetty taulukossa 9.



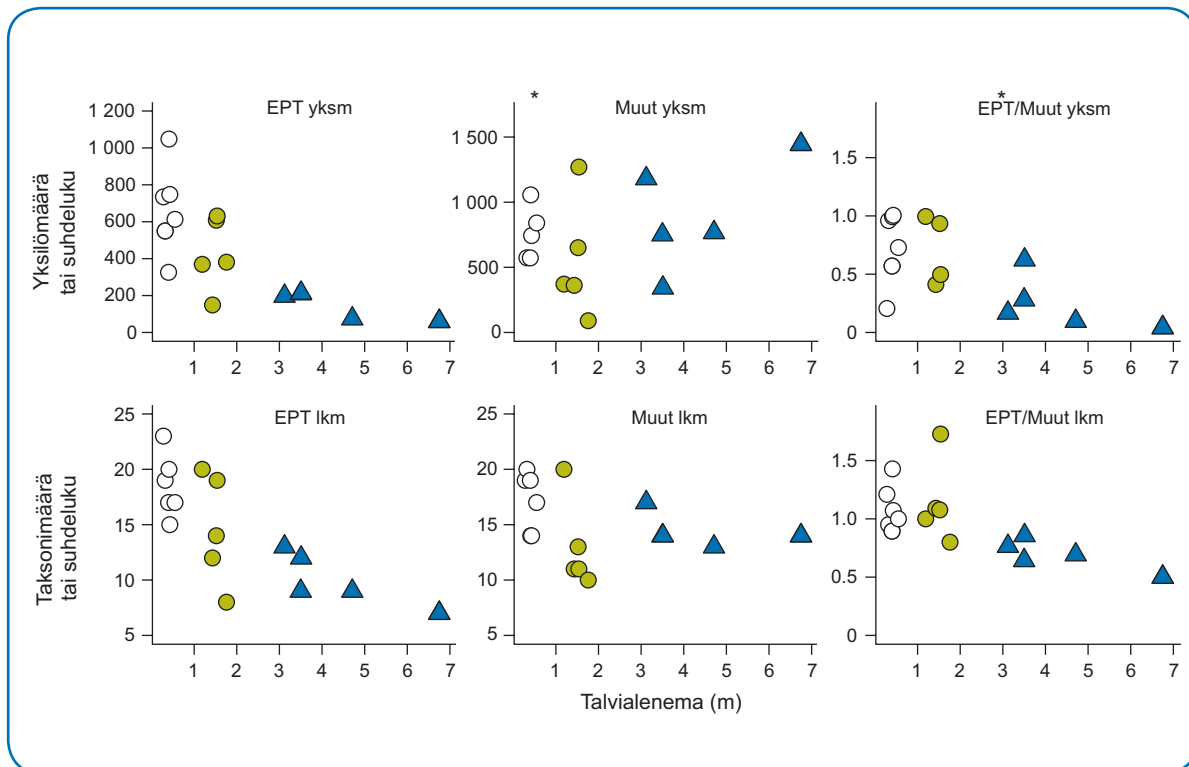
Kuva 17. Tyypin Sh syvänteiden pohjaeläimistön tilan (uudelleenskaalattu ELS) suhde vedenkorkeuden sääntötyylin voimakkuuteen (talvialenema, m). Harmailla symboleilla on eroteltu Kemijärven Tossanselkä ja Jumiskonselkä sekä ajalliset toistot Koitereelta ja Nuasjärveltä. Muuttujien lyhenteet on selitetty taulukossa 9.

muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhteen kuvaavana muuttujana käytettiin BQ-indeksiä, joka erotteli sääntöstyylit järvet suhteellisen hyvin. Alle hyvän tilan sääntöstyylit järviä oli syvänteiden  $ELS_{BQI}$ :n perusteella 45 % (15 järveä) (kuva 17). Näistä neljällä järvellä ei tavattu lainkaan BQ-indeksilajeja (ks. liite 3).

#### 4.3.5.5

##### Monimuotoisuus (S)

Monimuotoisuutta kuvaava taksonilukumäärä (S) oli rantavyöhykkeen habitaateissa toimiva muuttuja sääntöstyylit järvien erottelussa. Taksonilukumäärän suhde sääntötyylivoimakkuuteen oli hyvin samankaltainen kuin TT:n. Kivikkorantojen  $ELS_S$ :n perusteella alle hyvään tilaan luokiteltui viisi järveä (Iso-Kiimanen, Koitere, Iso-Pyhäntä, Vuokkijärvi ja Kemijärvi) (kuva 15, liite 2). Muut sääntöstyylit järvet, Iijärveä lukuun ottamatta, luokiteltui hyvään tilaan, mutta erosivat kuitenkin vertailujärvien



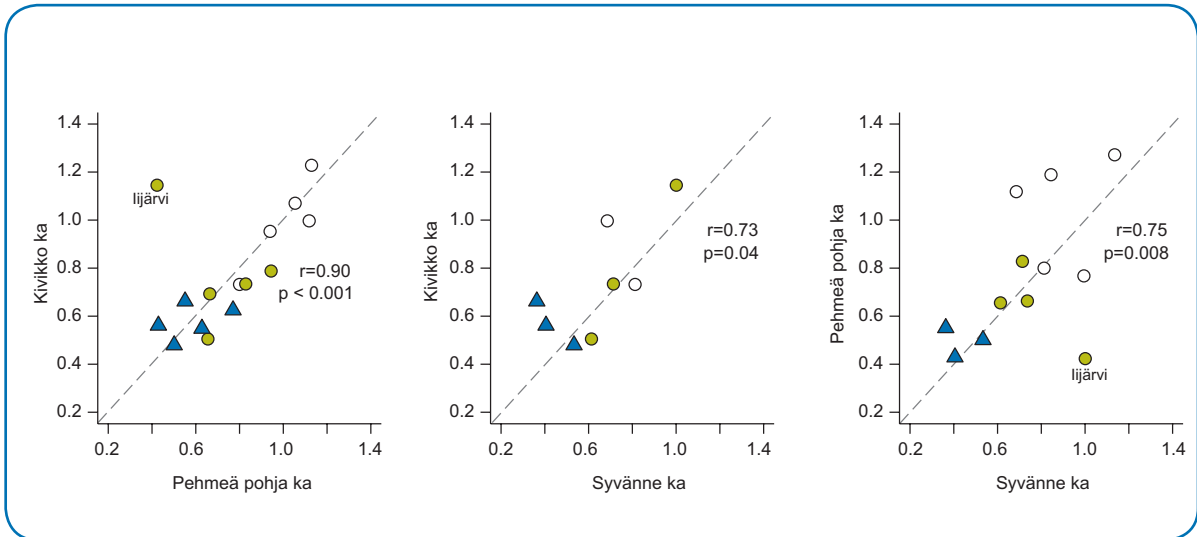
Kuva 18. Ylemmän rantavyöhykkeen EPT-taksonien ja muiden taksonien yksilömäärien (yks./9 potkuhaavinäytettä) ja taksonimäärien ja vastaavien EPT/Muut-suhteiden vaihtelu suhteessa säännöstelyn voimakkuuteen. Kuohatin (Muut yksm = 3572 yks.) ja Koitereen (EPT/Muut = 4,1) poikkeavat havainnot on merkitty tähdellä.

vaihtelusta. Syvemmän rannan ELS<sub>5</sub>:n perusteella alle tyydyttävän tilassa olivat Iijärvi ja alle hyvässä tilassa Kianta-, Vuokki- ja Kemijärvi. Kuten TT:n muuttujalla, oli lievemmin säännösteltyjen järvien erottuminen vertailujärvistä syvemmässä rannassa vähemmän selkeää kuin ylemmässä rantavyöhykkeessä. Syvänteissä taksonilukumäärän perusteella 21 % (7 järveä) säännöstellyistä järvistä luokitui huonompaan kuin hyvään tilaan (kuva 17, liite 3).

#### 4.3.5.6

##### Pohjaeläimistön tila

Luokittelutekijöitä kuvaavien muuttujien ELS:ien keskiarvo ja mediaani korreloivat odotetusti voimakkaasti keskenään (esim. kivikkorantojen  $r = 0.97$ ,  $p < 0,001$ ). Kivikkorantojen pohjaeläimistö oli tyydyttävässä tilassa (skaalattu ELS<sub>ka</sub> < 0,6) Koitereella, Iso-Pyhänhässä, Vuokkijärvessä ja Kemijärvessä (kuva 15). Mediaanin perusteella edellisten lisäksi myös Ontojärven eläimistö oli tyydyttävässä tilassa (skaalattu ELS<sub>med</sub> < 0,6), ja Kemijärven vain välttävässä (ELS<sub>med</sub> < 0,4). Muiden säännösteltyjen järvien kivikkorantojen pohjaeläimistön tila oli joko hyvä tai erinomainen (Iijärvi). Vertailujärvistä Kellojärvi luokitui hyvään tilaan ja muut erinomaiseen. Syvemmän rannan pohjaeläimistö oli tyydyttävässä tilassa Ii-, Kianta-, Vuokki- ja Kemijärvessä (sekä ELS<sub>ka</sub> että ELS<sub>med</sub>; kuva 16). Muissa säännöstellyissä järvissä syvemmän rannan eläimistön tila oli joko hyvä tai erinomainen (Nuas- ja Oulujärvi). Vertailujärvet olivat kaikki erinomaisessa tilassa (poislukien Konnevesi hyvässä tilassa keskiarvon ja Kellojärvi mediaanin perusteella). Säännösteltyjen järvien syvänteiden pohjaeläimistöstä oli alle hyvässä tilassa keskiarvon perusteella 39 % (13 järveä) ja mediaanin perusteella 51 % (17 järveä) (kuva 17, liite 3, BQI = 0 -arvoja ei huomioitu).



Kuva 19. Kivikkorantojen, pehmeiden pohjien ja syvänteiden pohjaeläimistön tilan ( $ELS_{ka}$ ) suhde. Avoimet symbolit ovat vertailujärviä ja värilliset säännöstelyjä.  $r$  = Pearsonin korrelaatiokerroin (Iijärven pehmeän pohjan havaintoa ei huomioitu). Ks. myös liite 5.

Heikoimman lenkin luokitusperiaatteen mukaan säännösteltyjen järvien kivikkorantojen eläimistö oli hyvässä tilassa vain Nuas-, Kianta- ja Ontojärvellä, muissa tyydyttävässä (kuva 15). Heikointa tilaa osoittava muuttuja oli viidesti TT, kahdesti PMA tai EPT/Muut ja kerran S (liite 2). Säännösteltyjen järvien syvemmän rannan eläimistö oli heikoimman lenkin perusteella välttävissä tilassa neljällä (Inari, Iijärvi, Vuokkijärvi ja Kemijärvi) järvellä ja kahdella (Koitere ja Kiantajärvi) tyydyttävässä (kuva 16). Näissä heikointa tilaa osoittava muuttuja oli yleisimmin EPT/Muut. Syvänteiden eläimistö oli heikoimman lenkin perusteella alle hyvässä tilassa 69 % säännöstellyistä järvistä (23 järveä) (kuva 17, liite 3). Heikointa tilaa osoittava muuttuja syvänteissä oli joko TT, PMA tai BQI.

Kivikkorantojen ja pehmeiden pohjien pohjaeläimistön tila-arvioiden ( $ELS_{ka}$ ) välillä oli hyvin voimakas korrelaatio ( $r = 0,9$ ; kuva 19), eivätkä  $ELS$ :t eronneet systemaattisesti toisistaan. Ainoa selvästi poikkeava tapaus oli Iijärvi, jossa pehmeän pohjan  $ELS$  oli selvästi pienempi kuin kivikkorannan. Yksittäisten muuttujien osalta kivikkorantojen ja pehmeiden rantojen  $ELS$ -arvoissa oli enemmän vaihtelua (liite 5). Myös rantavyöhykkeen ja syvänteiden eläimistöjen tila-arvioiden välillä oli selkeä yhteys ( $r = 0,73-0,75$ ).

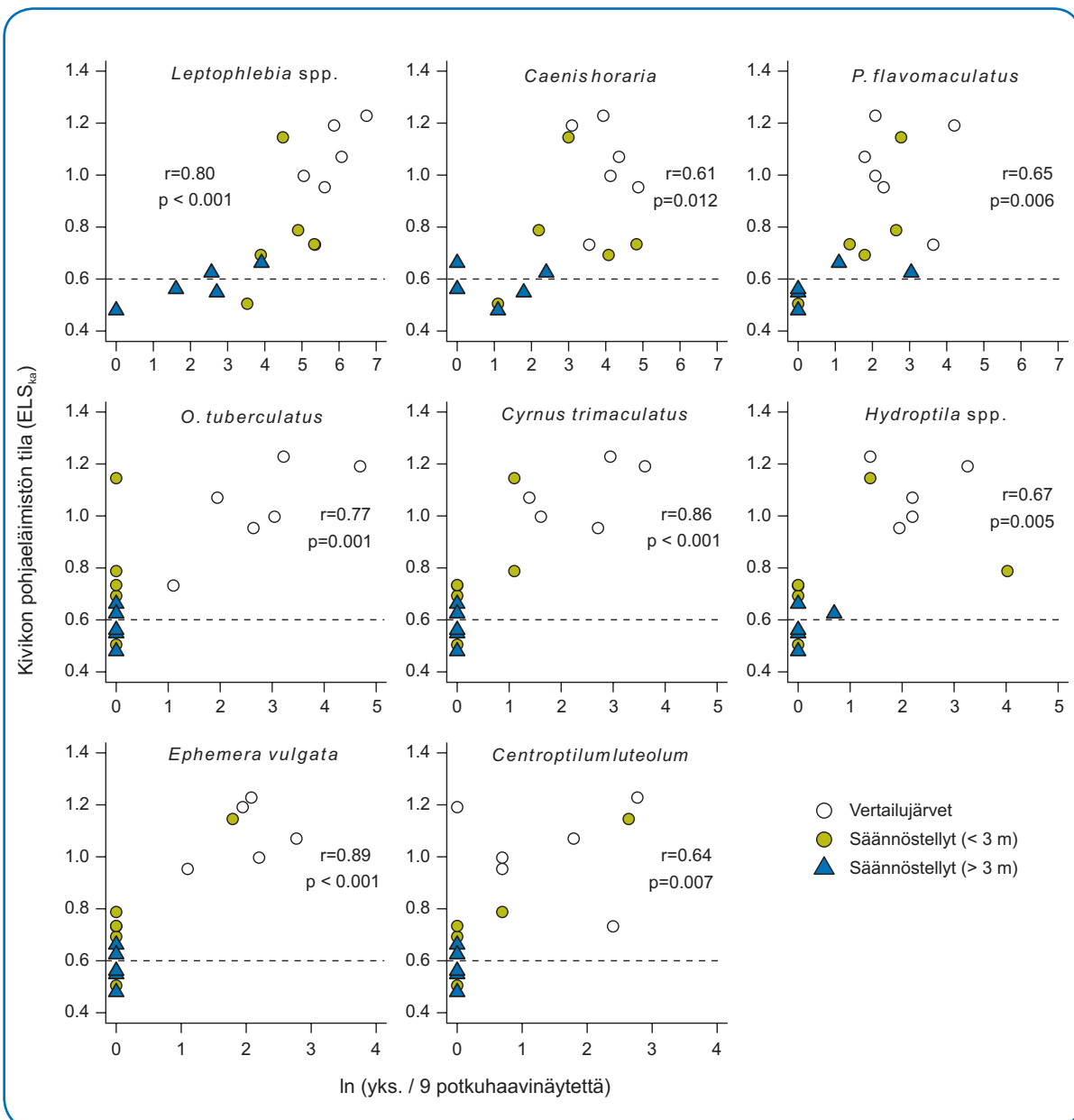
#### 4.3.5.7

##### Tila-arvioiden suhde säännöstelyn voimakkuuteen

Rantavyöhykkeen pohjaeläimistön kaikkien muuttujien skaalatut  $ELS$ :t korreloivat negatiivisesti talvialeneman kanssa ( $r < -0,64$ ,  $p < 0,05$ ; pl ylemmän rannan TTR) (kuva 15, kuva 16). Syvänteiden pohjaeläimistön tila korreloi talvialeneman kanssa vain tyyppissä Sh ( $r < -0,45$ ,  $p < 0,05$ ; pl S) (kuva 17), mutta tällöinkin tila oli voimakkaammin yhteydessä järven rehevyystasoon (Kok-P, kuva 22). Tyyppien SVh ja Kh, joissa talvialenema oli maksimissaan 1,2 m, syvänteiden minkään muuttujan  $ELS$ :t eivät korreloineet säännöstelyvoimakkuuden kanssa ( $|r| < 0,26$ ,  $p > 0,05$ ; pl tyyppin SVh BQI, joka korreloi sekä talvialeneman että ( $r = 0,56$ ,  $p = 0,05$ ) kokonaisfosforin ( $r = 0,58$ ,  $p = 0,04$ ) kanssa).

### Pohjaeläimistön tilan pikamittarit

Kivikkorantojen 33 vertailujärville ominaisesta taksonista valittiin 16 indikaattorilajikandidaattia, jotka esiintyivät vähintään joka toisella vertailujärvien tutkimuslinjoista (taulukko 14). Näistä viisi taksonia (*Oligochaeta*, *Leptophlebia* spp., *Heptagenia fuscogrisea*, Chironomidae ja *Caenis horaria*) löytyi kaikilta vertailujärvien tutkimuslinjoilta ja kymmenen yli 70 % linjoista. Parhaiten pohjaeläimistön kokonaistilaa (kivikkorantojen  $ELS_{ka}$ ) selittivät suursurviaisen (*Ephemera vulgata*,  $r^2 = 0,80$ ), rysäsirvikkään (*Cyrrnus trimaculatus*,  $r^2 = 0,74$ ) ja paistesurviaisen (*Leptophlebia* spp.,  $r^2 = 0,63$ ) ln-muunnetut runsaudet, mutta myös mm. *Oulimnius tuberculatus*in runsauden ja kokonaistilan suhde oli merkitsevä (taulukko 14, kuva 20).



Kuva 20. Kivikkorantojen pohjaeläimistön tilan ( $ELS_{ka}$ ) ja kahdeksan taksonin ln-muunnetun runsauden (yksilöä 9 potkuhaavinäytteessä) suhde (ks. taulukko 14). Katkoviiva osoittaa hyvän ja tyydyttävän luokan rajan ( $ELS = 0,6$ ).  $r$  = Pearsonin korrelaatiokerroin.



Taulukko 14.

Kivikkorantojen vertailujärville ominaiset taksonit ja niiden joukosta valitut pohjaeläimistön tilan indikaattorit.

Taksoni	p	% <sup>a</sup>	r <sup>2</sup>	F	p	ELS <sub>ka</sub> = <sup>b</sup>
OLIGOCHAETA	1,00	100	0,14	2,3	0,150	
<i>Leptophlebia</i> spp.	1,00	100	0,63	24,2	<0,001	= 0,11 * lnLept spp + 0,33
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	1,00	100	0,01	0,1	0,718	
Chironomidae	1,00	100	0,06	0,8	0,382	
<i>Caenis horaria</i>	1,00	100	0,38	8,4	0,012	= 0,10 * lnCaen hora + 0,54
<i>P. flavomaculatus</i>	1,00	88,9	0,42	10,2	0,006	= 0,12 * lnPolyflav + 0,58
<i>Pisidium</i> spp.	1,00	83,3	0,22	4,0	0,066	
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1,00	72,2	0,59	20,0	0,001	= 0,13 * lnOulitube + 0,68
Ceratopogonidae	1,00	72,2	0,07	1,0	0,336	
<i>Athripsodes cinereus</i>	1,00	72,2	0,13	2,1	0,174	
<i>Stylaria lacustris</i>	1,00	61,1	0,11	1,7	0,210	
NEMATHELMINTHES	1,00	61,1	0,08	1,3	0,280	
<i>Cyrrnus trimaculatus</i>	0,83	61,1	0,74	38,9	<0,001	= 0,18 * lnCyrntrim + 0,65
<i>Hydroptila</i> spp.	0,83	55,6	0,45	11,3	0,005	= 0,13 * lnHydr spp + 0,67
<i>Ephemera vulgata</i>	0,83	55,6	0,80	54,3	<0,001	= 0,22 * lnEpheulg + 0,65
<i>Centroptilum luteolum</i>	0,83	55,6	0,41	9,8	0,007	= 0,16 * lnCentlute + 0,69
<i>Radix peregra</i>	1,00	50,0	0,00	0,0	0,854	
TURBELLARIA	0,83	50,0	0,37	8,3	0,012	
<i>Gyraulus</i> spp.	0,83	50,0	0,03	0,5	0,508	
<i>Cyrrnus flavidus</i>	0,83	50,0	0,36	7,9	0,014	
Corixidae	0,67	50,0	0,01	0,1	0,778	
HYDRACHNELLAE	0,83	44,4	0,00	0,0	0,922	
<i>Tinodes waeneri</i>	0,67	38,9	0,20	3,4	0,085	
<i>Lepidostoma hirtum</i>	0,67	38,9	0,05	0,7	0,411	
<i>Asellus aquaticus</i>	0,50	38,9	0,00	0,0	0,871	
<i>Nemoura</i> spp.	0,67	33,3	0,07	1,1	0,320	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	0,67	33,3	0,04	0,5	0,483	
<i>Mystacides azurea</i>	0,50	33,3	0,54	16,6	0,001	
<i>Oxyethira</i> spp.	0,67	22,2	0,14	2,2	0,157	
<i>Molanna angustata</i>	0,67	22,2	0,01	0,1	0,719	
<i>Cloeon dipterum</i>	0,50	22,2	0,02	0,3	0,585	
<i>Sialis sordida</i>	0,50	16,7	0,26	5,0	0,042	
<i>Limnius volckmari</i>	0,50	16,7	0,10	1,6	0,226	

p = taksonien esiintymistodennäköisyys vertailujärvissä, % = taksonien yleisyys vertailujärvien tutkimuslinjoista, r<sup>2</sup> = taksonien runsauden (ln (yks. 9 potkuhaavinäytteessä)) ja ELS<sub>ka</sub>:n välinen selitysaste (vertailujärvet että säännöstellyt, n=16), F = testisuure, p = regression merkitsevyys.

<sup>a</sup> Näytteenottoonnistus kullakin järvellä oli kolme 20 sekunnin potkuhaavinäytettä 0,4 metrin syvyydestä kolmelta tutkimuslinjalta. <sup>b</sup> Regressioyhtälö on ilmoitettu vain niille indikaattorikandidaateille, joiden runsaus selitti tilastollisesti merkitsevästi (p < 0,05) kivikkorantojen ELS<sub>ka</sub>:a.

## Tulosten tarkastelu

Tämän tutkimuksen päätavoitteena oli arvioida säännösteltyjen järvien pohjaeläimistön tilaa vesienhoitoasetuksen mukaista ekologisen tilan arviointia varten. Työn pääpaino oli ekologisen tilan luokittelumenetelmien kehityksessä ja pohjaeläimistön tilan ja vedenkorkeuden säännöstelyvoimakkuuden suhteen tarkastelussa. Tarkoitusta varten kerättiin uutta pohjaeläinaineistoa sekä voimakkaasti että lievemmin säännöstellyistä järvistä etenkin Kainuun alueelta, missä useimmat Suomen voimakkaammin säännöstellyt järvet sijaitsevat. Huomattava osa tutkimuksen näytteenottoponnistuksesta kohdennettiin vertailuaineistojen kartuttamiseen, sillä tarkoitukseen soveltuvia alueellisia vertailuaineistoja ei ollut aiemmin juuri saatavilla. Näytteenotossa keskityttiin rantavyöhykkeeseen, johon vedenkorkeuden vaihtelun vaikutukset erityisesti kohdistuvat. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistöllä on tärkeä merkitys koko järven toiminnalle ja sen tilan arvioinnin ajateltiin lähtökohtaisesti olevan oleellinen osa myös vesienhoitoasetuksen mukaista järvien ekologisen tilan arviointia. Työ liittyi tiiviisti vesistöjen voimakkaasti muutetuksi nimeämiseen ja tilaltaan alentuneiden vesistöjen ympäristötavoitteiden määrittämiseen.

### 4.4.1

#### Tyypittely

Järvityypittely on perusta onnistuneelle vesienhoitoasetuksen mukaiselle ekologisen tilan arvioinnille. Tyypittelyn testaus, ja luokittelujärjestelmän kehittäminen ylipäättään, edellyttää laajoja biologisia aineistoja ihmistoiminnan vähiten muuttamilta paikoilta. Tässä työssä järvityypittelyn toimivuutta rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen erottelussa tarkasteltiin kokeilunomaisesti syvemmän rannan vertailujärvien aineistolla. Ordinaatioanalyysissä kirkasvetiset (tyyppi Sv<sub>h</sub>) erottuivat jossain määrin tummavetisistä järvistä (tyypit Kh ja Sh). Tummavetiset keskikokoiset ja suuret järvet eivät kuitenkaan erottuneet toisistaan johdonmukaisesti. Tulosten perusteella järven humoosisuuden huomioiminen tyypittelyssä pienentäne ainakin jossain määrin pehmeiden pohjien pohjaeläimistön vertailuolovaihtelua. Järven koko ei kuitenkaan näyttänyt olevan merkittävä pohjaeläinyhteisöjen kannalta, ainakaan tarkastellulla kokovaihtelulla (> 20 km<sup>2</sup>) ja kokotyypittelyllä (A: 5-40 km<sup>2</sup> tai > 40 km<sup>2</sup>). Myös alueellisuus saattaa olla tärkeä tekijä rantavyöhykkeen pohjaeläimistön kannalta. Pehmeiden pohjien vertailuaineistot olivat tässä tarkastelussa kuitenkin varsin suppeita, joten tyypittelyn testausta voi pitää enintään suuntaa antavana. Syvänteissä nykyisenlainen järven koon ja humoosisuuden huomioiva tyypittely on havaittu tarpeelliseksi, mutta myös näytesyvyys (Tolonen ym. 2005) tai järven keskisyvyys (J. Jyväsjärvi ym., julkaisematon) tulisi syvänteissä huomioida.

### 4.4.2

#### Säännöstelyn vaikutukset

##### 4.4.2.1

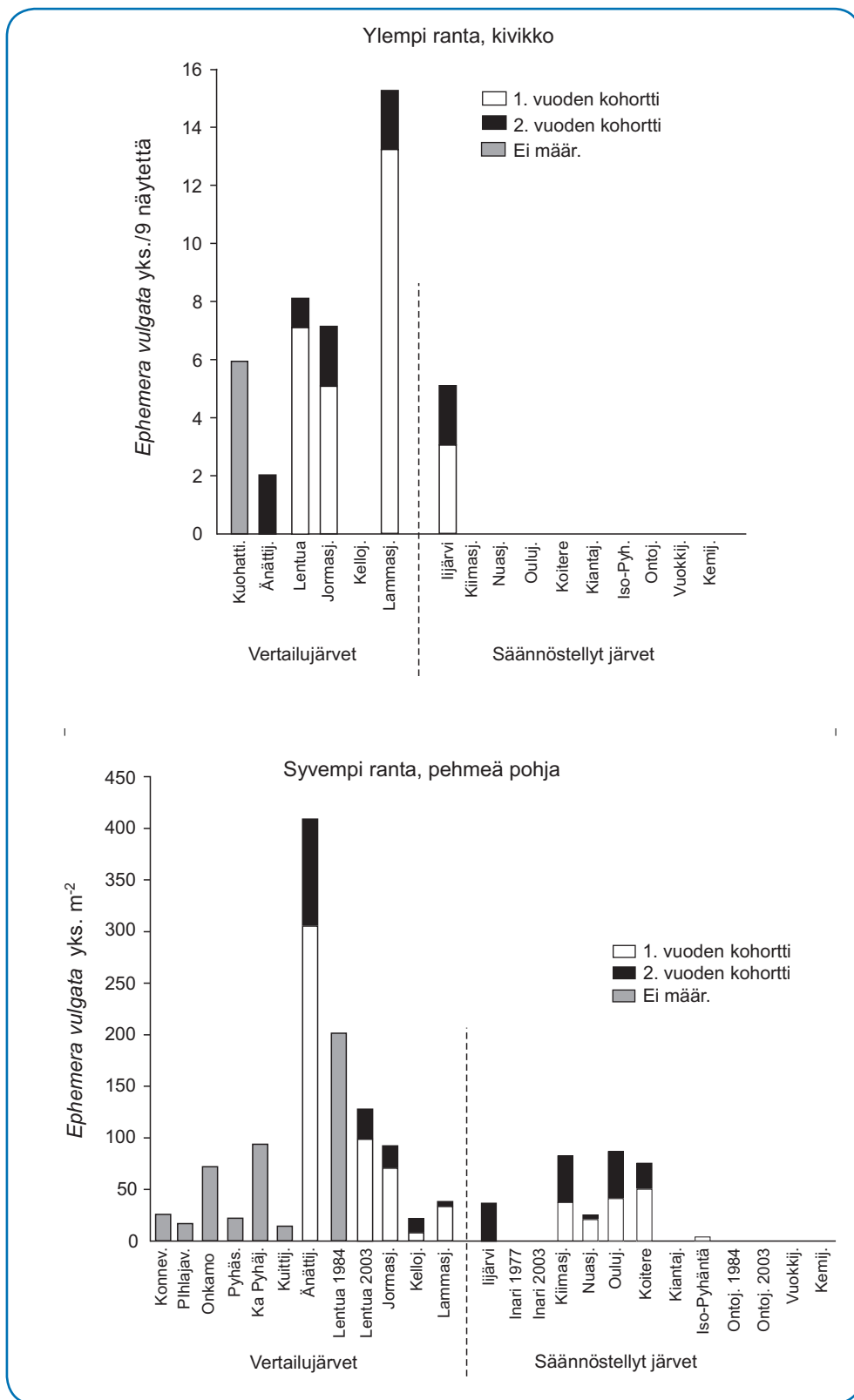
##### Rantavyöhyke

Säännösteltyjen järvien pohjaeläintaksonien määrä oli sekä kivikkorannoilla että pehmeillä pohjilla selkeästi pienempi kuin vertailujärvissä ja taksonimäärä myös väheni johdonmukaisesti säännöstelyvoimakkuuden kasvaessa. Aikaisemmat havainnot sekä lauhkeamman alueen järviltä (Hynes 1961; Smith, Maitland & Pennock 1987), että myös suomalaisista järvistä (esim. Tikkanen ym. 1989) ovat olleet samansuuntaisia. Säännöstelyllä ei kuitenkaan havaittu selkeää yhteyttä pohjaeläinten yksilö-

runsauteen, toisin kuin useimmissa aikaisemmissa tutkimuksissa (mutta ks. Furey, Nordin & Mazumder 2006). Esimerkiksi Ruotsin Blåsjön-järvessä (säännöstelyväli 6 m) eläintiheys oli kymmenesosa läheisen säännöstelemättömän järven pohjaeläintiheydestä (Grimås 1961). Palomäki & Koskenniemi (1993) havaitsivat Oulun läänin Pyhäjärvellä, että pohjaeläinbiomassa saattaa laskea jopa 73 % jäätyksen seurauksena talven aikana. Säännösteltyjen järvien pohjaeläinten maksimirunsaus on usein aivan säännöstelyvyöhykkeen alapuolella ns. rikastumisvyöhykkeessä, jonne kertyy orgaanista ainesta (Grimås 1961, Tikkanen ym. 1989, Palomäki & Koskenniemi 1993). Esimerkiksi Ontojärvellä (talvialenema 3,5 m) pohjaeläinten esiintymismaksimi oli noin 5 m:n syvyydessä (Tikkanen ym. 1989). Luonnontilaisissa järvissä pohjaeläinten runsaus (yksilötiheys tai biomassa) on yleensä suurimmillaan tätä matalammassa vedessä (esim. Särkkä 1983). Tämä saattaa osittain selittää lievemmin säännösteltyjen (~ 1–2 m) järvien syvemmän rannan (2 m) suhteellisen suuren eläintiheyden. Se ei kuitenkaan selitä runsautta säännösteltyjen järvien ylemmässä rannassa, tai suhteellisen suurta voimakkaammin säännösteltyjen järvien syvemmän rannan tiheyttä. Myös näytteenottoajankohta vaikuttaa havaittuihin eläinmääriin; tässä tutkimuksessa pohjaeläinnäytteet kerättiin syksyllä, kun talvialeneman ja jäätyksen vaikutukset näkynevät selvimmin kevään ja kesän eläinmäärissä (Grimås 1961, Tikkanen 1989). Vaikutus saattaa lisäksi olla biomassaan suurempi kuin tiheyteen. Ontojärven 2 m syvyyden pohjaeläimistön biomassa oli vuonna 1984 2,5-kertainen säännöstelemättömään Lentuaan verrattuna, kun vastaava tiheyksien suhde oli 1,6 (Tikkanen ym. 1989). Tämän työn aineistossa Ontojärven ja Lentuan (samat paikat kuin Tikkasella) tiheyksien suhde oli 1,3. Myös Palomäen (1994) mukaan pohjaeläinten biomassalla ja säännöstelyvoimakkuudella on voimakas yhteys.

Ordinaatioissa jo lievästi säännöstellyt järvet (talvialenema 1,2–1,8 m) erottuivat vertailujärvistä. Lievästi säännöstellyt järvet erosivat vertailujärvistä myös useiden luokittelumuuttujien perusteella. Nämä tulokset ovat uusia ja hieman yllättäviäkin, sillä aiemmissa tutkimuksissa lievällä säännöstelyllä ei ole yleensä havaittu selkeitä vaikutuksia (mutta ks. Palomäki 1994). Esimerkiksi Skotlannin järvillä alle 5 m vedenkorkeuden vaihteluilla ei havaittu vaikutuksia rantavyöhykkeen eläimistöön (Smith ym. 1987). Skotlantilaiset järvet eivät kuitenkaan jäädy talvella eikä vedenpinnan vaihtelu yleensä noudata selkeää vuosirytmää (Marttunen ym. 2006). Säännöstelyn vaikutukset lienevätkin erityisen voimakkaita pohjoisilla järvillä, missä säännöstelyvyöhykkeen pohja talvella jäätyy. Myöskään aiemmassa, osin samojen järvien pehmeiden pohjien eläimistön vertailussa lievemmin säännöstellyt järvet eivät eronneet vertailujärvijoukosta (Hämäläinen & Aroviita 2003). Nykyisessä työssä vertailuaineistot olivat kuitenkin edustavammat, mikä selittää lievemmin säännösteltyjen järvien erottumisen vertailujärvistä.

Lievästi säännöstellyillä järvillä säännöstelyn vaikutus oli pääsääntöisesti suurempi ylemmän rannan kivikossa kuin syvemmässä rannassa. Esimerkiksi vertailujärville hyvin tyypillinen suursurviainen (*Ephemera vulgata*) puuttui ylemmästä rantavyöhykkeestä Iijärveä lukuun ottamatta kaikista säännöstellyistä järvistä, mutta syvemmässä rannassa vain voimakkaimmin (talvialenema > 2–3 m) säännöstellyistä järvistä (kuva 21). Myös joidenkin muuttujien, esim. tyyppiominaisten taksonien (liite 5), ELS-arvot olivat hieman pienempiä ylemmässä rannassa kuin syvemmässä. Vedenkorkeuden vaihtelun vaikutukset näyttävät kohdistuvan erityisen voimakkaasti juuri ylempään rantavyöhykkeeseen, joka kevättalvella joutuu vedenpinnan laskiessa ensimmäisenä kuiville ja usein jäätyy (Palomäki & Koskenniemi 1993). Lievemmin säännösteltyjen järvien (talvialenema < 2 m) syvemmän rannan näytteenottoaikkujen pohja on ollut säännöstelyvyöhykkeen alapuolella ja luultavimmin säilynyt sulana koko talven. Näiden järvien pohjaeläimistön tila (etenkin TT:n ja S:n perusteella) oli odotetusti yleensä parempi verrattuna ylempään rantaan. Voimakkaammin säännösteltyjen jär-



Kuva 21. *Ephemera vulgata* -toukan kahden ikäluokan keskimääräiset yksilömäärät ylempässä ja syvämmässä rantavyöhykkeessä. Järvet ovat talvialeneman mukaan suurenevassa järjestyksessä vasemmalta oikealle, katkoviiva erottaa säännöstellyt järvet.

vien pohjaeläimistöissä ei niinkään ollut eroa kivikon ja syvämmän rannan pehmeän pohjan välillä. Molempien syvyyssvyöhykkeiden eläimistölle kriittisintä lienee pohjan kuivuminen ja jäätyminen kevättalvella. Myös säännöstelyvyöhykkeen laajuus määrännee syvämmällä rannalla selvinneiden ja sieltä kesällä säännöstelyvyöhykkeelle kolonisoivien eläinten määrää.

Lajimäärän ja koostumuksen erot johtuivat pääasiassa useiden päivänkorentojen (Ephemeroptera), vesiperhosten (Trichoptera), kaislakorentojen (Megaloptera) ja kovakuoriaisten (Coleoptera) toukkien puuttumisesta säännöstelyiltä järviltä. Hyvin samankaltaisia tuloksia on raportoitu muualta. Esimerkiksi seitsemän samaa tai läheistä vertailujärviä indikoivaa (eli säännöstelylle herkkää, taulukko 11) lajia (*Caenis luctuosa*, *Ephemera danica*, *Leptophlebia marginata*, *Sialis* spp., *Polycentropus flavomaculatus*, *Oulimnius tuberculatus*, ja *Limnius volckmari*) katosi Llyn Tegid -järveltä Walesistä vedenkorkeuden säännöstelyn (voimakkuus 4,3 m) aloittamisen jälkeen (Hynes 1961). Näistä lajeista kuusi palasi, kun säännöstelykäytännöt lievenivät (Hynes & Yadav 1985). Myös Grimås (1961) havaitsi, että mm. *Sialis lutaria* ja monet muut isokokoiset hyönteistoukat puuttuivat säännöstelyltä Blåsjön-järveltä. Säännöstelylle herkätkä taksonit edustavat useita selkärangattomien ryhmiä ja on vaikeaa löytää niitä yhdistäviä piirteitä ja selitystä niiden säännöstelyherkkyydelle. Yllä mainituista, säännöstelylle herkistä taksonista neljä (*O. tuberculatus*, *E. vulgata*, *L. volckmari* ja *Sialis* spp.) ovat kuitenkin lähes ainoat elinkierroltaan 2-vuotiset lajit koko aineistossa. Tämä viittaa siihen että elinkierroltaan useampivuotiset selkärangattomat ovat erityisen vastustuskyvyttömiä luonnottomille vedenkorkeuden vaihteluille, josta aiheutuvaa toistuvaa stressiä ne eivät kykene välttämään. Myös alustaansa ainakin jossain määrin kiinnittyneet lajit (kuten pyyntiverkon kutovat vesiperhostet *Cyrrnus* ja *Polycentropus*) saattavat olla erityisen riskialttiita siksi etteivät ne ehkä pysty riittävän nopeasti seuraamaan vetäytyvää veden tasoa, tai ainakin siirtyminen aiheuttaa niille merkittäviä kustannuksia. Myös habitaatin rakenteen muutokset (esim. sedimenttien huuhtoutuminen) vaikuttanevat esimerkiksi kaivautuvien *Ephemera*-suursurviaisten selviämiseen (Hynes & Yadav 1985).

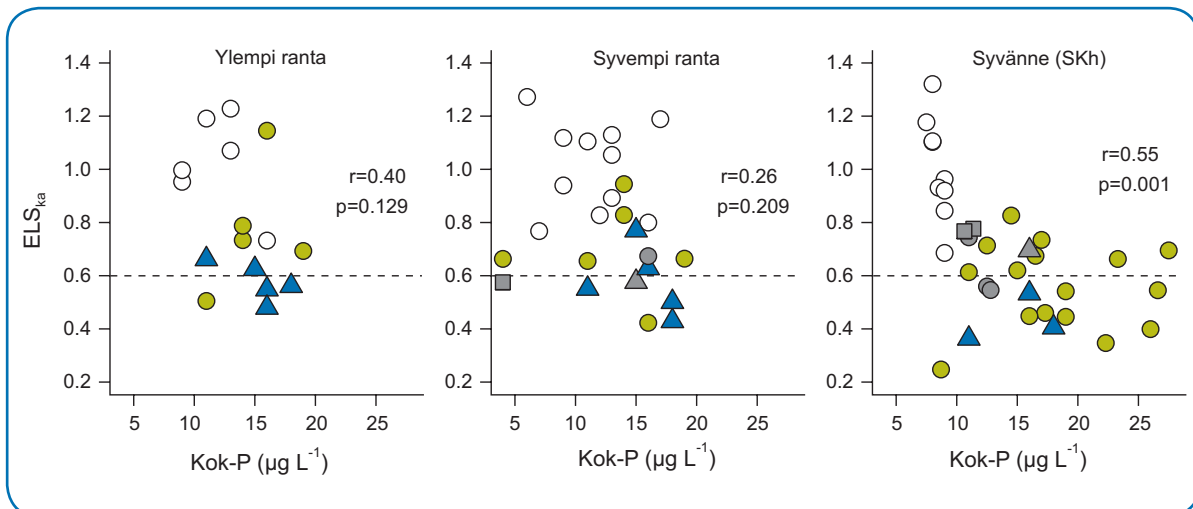
Päivänkorento- ja vesiperhostaksonien säännöstelyherkkyys näkyi myös EPT/Muut-muuttujassa, jolla oli selkeä lineaarinen suhde säännöstelyn voimakkuuteen. Häiriintymättömissä oloissa EPT-taksonien lukumäärä ja EPT/Muut-suhde on yleensä suurempi kivikkorannoilla (vertailujärvien ka: EPT = 19, EPT/Muut = 1,09) kuin syvämmän rannan pehmeillä pohjilla (8 ja 0,74). Kaikista muista muuttujista poiketen EPT/Muut-suhde indikoi kuitenkin hieman parempaa tilaa ylempässä kuin syvämmässä rannassa (liite 4).

#### 4.4.2.2

##### Syväne

Syvänteiden pohjaeläimistön ja säännöstelyn välillä ei havaittu selkeää ja yksiselitteistä yhteyttä. Syvänteiden pohjaeläimistölle tärkeitä tekijöitä ovat etenkin näytteenottosyvyys, alusveden happipitoisuus ja altaan rehevyys (esim. Tolonen ym. 2005). Useimpien muuttujien suhde säännöstelyn voimakkuuteen oli negatiivinen tyypissä Sh ja voimakkaasti säännöstellyt järvet (Kianta-, Vuokki- ja Kemijärvi) erosivat vertailuaineistosta. Kuitenkin myös useiden hyvin lievästi säännösteltyjen järvien syvänepohjaeläimistön tila oli heikentynyt. Rantavyöhykkeestä poiketen syvänteiden pohjaeläimistöllä olikin selkeämpi yhteys järven rehevyytasoon, joka myös selitti paremmin hyvin lievästi säännösteltyjen järvien tilaa (kuva 22). Säännöstelyn vaikutusta veden laatuun on pidetty vähäisenä (Marttunen & Hellsten 2003, Turner ym. 2005), toisaalta Suomen järvistä on saatavilla niukasti vedenlaatuaineistoa säännöstelyä edeltävältä ajalta. Tämän työn aineistossa esimerkiksi kokonaisfosfori





Kuva 22. Ylemmän ja syvämmän rannan sekä syvänteiden (tyyppi Sh) pohjajelämistön tilan (ELS<sub>ka</sub>) suhde fosforipitoisuuteen. Symbolien selitykset ovat kuvissa 16 ja 17.



Kuva 23. Vuokkijärvi (ylin kuva) syyskuussa 2004. Kannot (vas.) ja kuollut kasviaines (yllä) vaikeuttivat näytteenottoa syvämmässä rantavyöhykkeessä. (Kuvat Pasi Toro).



( $r = 0,46$ ,  $p = 0,07$ , ylempi ranta;  $r = 0,50$ ,  $p = 0,02$ , syvämpi ranta;  $r = 0,53$ ,  $p = 0,12$ , tyyppin Sh syvänteet) korreloi positiivisesti talvialeneman kanssa, mikä saattaa viitata säännöstelyn aiheuttamaan ravinnetason kohoamiseen. Toisaalta vertailujärvet sijaitsevat usein lähempänä karuja latvavesiä, missä myös rehevöityminen ja muut ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset ovat vähäisempiä. Mahdollisen rehevöitymisen lisäksi säännöstely saattaa vaikuttaa syvänpohjaeläimistöön välillisesti mm. rantojen eroosiosta aiheutunevan kasvavan sedimentaation kautta (esim. Vuokkijärvi, kuva 23). Ylipäätään tyyppin Sh tuloksiin tulee suhtautua varauksella vertailujärvien huonon edustavuuden takia.

#### 4.4.2.3

##### **Pohjaeläimet ja kalasto**

Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutukset rantavyöhykkeen pohjaeläimistön määrään ja koostumukseen saattavat heijastua myös järven muuhun ravintoverkkoon. Pohjaeläimet ovat merkittävä ravintokohde etenkin monien kalojen poikasvaiheille ja ne ovat tärkeä yhteys sekä alloktonisesta että autoktonisesta perustuotannosta kaloihin (esim. Vadenboncoeur ym. 2002). Joitakin samanaikaisia pohjaeläimistöissä ja kalastossa tapahtuneita muutoksia on havaittu säännöstellyissä järvissä. Esimerkiksi luonnontilaisessa Kemijärvessä oka- (*Pallasea quadrispinosa*) ja valkokatka (*Monoporeia affinis*) olivat tärkeä osa vaellussiikojen ravintoa (Sormunen 1964), kun säännöstellyssä Kemijärvessä vuonna 1984 siikojen ravinnon vallitsevina ryhminä olivat surviaissääskien toukat ja kotelot sekä plankton, eikä katkoja tavattu lainkaan (Huusko 1987). Tärkein (yli 50 % ravinnosta) ravintokohde olivat tällöin vesikirput. Säännöstellyssä Ontojärvessä kalojen (siika ja ahven) mahojen täyteisyys ja käytetyn pohjaeläinravinnon määrä olivat vuosina 1984–1986 säännöstelemätöntä Lentuaa vähäisempiä ja Ontojärven kalat olivat, kuten Kemijärvellä, keskittyneet planktonin hyväksikäyttöön (Tikkanen ym. 1989). Ontojärvellä ahven myös siirtyi kalaravintoon pienikokoisempaan kuin Lentualla. Myös Sutelan ja Vehasen (2008, ks. kpl 5) tulokset rantavyöhykkeen selkärankaisravintoa syövien kalojen vähäisestä määrästä säännöstellyissä järvissä viittaavat säännöstelyn aiheuttamaan kalojen ravinnon saatavuuden muutoksiin.

#### 4.4.3

##### **Pohjaeläimistön tilan arviointi**

Vesistöjen ekologisen tilan arviointia varten valittiin viisi (syvänteissä neljä) pohjaeläimistön tilaa kuvaavaa muuttujaa, joista jokaisen ajateltiin kuvaavan vesienhoitoasetuksen liitteen 1 (VPD:n liite V) sanallisesti määriteltäviä luokittelutekijöitä. Muuttujat yhteismitallistettiin, jotta niistä voitiin laskea yksi ELS-arvo kuvaamaan kunkin elinympäristön pohjaeläimistön tilaa. Nämä ELS-arvot voidaan haluttaessa helposti yhdistää koko järveä koskeväksi pohjaeläimistön tila-arvioksi. Osa luokitukseen sisällytetyistä muuttujista tiedettiin lähtökohtaisesti erottelukyvyltään huonommiksi kuin toiset. Työn tarkoituksena ei kuitenkaan ollut löytää muuttujajoukkoa, joka ensisijaisesti erottelisi säännöstellyt järvet, vaan valita joukko, joka vastaisi parhaiten vesienhoitoasetuksen liitteen 1 luokittelutekijöiden sanallisia määritelmiä. Esimerkiksi vertailujärville ominaisten taksonomisten ryhmien esiintyminen (TTR) tiedettiin erottelukyvyltään heikoksi: yhteisömuutosten täytyy olla hyvin suuria ennen kuin muutos näkyy TTR:n huomioivien ryhmien esiintymisessä. Tästä huolimatta muuttuja sisällytettiin luokitteluun, sillä sen ajateltiin mittaavan vesienhoitoasetuksen edellytysten mukaisesti tärkeiden (engl. major) taksonomisten ryhmien puuttumista.

Luokitusharjoituksen tuloksia tulee pitää alustavina. Tulosten tulkinnassa on myös huomioitava, että tyyppikohtaisia vertailuoloja rantavyöhykkeen pohjaeläimistölle ei aineistojen vähyydestä johtuen ollut käytössä. Tämä järvityyppien yhdistäminen

kuten myös lievästi muutettujen järvien sisältyminen vertailujärvijoukkoon lisäsi luultavasti vertailuolojen vaihtelua. Harjoituksessa erinomaisen ja hyvän tilaluokan raja (E/H) kiinnitettiin REFCOND -ehdotuksen mukaisesti vertailupaikkojen muuttuja-arvojen 10. % -pisteeseen ja luokat jaettiin edelleen tasavälisesti. Tämän prosenttipisteen valintaan tulisi vaikuttaa etenkin arvio ihmistoiminnan laajuudesta vertailupaikkojen joukossa, sillä vertailupaikat eivät juuri koskaan edusta täysin luonnontilaa (vertailuolaja). Viime aikoina on usein käytetty E/H-rajana vertailupaikkojen muuttuja-arvojen jakauman 25. % -pistettä (esim. interkalibrointiharjoitus), jonka käyttö laskisi vielä hieman tässä esitettyjä luokituksia. E/H -raja-arvolla ja edelleen muiden tilaluokkien välityksellä voidaan ylipäättään helposti vaikuttaa luokitustulokseen. Lievimmin säännöstellyt järvet luokittuivat keskimäärin tyydyttävään ja hyvään tilaan ja voimakkaammin säännöstellyt järvet pääsääntöisesti tyydyttävään tilaan. Etenkin Kiantajärven, Iso Pyhännän, Vuokkijärven ja Kemijärven pohjaeläimistön tila oli alentunut suhteessa vertailujärviin. Myös lievemmin säännöstellyt järvien tilassa havaittiin eroavuutta suhteessa vertailujärviin, toisin kuin aikaisemmassa työssä (Hämäläinen & Aroviita 2003), mikä kertonee luotettavien vertailuaineistojen merkityksestä: kun alueellisia vertailuaineistoja oli käytössä, muutosten tunnistamisen herkkyyks parani selkeästi.

Pohjaeläimistön tilan suhde säännöstelyn voimakkuuteen oli selkeä ja ennustettava. Tila oli huonompi kuin hyvä, hieman muuttujasta ja elinympäristöstä riippuen, kun järven talvialenema oli yli 2–3 m (kuvat 15–17). Etenkin koostumuksen ja muiden laadullisten ominaisuuksien perusteella eläimistö erosi vertailujärvistä jo lievemmin säännöstellyillä (talvialenema 1–2 m) järvillä. Tulosten perusteella rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilaa voitaisiin parantaa vain talvialenemaa huomattavasti pienentämällä. Ylemmässä rannassa tämä tarkoittaisi lähestulkoon säännöstelyn lopettamista (kuva 15). Puolestaan 2 m syvyydessä pohjaeläinyhteisöjen tilassa olisi ennustettavissa selkeä parannus, jos talvialenemaa voitaisiin vähentää ainakin alle kolmeen metriin, mutta luultavimmin tarpeellista olisi talvialeneman vähentäminen alle kahteen metriin (kuva 16).

Joidenkin yleisten lajien esiintyminen oli myös selkeästi yhdistettävissä koko yhteisöstä laskettuun tila-arvioon kivikkorannoilla (kuva 20). Malleja voitaisiin, ainakin teoriassa, käyttää pohjaeläimistön tilan mallintamiseen edellytyksellä, että näyteponnistus on sama. Esimerkiksi *Leptophlebia* 50 yksilön runsaus 9 potkuhaavinäytteessä vastaisi hyvää ekologisen tilan luokkaa:  $ELS_{ka} = 0,11 * \ln(50) + 0,33 = 0,77$ . **Toisaalta** esim. pelkkä *Ephemera*-toukkien esiintyminen riittäisi osoittamaan pohjaeläimistön erinomaista tilaa (löytyi aina kun  $ELS_{ka} > 0,8$ ), ja puuttuminen (aina kun  $ELS_{ka} < 0,8$ ) heikompa tilaa (kuva 17). Jälkimmäisessä tilanteessa puolestaan *P. flavomaculatus*-lajin esiintyminen riittäisi luokittelemaan tilan hyväksi ja puuttuminen hyvää huomommaksi (kuva 20). Käytännön etuna pika-indikaattoreiden käytössä olisi se että näytteistä tarvitsisi poimia ja laskea vain indikaattorilajien yksilöt. Tarkastelu ei ole täysin riippumaton, sillä indikaattorilajikandidaatit olivat mukana myös käytetyssä tila-arviossa (kivikkorantojen  $ELS_{ka}$ ). Riippuvuuden poistamiseksi voitaisiin kukin taksoni vuorotellen poistaa testiaineistosta ja rinnastaa taksonin esiintyminen tila-arvioon, joka on tehty ilman kyseistä taksonia. Kaikki  $ELS_{ka}$ :n sisältyvät muuttujat ovat kuitenkin lähes koko pohjaeläinyhteisöstä laskettuja, joten yksittäisen taksonin sisältyminen  $ELS_{ka}$ :han ei liene merkittävä virhetekijä. Eduksi olisi myös mallin testaus toisella, täysin riippumattomalla aineistolla, mutta saatavilla olevat aineistot eivät mahdollistaneet täysin riippumatonta tarkastelua. Lisäksi on korostettava että tarkastelu perustuu pieneen aineistoon ja että esitettyihin pikaindikaattoreihin perustuva luokitus soveltuisi parhaimmillaankin vain sellaisten *säännösteltyjen* järvien tila-arvointiin, joihin ei kohdistu muita ihmistoiminnan aiheuttamia paineita.

Yleisesti ottaen hankkeen tulokset olivat lupaavia, sillä laatutekijöiden vaihtelu oli hallittavissa, kun käytössä olivat suhteellisen yhtenäiset pohjaeläinaineistot. Suomalaisittain voimakkaaseen järvisäännöstelyyn liittyvä vesienhoitoasetuksen mukaisin mittarein havaittavia vaikutuksia järven tilassa ja voimakkaimmin säännöstelyjen järvien alustavalle nimeämiselle voimakkaasti muutetuiksi on biologiset perusteet. Säännöstelyn vaikutukset ilmenivät erityisesti laadullisissa, mutta myös runsautta tai runsaussuhteita kuvaavissa muuttujissa.

## **Kiitokset**

Suuret kiitokset Kainuun (erityisesti Pasi Toro; v. 2002 ja 2004 näytteenotot), Lapin (Kemijärven näytteenotto) ja Pohjois-Karjalan (Rauno Päivinen) ympäristökeskuksille, Olli Nousiaiselle (Jyväskylän yliopisto, v. 2003 näytteenotto) ja Petri Mäkiselle (Jyväskylän yliopisto, eläinten poiminta). Tohtori Kimmo T. Toloselle (Pohjois-Karjalan ympäristökeskus) kiitokset Kuohattijärven aineiston luovuttamisesta käyttöömme. Tätä tutkimusta ovat rahoittaneet Maa- ja metsätalousministeriö, Graninge Kainuu, Vattenfall Oy, Ilomantsin kunta ja Koitereen kalastusalue.



Metsäpeurat ja sähkökalastaja Änättijärvellä. (Kuva Ari Westermark)



# 5 Rantavyöhykkeen kalasto

Tapio Sutela & Teppo Vehanen

5.1

## Johdanto

Järvien vedenkorkeuden säännöstely vaikuttaa voimakkaimmin rantavyöhykkeeseen, joka jää talvella kuivilleen ja/tai jään painamaksi. Koko elämänsä rantavyöhykkeessä elävät kalalajit, kuten kivisimppu, mutua ja kivenuoliainen, saattavat olla erityisen herkkiä säännöstelyn vaikutuksille. Vesi saattaa nousta huomattavasti kudun jälkeen muuttaen mädin kehitymisolosuhteita ja kuoriutuvien poikasten elinympäristöä. Voimakkaasti säännöstellyissä järvissä rantavyöhykkeen kalojen täytyy siirtyä talvella kauas ulapalle päin välttääkseen päälle laskeutuvaa jääkantaa. Syvillä alueilla on selvästi vähemmän suojapaikkoja tarjoavaa pohjakivikkoa kuin rantavyöhykkeessä. Säännöstely köyhdyttää myös rantavyöhykkeen pohjaeläimistöä (Grimås 1961, Palomäki 1994), mikä saattaa vaikuttaa pohjaeläimiä syövien kalalajien, kuten esimerkiksi kivisimpun ja kiiskan ravintotilanteeseen.

Asetus vesienhoidon järjestämisestä edellyttää järvien ekologisen tilan arviointia muun muassa kalaston perusteella. Asetuksen hengen mukaisesti järven ekologista tilaa pitäisi arvioida koko kalaston perusteella, ei pelkästään ulapan kalaston perusteella. Jokaisen järven ekologisen tilan arvioinnissa olisi hyvä tietää vähintäänkin kalalajien kokonaismäärä sisältäen myös rantavyöhykkeen kalalajit. Luotettavaa tietoa rantavyöhykkeen kalojen esiintymisestä ei useimmilla järvillä ole saatavissa ilman rantavyöhykkeen sähkökalastuksia. Saksassa on järvien ulappa- ja profundaalialueiden Nordic-verkkokalastuksen ohella sähkökalastettu myös rantavyöhykkeen kalasto vesipuidedirektiivin vaatimusten täyttämiseksi (Diekmann ym. 2005). Jos säännöstely vaikuttaa voimakkaimmin rantavyöhykkeen kalastoon, tulisi varsinkin säännöstelyjärvien kokonaistilan arvioinnissa ottaa huomioon ulappavyöhykkeen rinnalla myös rantavyöhykkeen kalasto. Rantavyöhykkeen kalalajit eivät ole kalastuksen tai istutusten kohteena, mikä helpottaa niiden käyttöä järven ekologisen tilan arvioinnissa.

Vesienhoitoasetuksen velvoittamien kalastoselvitysten perusmenetelmäksi on vakiintumassa koekalastus Nordic-yleiskatsausverkoilla (Appelberg ym. 1995, Rask ym. 2005), jotka eivät soveltune hyvin rantavyöhykkeen pienkalalajien pyydystämiseen. Muutamissa tutkimuksissa on kuitenkin saatu saaliiksi esimerkiksi mutuja ja kivisimppuja tiheäsilmäisillä verkoilla (Hesthagen ym. 1992, Jørgensen ym. 1999). Tähän mennessä Nordic-koeverkkokalastuksia ei ole juurikaan tehty säännöstelyjärvissä. Valtaosin verkkokalastukseen pohjautuvien kalastustiedusteluiden saalisaineistossa säännöstellyiltä ja säännöstelemättömiltä järviltä vedenkorkeuden vaihtelu ei ollut selkeästi yhteydessä kalaston koostumukseen (Vehanen 2002).

Tämän kalaosion päätavoitteena on tutkia säännöstelyn vaikutusta rantavyöhykkeen kalastoon ja arvioida tutkimusjärvien ekologista tilaa rantavyöhykkeen kalastoon perustuvien muuttujien avulla. Käytimme perusmenetelmänä rantavyöhykkeen sähkökalastusta, mutta testasimme rinnalla myös Nordic-koeverkkojen soveltuvuutta rantavyöhykkeen pienkalalajien pyydystämiseen. Järvien rantavyöhykkeen kalastoa on tutkittu vähän, joten tutkimus tuottaa samalla uutta perustietoa esimerkiksi kalalajien esiintymisestä ja levinneisyydestä. Vuosina 2003–2004 tehdyt rantavyöhykkeen kalatutkimukset olivat osa Suomen ympäristökeskuksen johtamaa Cenoreg-projektia. Vuosien 2005–2007 maastotyöt ja aineiston käsittelyn mahdollisti Maa- ja metsätalousministeriöstä saatu erillinen rahoitus.

## Aineisto ja menetelmät

### Tutkimusjärvien kuvaus

Tutkimusjärvistä 13 sijaitsee Oulujoen vesistöalueella Kainuussa ja muut 10 järveä läheisillä vesistöalueilla Pohjois- ja Itä-Suomessa (taulukko 1 ja kuva 1 luvussa 2). Säännöstelyn voimakkuuden muuttujana käytetty talvialenema vaihteli tutkituissa säännöstelyjärvissä Iijärven 1,19 metristä Kemijärven 6,75 metriin. Yhdeksässä säännöstelemättömässä vertailujärvessä talvialenema oli 0,09–0,48 m. Järvien pinta-alat vaihtelivat Iso-Pyhännän 12 neliökilometristä Pielisen 894 neliökilometriin. Keskisyvyys oli pienin Tyräjärvessä (3,7 m) ja suurin Pielisessä (10,4 m). Järvet olivat oligo- tai mesotrofisia, yleensä kohtalaisesti humuksen värjämiä.

Merkitävimmät tutkimusjärvien hajakuormittajat ovat maa- ja metsätalous. Puunjalostusteollisuuden aiheuttamaa pistekuormitusta on Kemijärvellä ja Oulujärvellä, mutta näillä pinta-alaltaan suurilla tutkimusjärvillä vaikutukset vedenlaatuun jäävät vähäisiksi. Oulujärven koealat sijaitsivat pääosin Ärjänselällä, missä kuormitusvaikutus on jo lieventynyt. Asumajätevesien ja kalankasvatuksen aiheuttamaa pistekuormitusta kohdistuu pienessä määrin useimmille tutkimusjärville tai niiden läheisille yläpuolisille järville. Kalatutkimusten järvet kuuluvat enimmäkseen tyyppeihin Kh (keskikokoiset humusjärvet, väri 30–90 mg Pt/l, pinta-ala 5–40 km<sup>2</sup>) ja Sh (suuret humusjärvet, väri 30–90 mg Pt/l, pinta-ala > 40 km<sup>2</sup>), joista jälkimmäinen tyyppi oli vallitsevampi säännöstelyjärvien joukossa (taulukko 15). Tutkimusjärvien pienen määrän ja tyyppien lähekkäisyyden johdosta koko aineisto käsiteltiin yhtenä ryhmänä. Säännöstelyjärvet olivat mediaanitarkastelun perusteella jonkin verran vertailujärviä suurempia, syvempiä, rehevämpiä ja voimakkaammin humuksen värjämiä (taulukko 15).

Taulukko 15.

Tärkeimpien ympäristömuuttujien mediaaniarvot vertailu- ja säännöstelyjärvillä.

	Vertailujärvet (n = 9)		Säännöstellyt (n = 14)	
	Med	(Min – Maks)	Med	(Min – Maks)
Talvialenema (m)	0,27	(0,09–0,48)	2,87	(1,19–6,75)
Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	26	(13–894)	47	(12–887)
Keskisyvyys (m)	5,2	(3,7–10,4)	5,7	(4,9–8,5)
Kokonaisfosfori (µg l <sup>-1</sup> )	12	(9–18)	15	(11–19)
Väri (mg Pt l <sup>-1</sup> )	50	(32–80)	68	(37–89)

### Sähkökalastukset

Vuosina 2003–2007 sähkökalastettiin rantavyöhykkeen kaloja 14 säännöstelyjärvellä ja 9 vertailujärvellä (taulukot 1 ja 16). Sähkökalastukset tehtiin elokuussa koealojen pintaveden keskilämpötilojen vaihdella välillä 14,1–21,5 °C. Sähkökalastuksia tehtiin keskimäärin 19 (vaihtelu 12–26) järveä kohti niin, että kalastusten lukumäärä oli suurimmillaan suurissa järvissä ja pienimmillään pienissä järvissä.

Koealojen paikat pyrittiin valitsemaan kohtalaisen tasaisesti eri puolilta järveä. Pinta-alaltaan suurella Oulujärvellä näytteenotto painottui kuitenkin Ärjänselälle, ja



Pielisellä vastaavasti Purje- ja Suurselälle. Kiantajärvellä jätettiin järven pohjoisosa kalastusten ulkopuolelle. Koealan paikan valinnassa pyrittiin satunnaisuuteen niin, ettei tietoisesti suosittu tietyn tyyppisiä rantoja. Kalastuksia ei kuitenkaan tehty kaliorannoilla tai veneellä vaikeakulkuisilla matalilla lahdenperukoilla. Koealan täsmällisen paikan valintaan vaikutti viimekädessä tuulen suunta niin, että vain tuulelta ja aallokolta suojaiset rannat kelpuutettiin kalastuspaikoiksi.

Kalastukset tehtiin Hans Grassl GmbH:n ELT 6011 GI Honda GXV50 aggregaattilaitteilla pulssivirralla (50 Hz) ja noin 800–1000 V jännitteellä. Suorakaiteen muotoinen ja yhden aarin kokoinen koeala rajoittui tavallisesti pitemmältä sivultaan rantaviivaan. Koealan sivujen mitat olivat syvillä rannoilla yleensä 5 x 20 metriä. Matalilla rannoilla käytettiin myös 10 x 10 metriä tai esimerkiksi 12,5 x 8 metrin koealoja. Erityisen matalilla rannoilla koeala sijoitettiin niin kauaksi rannasta, että koealan keskisyvyudeksi tuli vähintään noin 20 cm. Tällä menettelyllä saatiin yhtenäistettyä koealojen keskisyvyyksiä ja kohdistettua kalastus suunnilleen sille syvyyvyöhykkeelle, missä oli suurin kalatiheys. Sulkuverkoja käytettiin vain täysin kivettömällä hiekkarannoilla. Jokainen koeala kalastettiin kertaalleen. Saaliin käsittelyssä kaikkien kalojen pituus mitattiin millimetrin tarkkuudella ja kunkin lajin yksilöiden yhteispaino punnittiin gramman tarkkuudella.

Jokaiselta koealalta kirjattiin ylös tarkka sijainti GPS-koordinaatteina, keski- ja maksimisyvyys, kivi- hiekka- ja mutapohjan osuus koealan pinta-alasta, kivikoko luokissa 2–30 cm ja yli 30 cm, säätö ja veden lämpötila. Koealan kasvillisuudesta

Taulukko 16.

Sähkökalastusten ajankohdat, koeverkkokalastusten lukumäärät ja ympäristötietoja koealoilta (v=vertailujärvi, s=säännöstelyjärvi).

Järvi	Vuosi	Sähkökalastuksia	Keskisyvyys (cm)	Kivikko-pohjaa (%)	Vesikasvillisuuden peittävyys (%)
Tyräjärvi (v)	2006	16	20	67	4,3
Simojärvi (v)	2005	21	29	84	3,1
Pesiöjärvi (v)	2004	12	24	50	3,1
Kivesjärvi (v)	2007	17	24	64	5,2
Miekojärvi (v)	2006	19	19	66	7,7
Änäntijärvi (v)	2003	20	31	71	2,2
Lentua (v)	2003	23	35	60	6,8
Kellojärvi (v)	2005	16	27	51	10,6
Pielinen (v)	2007	21	28	90	0,9
Iijärvi (s)	2007	17	26	60	4,5
Hyrnyjärvi (s)	2007	16	28	72	3,1
Nuasjärvi (s)	2007	18	33	87	2,1
Oulujärvi (s)	2004	22	31	75	8,7
Raanujärvi (s)	2006	16	24	60	6,1
Koitere (s)	2005	20	27	55	2,3
Iso-Vietonen (s)	2006	18	25	58	3,2
Kiantajärvi (s)	2004	18	30	57	0,6
Irnijärvi (s)	2006	16	22	58	4,0
Iso-Pyhäntä (s)	2004	18	40	15	15,8
Ontojärvi (s)	2003	20	29	66	2,5
Kostonjärvi (s)	2005	20	27	79	4,6
Vuokkijärvi (s)	2004	20	27	60	3,6
Kemijärvi (s)	2004	26	29	65	3,4
Keskim. vertailujärvillä		18	26	67	4,9
Keskim. säännöstelyjärvillä		19	28	62	4,6

arvioitiin peittävyysprosentit jaottelulla korte, sara, ruoko, kelluslehtiset ja uposlehtiset. Kemijärvellä, Koitereella ja Kostonjärvellä laskettiin koealalla olleiden kantojen lukumäärä ja arvioitiin niiden peittämä osuus koealan pinta-alasta. Kantojen suojassa olleet kalat laskettiin erikseen.

### 5.2.3

#### **Koeverkkokalastukset**

Vuosina 2003 ja 2004 tehtiin sähkökalastuksien yhteydessä rantavyöhykkeen koekalastuksia myös Nordic-yleiskatsausverkoilla yhteensä kahdeksassa järvessä (taulukko 20). Koekalastuspaikat sijaitsivat kahdeksan satunnaisesti valitun sähkökalastusalueen edustalla, joten koeverkkokalastusten yhteismäärä kaikissa järvissä oli 64. Koekalastusverkko laskettiin iltapäivällä noin 1,5 m syvyysvyöhykkeeltä lähtien satunnaiseen suuntaan, ei kuitenkaan rantaan päin niin, että toinen pää olisi tullut matalampaan veteen kuin 1,5 m. Aamulla koetuista verkoista irrotetut kalat mitattiin senttimetrin tarkkuudella ja punnittiin yhteispainot kalalajeittain. Kunkin 2,5 m mittaisen silmäkokopaneelin (yhteensä 12 kappaletta silmäkoissa 5–55 millimetriä) kalat käsiteltiin erikseen.

### 5.2.4

#### **Aineiston tilastollinen käsittely**

Eri kalalajien runsaussuhteiden ja ympäristömuuttujien välisiä yhteyksiä tarkasteltiin kanonisella korrespondenssianalyysillä (canonical correspondence analysis, CCA) vuosien 2003–2005 aineistosta. Kalalajien runsaussuhteita kuvaavana muuttujana käytettiin yksilötiheyttä aarilla ja säännöstelyn voimakkuutta kuvaavana muuttujana talvialenemaa. PC-ORD-ohjelman Monte Carlo -simulaatiota (100 simulaatiota) käytettiin analysoimaan havaittujen riippuvuuksien merkitsevyyttä (McCune & Mefford 1999).

### 5.2.5

#### **Muuttujien valinta**

Vesienhoidon järjestämistä koskevan asetuksen mukaisesti järven ekologista tilaa arvioidaan kalaston lajikoostumuksen, runsaussuhteiden ja ikärakenteen perusteella. Ulapan verkkokalastusaineistolle käytetyistä muuttujista (Vuori ym. 2006) osa ei sovellu rantavyöhykkeen sähkökalastusaineistoille (taulukko 17). Esimerkiksi petomaisten (> 15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus ei sovellu, koska sähkökalastamalla ei saa saaliiksi suurikokoisia ahven- tai kuhayksilöitä. Lajimäärä oli alustavasti mukana ekologisen tilan arvioinnissa, mutta se jätettiin lopulta pois lähinnä siitä syystä, että se korreloi järven koon kanssa. Säännöstelyjärvet olivat keskimäärin suurempia kuin vertailujärvet. Havaittuun lajimäärään saattoi lisäksi vaikuttaa koealojen määrä, joka vaihteli järvittäin. Selkeästi säännöstelyyn reagoivia indikaattorilajeja ei esiintynyt; vaikutukset näkyivät lähinnä kalatiheyksissä. Järvi-tyypille ominaisten lajien käyttöä vaikeuttaa pieni kokonaislajimäärä. Toiseksi järvi-tyyppejä ei eroteltu tässä tutkimuksessa vähäisen järvien määrän takia. Biomassan käyttö runsaussuhteiden kuvaajana on altis suurikokoisten kalayksilöiden aiheuttamalle satunnaisvaihtelulle. Lajisuhteiden tasaisuudessa oli alustavan tarkastelun perusteella suurta vaihtelua vertailujärvien kesken, mikä liittyy järvien pinta-alan suureen vaihteluun tyypittelemättömässä aineistossa. Särkikalajien biomassaosuus on huonosti sopiva muuttuja rantavyöhykkeen tutkimuksissa, koska särkikalaja on harvoin kivikkorantojen sähkökalastussaaliissa.

Taulukko 17.

Järven ekologisen tilan arvioinnissa käytettävät luokittelutekijät ja muuttujat kalaston osalta (Vuori ym. 2006). Rantavyöhykkeen sähkökalastusaineistoilla testatut neljä muuttujaa, joista kolme hyväksyttiin mukaan ekologisen tilan arviointiin.

Luokittelutekijä	Lähinnä ulapan verkkokalastusaineistoille suunnitellut kalastomuuttujat (Vuori ym. 2006).	Rantavyöhykkeen sähkökalastusaineistoilla testatut muuttujat
Lajikoostumus	<ul style="list-style-type: none"> <li>Lajimäärä</li> <li>Indikaattorilajit</li> <li>Järvityypille ominaiset lajit</li> </ul>	Testattu - hylätty
Runsaussuhteet	<ul style="list-style-type: none"> <li>Yksilömäärä</li> <li>Biomassa</li> <li>Lajisuhteiden tasaisuus</li> <li>Särkikalojen biomassaosuus</li> <li>Petomaisten (&gt; 15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus</li> <li>Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde</li> </ul>	Hyväksytty  Hyväksytty
Ikärakenne	<ul style="list-style-type: none"> <li>Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen</li> </ul>	Hyväksytty

Karsinnan jälkeen seuraavat kolme rantavyöhykkeen kalastoon perustuvaa muuttujaa (taulukko 17) valittiin kuvaamaan tutkimusjärvien ekologista tilaa:

- Kalojen kokonaistiheys (yksilömäärä)** laskettiin yhden sähkökalastuskerran saaliista järven kaikkien koealojen keskiarvona. Todelliset kalatiheydet ovat suurempia, sillä osa kaloista karkaa tai taintuu kivien väliin näkymättömiin. Aineisto on kuitenkin sopiva järvien keskinäiseen vertailuun.
- Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde** valittiin toiseksi muuttujaksi. Säännöstelylle muutosherkiksi lajeiksi luettiin rantavyöhykkeen pienkalalajeista muttu, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja kivenuoliainen, sekä pohjaeläimiä rantavyöhykkeessä syövät kiiski ja made. Muutosherkkien lajien biomassa suhteutettiin kokonaisbiomassaan. Tarkastelun rajoittaminen kivikkopohjille perusteltiin sillä, että hiekka- ja mutapohjaisilla alueilla on erilainen kalayhteisö. Kivikkopohjaisiksi määriteltiin ne koealat, joilla pohjan pinta-alasta yli 50 % oli kivikkoa. Biomassan käyttäminen ainakin yhdessä muuttujassa yksilötiheyksien sijaan arvioitiin perustelluksi varsinkin kun kokonaisbiomassa ei ollut valittujen muuttujien joukossa.
- Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintymisen** yhdeksi kohdelajiksi valittiin made, jonka poikaset elävät rantavyöhykkeessä ensimmäiset elinvuotensa. Sähkökalastusten saaliissa oli lähinnä kesänvanhoja (0+) ja yksivuotiaita (1+) mateen poikasia, joten koko madesaalis otettiin mukaan laskentaan. Kesänvanhat ja yksivuotiaat mateen poikaset syövät enimmäkseen pohjaeläimiä, joten säännöstely voi vähentää niiden ravinnonsaantia. Säännöstely saattaa haitata myös mateen lisääntymistä mätikuolleisuuden kautta. Muut valitut säännöstelylle herkäsi arvioidut kalalajit olivat kivisimppu, kirjoeväsimppu, kivenuoliainen ja muttu. Nuoruusvaiheeksi luettiin näillä lajeilla kesänvanhat poikaset, jotka eroteltiin kokoajakauman perusteella. Herkkien kalalajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen laskettiin esiintymisfrekvenssinä, siis monenko kalalajin nuoruusvaiheita keskimäärin esiintyi koealalla.

#### 5.2.5.1

### Ekologisen laatusuhteen arvon laskenta

Ekologinen laatusuhde (ELS) lasketaan luokittelumuuttujan havaitun arvon suhteena vastaavaan arvoon lähellä luonnontilaa olevissa vertailuoloissa. Alkuperäinen ekologinen laatusuhde ( $ELS_{(alkup.)}$ ) laskettiin jakamalla kunkin järven kalastomuuttujan arvo vastaavalla säännöstelemättömien vertailujärvien keskiarvolla. Periaatteessa järviaineisto pitäisi jakaa ensin tyyppeihin ja suorittaa laskelmat sen jälkeen, mutta pienessä aineistossamme tyyppijakoa ei tehty. Kaikki tutkimusjärvet kuuluvat tyyppeihin Kh (keskikokoiset humusjärvet) ja Sh (suuret humusjärvet), jotka eroavat toisistaan vain koon perusteella. Alkuperäiset ELS-arvot yhteismitallistettiin lineaarisella uudelleenskaalauksella niin, että erinomaisen ja hyvän tilan raja määrättiin vertailujärvien 10. %-pisteeseen ( $ELS_{(eh)}$ ) ja tämä kiinnitettiin arvoon 0,8:

$$ELS_{(lopull)} = (0,8 / ELS_{(eh)}) * ELS_{(alkup)}$$

Tasavälisellä luokituksella hyvän ja tyydyttävän raja on siten 0,6, tyydyttävän ja välttävän raja 0,4 ja välttävän ja huonon raja 0,2. Yhteismitallistamisen seurauksena vertailujärvien ELS-arvojen keskiarvo ei säily enää 1,0:ssa.

Yhdistettäessä mediaanimenetelmällä kolmen kalastomuuttujan arvoja laatutekijän yleistilan arvioimiseksi suoritettiin edellä kuvattu yhteismitallistaminen uudelleen.

## 5.3

# Tulokset

### 5.3.1

## Sähkökalastukset

#### 5.3.1.1

### Kalalajisto

Sähkökalastuksissa tavattiin yhteensä 11 kalalajia (taulukko 18). Lajeista mutua, kymmenpiikki, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja kivenuoliainen ryhmiteltiin kuuluvaksi rantavyöhykkeen pienkalalajeihin (rantavedessä eläviin pienikokoisiin kalalajeihin). Nämä lajit elävät ainakin avovesikauden matalassa rantavedessä, joskin kymmenpiikkejä tavataan joissakin järvissä runsaslukuisena myös ulappavesillä. Rantavyöhykkeen pienkalalajien saalis koostui sekä nuorista että aikuisista yksilöistä. Muut kuusi kalalajia, ahven, kiiski, hauki, made, särki ja seipi, elävät aikuisvaiheessa yleensä syvemmissä vesissä. Näiden kalalajien saaliiksi saadut yksilöt olivat enimmäkseen 0+ tai 1+ ikäryhmien yksilöitä.

Rantavyöhykkeen pienkalalajit puuttuivat kokonaan Iso-Pyhännältä ja Vuokkijärveltä (taulukko 18). Kivisimppu ja mutua olivat yleisimmät lajit, kivenuoliainen tavattiin vain kolmelta järveltä. Kymmenpiikkiä tavattiin pelkästään säännöstelyjärviltä. Rantavyöhykkeen pienkalalajien keskimääräinen lajilukumäärä oli vertailujärvillä 1,6 ja säännöstelyjärvillä 1,7 lajia. Muista kalalajeista ahventa, kiiskeä, haukea ja madetta tavattiin kaikilla tai lähes kaikilla järvillä. Särkikalajien esiintyminen ei ollut aivan yhtä yleistä. Seipiä tavattiin vain viidestä säännöstelyjärvestä.

Kokonaislajimäärä vaihteli järvittäin välillä 3–9 (taulukko 18). Kalalajeja tavattiin keskimäärin 6,3 vertailujärvissä ja 6,5 säännöstelyjärvissä, kun vähäisen koekalastusmäärän Pesiöjärvi ei ollut mukana laskuissa. Luvuissa ei ole otettu huomioon järvien koon (regressioyhtälö  $y = 0,72 \ln(x) + 0,118$ .  $R^2 = 0,33$ ) ja koekalastusten järvikohtaisen määrän vaikutuksia muuten kuin jättämällä Pesiöjärvi (vain 12 sähkökalastusta) pois laskuista.

Taulukko 18.

Sähkökalastuksissa saadut kalalajit 9 vertailujärvellä (kursiivilla) ja 14 säännöstelyjärvellä, jotka ovat säännöstelyn voimakkuutta kuvaan talvialeneman mukaisessa järjestyksessä pienimmästä suurimpaan.

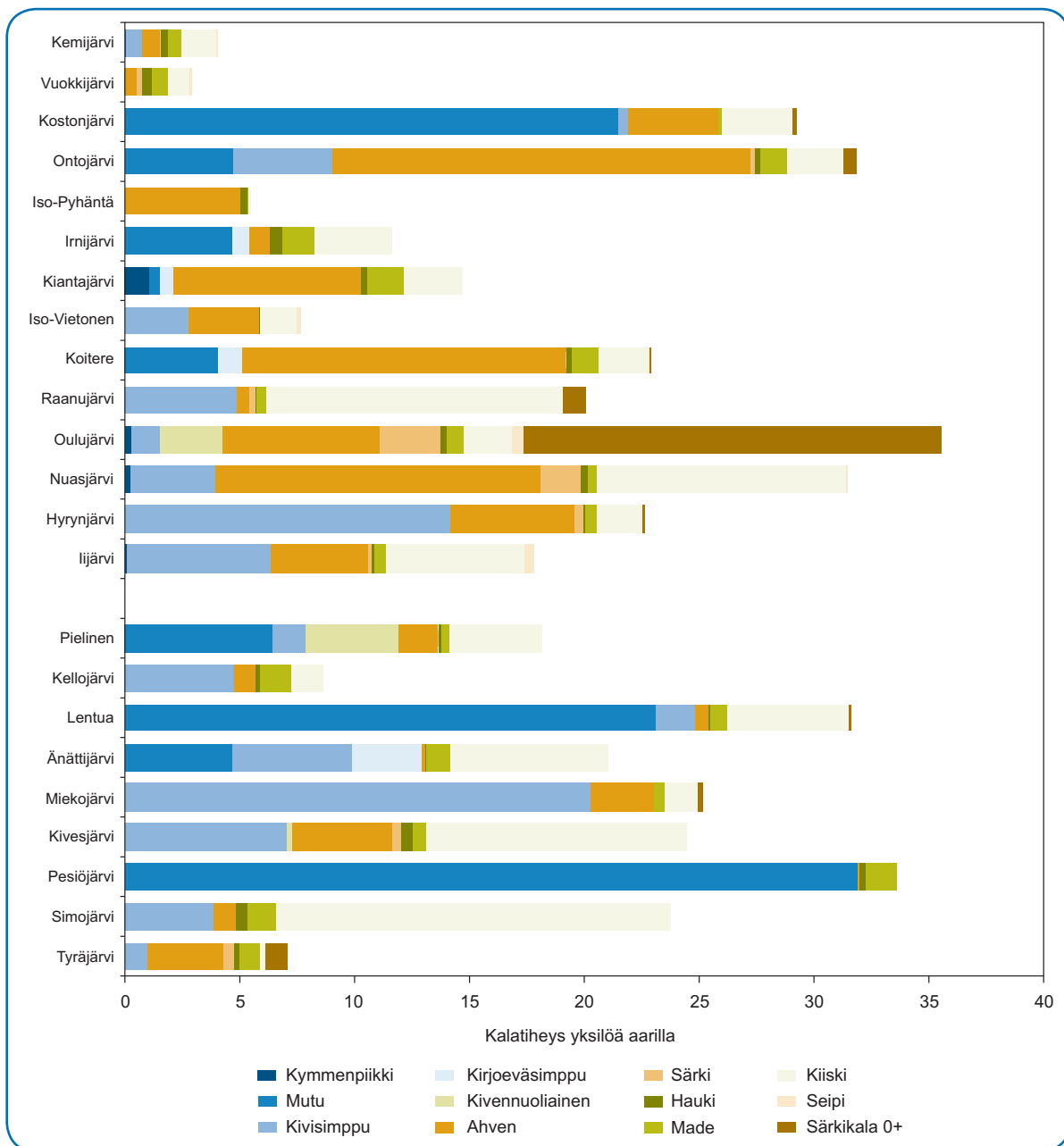
	Mutu	Kymmenpiikki	Kivisimppu	Kirjoeväsimppu	Kivenuoliainen	Ahven	Kiiski	Hauki	Made	Särki	Seipi
<i>Tyräjärvi</i>			x			x	x	x	x	x	
<i>Simojärvi</i>			x			x	x	x	x		
<i>Pesiöjärvi</i>	x							x	x		
<i>Kivesjärvi</i>			x		x	x	x	x	x	x	
<i>Miekojärvi</i>			x			x	x		x		
<i>Änättijärvi</i>	x		x	x		x	x	x	x	x	
<i>Lentua</i>	x		x			x	x	x	x	x	
<i>Kellojärvi</i>			x			x	x	x	x		
<i>Pielinen</i>	x		x		x	x	x	x	x	x	
<i>Iijärvi</i>		x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Hyrynjärvi</i>			x			x	x	x	x	x	
<i>Nuasjärvi</i>		x	x			x	x	x	x	x	
<i>Oulujärvi</i>		x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Raanujärvi</i>			x			x	x	x	x	x	
<i>Koitere</i>	x			x		x	x	x	x	x	x
<i>Iso-Vietonen</i>			x			x	x	x			
<i>Kiantajärvi</i>	x	x		x		x	x	x	x		
<i>Irnijärvi</i>	x			x		x	x	x	x		
<i>Iso-Pyhäntä</i>						x	x	x	x		
<i>Ontojärvi</i>	x		x			x	x	x	x	x	
<i>Kostonjärvi</i>	x		x			x	x		x		
<i>Vuokkijärvi</i>						x	x	x	x	x	x
<i>Kemijärvi</i>		x	x			x	x	x	x	x	x

### 5.3.1.2

#### Kalatiheydet

Yhden sähkökalastuskerran tulosten perusteella arvioidut keskimääräiset kalatiheydet vaihtelivat välillä 3–36 yksilöä aarilla (kuva 24). Paitsi kalatiheydessä, myös eri lajien osuuksissa kokonaissaaliista oli huomattavan suurta vaihtelua. Runsaimpina esiintyneet kalalajit olivat mutu, ahven, kiiski ja kivisimppu. Mutu oli selkeä valtalaji vertailujärvistä Pesijärvellä ja Lentualla, sekä säännöstelyjärvistä Kostonjärvellä. Kiiskiä tavattiin eniten Simojärvellä. Oulujärven 0+ särkikalanpoikasten runsaus perustuu yhden kalastuskerran noin 400 pienen poikasen saaliiseen. Ahvenen tiheys oli suuri monessa kohtalaisen voimakkaasti säännöstelyssä järvissä.

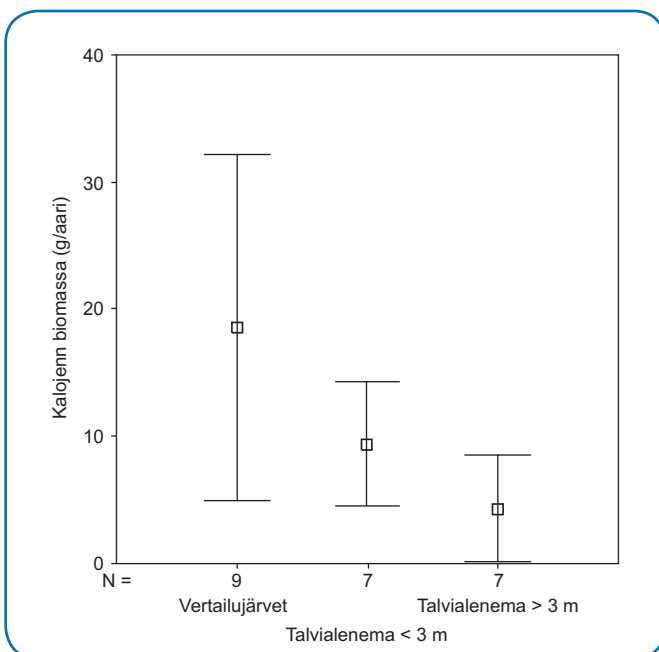
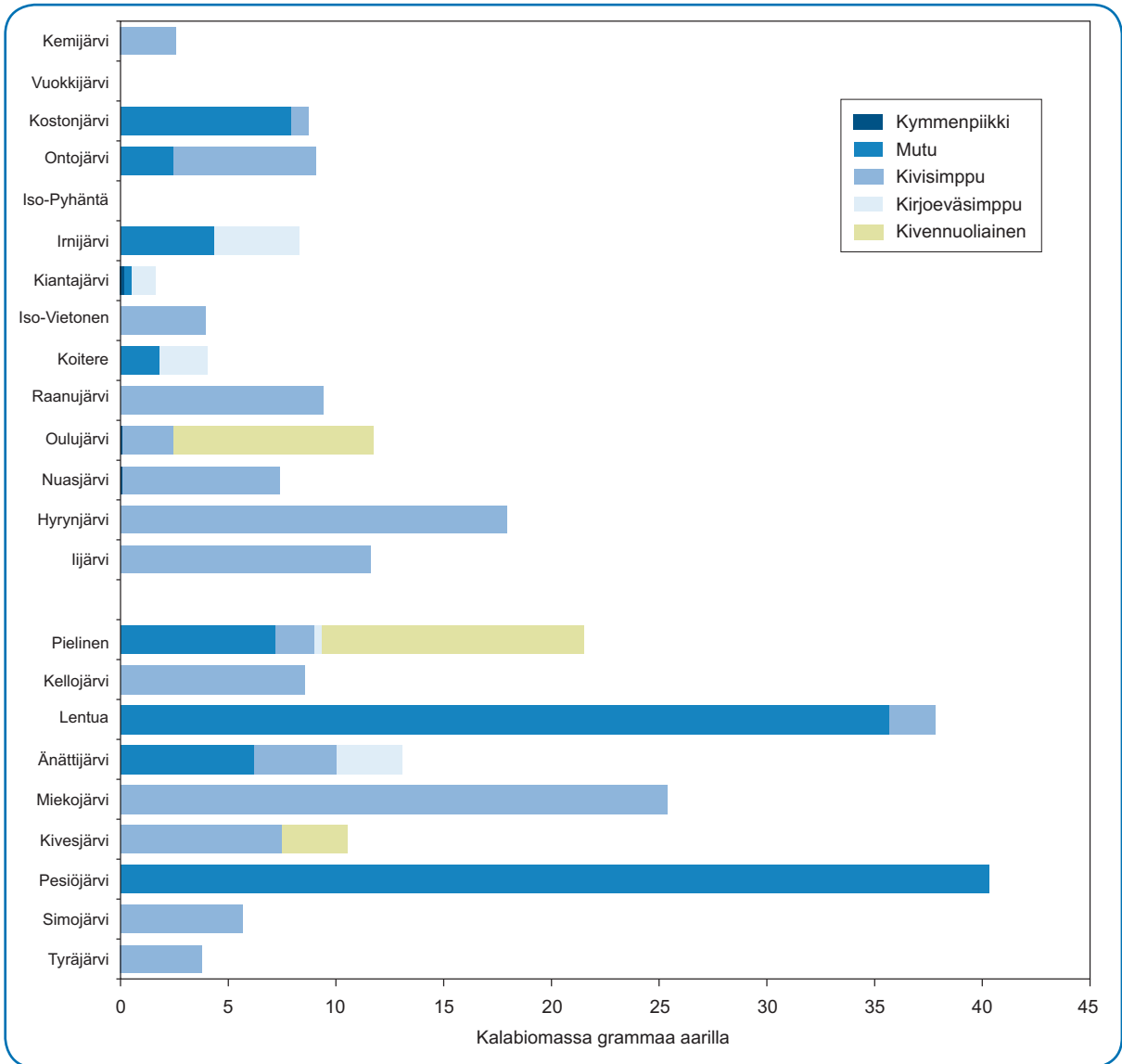
Säännöstelylle herkiksi kalalajeiksi arvioitiin ennakolta rantavyöhykkeen kalalajit, mutu, kivisimppu, kirjoeväsimppu, kivenuoliainen ja kymmenpiikki (kuva 25). Näistä lajeista kymmenpiikkiä tavattiin vain säännöstelyjärvistä, joten tämä piikkikala pudotettiin pois herkkien lajien listalta. Näiden säännöstelylle herkiksi tulkittujen rantavyöhykkeen kalalajien yhteisbiomassa kivikkorannoilla oli suurin vertailujärvillä ja pienin voimakkaasti säännösteltyillä järvillä (kuva 26). Erot olivat suuresta hajonnasta huolimatta tilastollisesti merkitseviä (Kruskall-Wallis,  $p=0,02$ ).



Kuva 24. Rantavyöhykkeen keskimääräiset kalatiheydet lajeittain yhden sähkökalastuskerran perusteella. Yhdeksän vertailujärveä alimpana, säännöstelyjärvet Iijärvestä Kemijärveen talvialeneman mukaisessa järjestyksessä. Valokuvassa sähkökalastajat Ontojärvellä. (Kuva Tapio Sutela)







Kuva 25. Säännöstelylle herkiksi ennakoita arvioitujen rantavyöhykkeen kalalajien keskimääräinen biomassa kivikkorannoilla. Yhdeksän vertailujärveä alimpana, säännöstelyjärvet Iijärvestä Kemijärveen talvalieneman mukaisessa järjestyksessä.

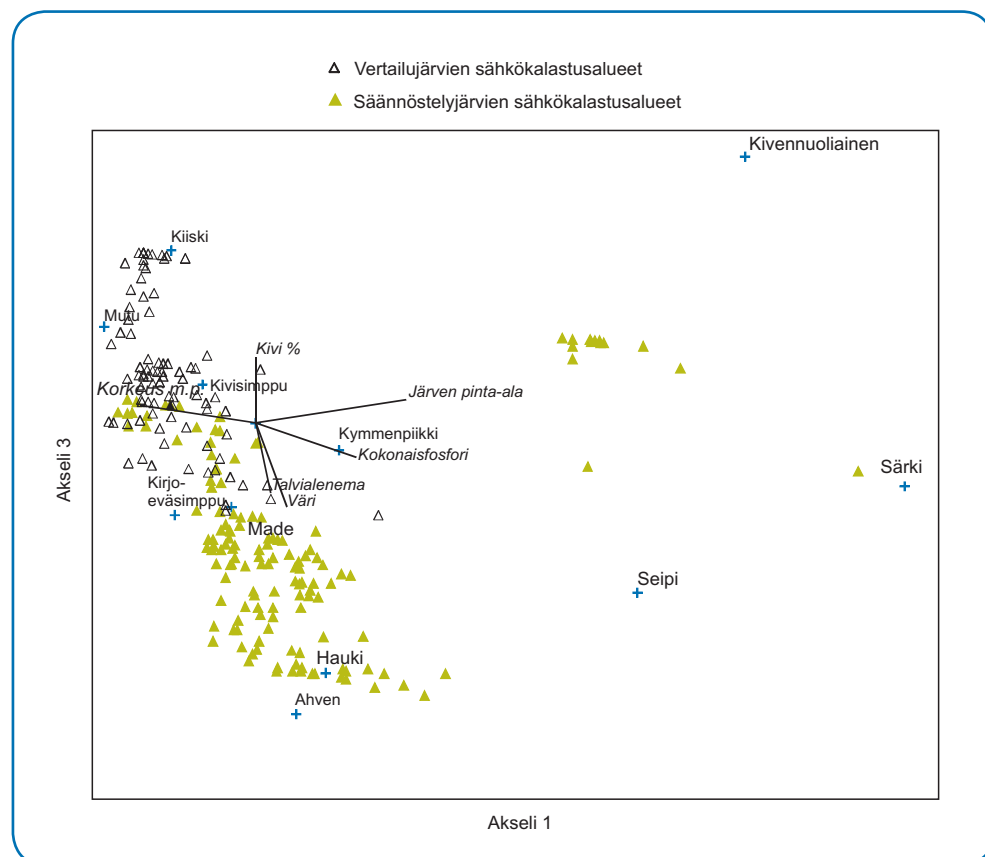
Kuva 26. Säännöstelylle herkiksi tulkittujen rantavyöhykkeen kalalajien (mutu, kivisimppu, kirjoeväsimppu ja kivenuoliainen) biomassa säännöstelemättömien ja säännöstelyjen (talvalienema yli tai alle kolme metriä) järvien kivikkorannoilla. Kuvassa myös järvien lukumäärät (N) ja keskihajonta ( $\pm$ ).

### 5.3.1.3

#### Kalaston suhde muihin ympäristömuuttujiin

Kanonisen korrespondenssianalyysin kolme akselia selittivät yhteensä 24,2 % matrisin kokonaisvaihtelusta (taulukko 19). Kaikkien akselien riippuvuudet kalaston ja ympäristömuuttujien välillä olivat tilastollisesti merkitseviä ( $P=0,01$ ). Ensimmäinen CCA-akseli korreloi voimakkaimmin järven pinta-alan kanssa ja toinen akseli kasvillisuuden peittävyysprosentin kanssa. Säännöstelyn voimakkuutta kuvaava talvialenema nousi esille kolmannella akselilla yhdessä värin kanssa.

Graafisessa tarkastelussa akseliparille 1 ja 3 säännöstelyjärvien ja vertailujärvien koealojen pisteet sijoittuvat suurelta osin eri alueille (kuva 27). Koealojen sijoittumiseen koordinaatistossa vaikuttaa kalaston koostumuksen ohella myös ympäristömuuttujien arvot. Erillinen pisterypäs keskipisteen oikealla puolella muodostuu Oulujärven koealoista. Ykkösakselin suhteen tarkasteltuna suurilla alajuoksun keskimääräistä rehevämällä järvillä viihtyivät varsinkin särkikalat ja kivenuoliainen. Yläjuoksun pieniä oligotrofisia järviä suosi ennen muuta muttu. Kolmosakselin suhteen tarkasteltuna veden värin ja talvialeneman kasvamisesta hyötyisivät lähinnä ahven ja hauki, mutta kärsisivät vastaavasti kiiski ja muttu.



Kuva 27. Kalalajien suhdetta ympäristömuuttujiin kuvaavan kanonisen korrespondenssianalyysin tulos 1- ja 3-akselien suhteen. Avoimet kolmiot kuvaavat vertailujärvien sähkökalastuksien koealoja ja täydet kolmiot säännöstelyjärvien koealoja. Ympäristömuuttujien janojen suunta kuvaa maksimaalisen vaihtelun suuntaa ja pituus vaikutuksen voimakkuutta. Eri kalalajien sijainti kuvaa niiden optimialuetta ympäristömuuttujien suhteen.

Taulukko 19.  
Yhteenveto kanonisen korrespondenssianalyysin tuloksista.

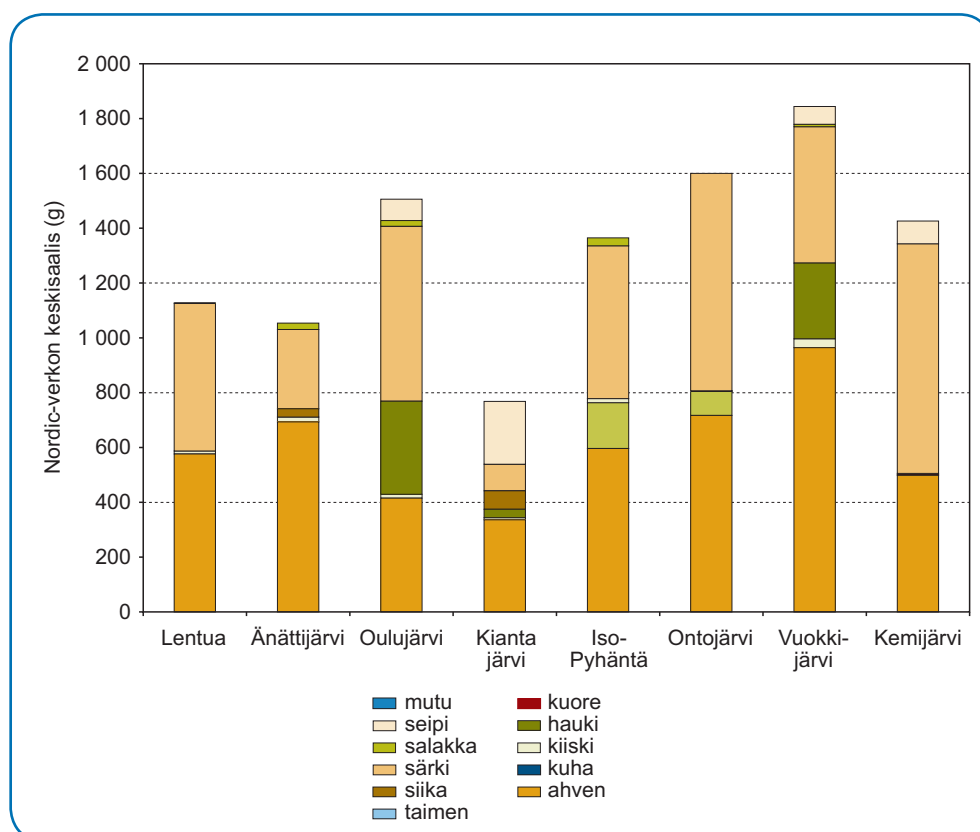
Kokonaisvarianssi =5,26	Akseli 1	Akseli 2	Akseli 3
Ominaisarvo (Eigenvalue)	0,658	0,328	0,268
Kumulatiivinen selitysaste (%)	12,5	18,7	24,2
Monte-Carlo testi (P-arvo, 100 simulaatiota)	0,01	0,01	0,01
Korrelaatiot ympäristömuuttujien ja CCA-akselien välillä*			
Talviaienema	0,076	0,036	-0,608
Leveyspiiri	-0,226	-0,098	0,489
Korkeus merenpinnasta	-0,731	0,290	0,233
Pinta-ala	0,957	-0,109	0,176
Kokonaisfosfori	0,645	-0,148	-0,317
Väri	0,186	-0,125	-0,809
Kivikon osuus koealan pohjan pinta-alasta (%)	0,011	-0,280	0,558
Kasvillisuuden peittävyys (%)	0,415	0,737	-0,127
Maksimisyvyys koealalla (cm)	-0,074	-0,204	-0,086

\* intraset correlations (ter Braak 1986)

### 5.3.2

## Koeverkkokalastukset

Rantavyöhykkeen koeverkkokalastusten pääsaalisajat olivat ahven ja särki (kuva 28). Haukea tuli saaliiksi vain Oulujärveltä (2 kpl) ja Vuokkijärveltä (1 kpl), mutta niiden vaikutus biomassaan oli huomattava. Seipi oli erityisen runsaslukuinen Kiantajärvelä. Kuhaa saatiin vain Iso-Pyhännältä ja Ontojärveltä. Siian ja taimenen saalis oli pieni ja muikku puuttui kokonaan saaliista matalan pyyntisyvyyden ja lämpimän veden



Kuva 28. Keskimääräinen kalansaalis (g) rantavyöhykkeen Nordic-verkkokoekalastuksissa vertailujärvissä Lentua ja Änättijärvi sekä kuudessa säännöstelyjärvessä.

vaikutuksesta. Rantavyöhykkeen pienkaloista saaliina oli kaksi mutua Lentualta 5 mm:n solmuvälin verkosta.

Verrattaessa kahdella menetelmällä saatuja saaliita voidaan todeta, että matalaan rantaveteen lasketut Nordic-verkot eivät sovellu litoraalin pienkalojen kannanarviointeihin (taulukko 20). Yhtään kivisimppua, kirjoeväsimppua, kivenuoliaista tai kymmenpiikkiä ei saatu verkoilla. Toisaalta kuhan, kuoreen, taimenen, siian ja salakan esiintymisestä saatiin havaintoja vain verkkokalastuksella. Mateen ja hauen esiintyminen saatiin sähkökalastuksella verkkokalastusta paremmin esille. Koeverkkokalastus laajentaa ja täydentää sähkökalastuksella matalimmasta rantavedestä saatua kuvaa hieman kauemmaksi rannasta ja syvempään veteen. Kahden menetelmän tarkempi vertailu tehdään myöhemmin erillisessä julkaisussa. Pienessä aineistossamme säännöstelyjärvien koeverkkosaalis ei poikennut olennaisesti vertailujärvien saaliista (kuva 28).

Taulukko 20.

Eri kalalajien esiintyminen rantavyöhykkeen verkkokalastusten (x) ja sähkökalastusten (o) saaliissa kahdeksalla tutkimusjärvellä. Viisi rantavyöhykkeen pienkalalajia taulukon alaosassa.

	Lentua	Änättijärvi	Oulujärvi	Kiantajärvi	Iso-Pyhäntä	Ontojärvi	Vuokkijärvi	Kemijärvi
Ahven	xo	xo	xo	xo	xo	xo	xo	xo
Kuha					x	x		
Kiiski	xo	xo	xo	xo	xo	xo	xo	xo
Hauki	o	o	xo	o	o	o	xo	o
Kuore								x
Taimen				x				
Siika		x		x				
Särki	xo	xo	xo	x	x	xo	xo	xo
Salakka		x	x		x		x	
Seipi			xo	x			xo	xo
Made	o	o	o	o	o	o	o	o
Mutu	xo	o		o		o		
Kymmenpiikki			o	o				o
Kivisimppu	o	o	o			o		o
Kirjoeväsimppu		o		o				
Kivenuoliainen			o					
Verkkosaalislajeja	4	5	6	6	5	4	6	5
Sähkökalastuslajeja	7	8	9	7	4	7	6	8
Lajeja yhteensä	7	10	10	11	7	8	7	9

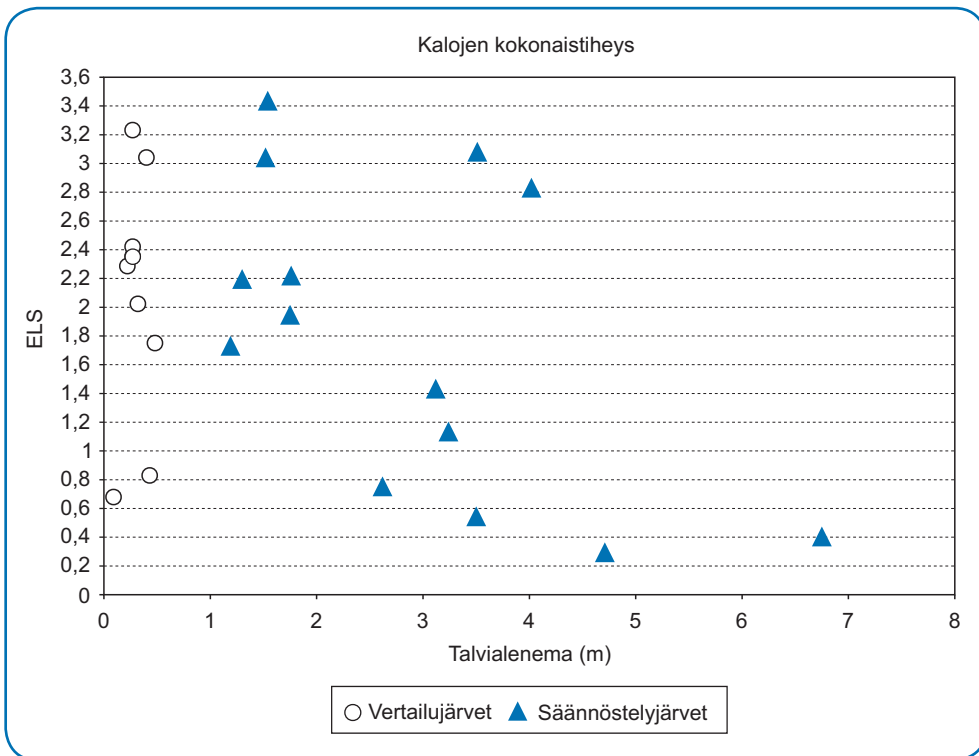
#### 5.4

## Tutkimusjärvien ekologisen tilan arviointi rantavyöhykkeen kalaston perusteella

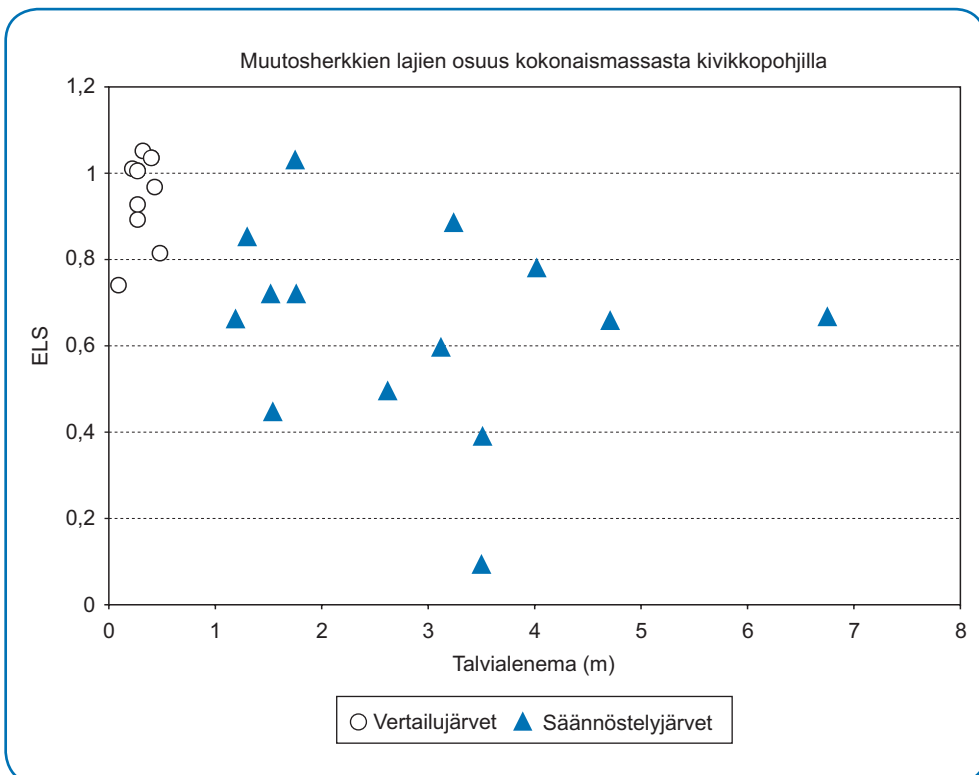
### 5.4.1

#### Kalojen kokonaistiheys

Kalojen kokonaistiheydestä lasketuissa vertailujärvien ekologisen laatusuhteen (ELS) arvoissa oli huomattavan suurta vaihtelua, mikä heikentää muuttujan soveltuvuutta ekologisen tilan arviointiin (kuva 29). Vaihtelu jatkui suurena myös säännöstelyjärvissä, mutta kaksi voimakkaimmin säännösteltyä järveä (Vuokkijärvi ja Kemijärvi) saivat koko aineiston pienimmät ELS-arvot.



Kuva 29. Rantavyöhykkeen sähkökalastuksiin perustuvan kalojen kokonaistiheysarvion perusteella laskettuja ekologisen laatusuhteen (ELS) arvoja suhteessa talvialenemaan vertailu- ja säännöstelyjärvisissä. ELS-arvot on yhteismitallistettu niin, että luokkarajat ovat seuraavissa raja-arvoissa: erinomainen < 0,8 < hyvä < 0,6 < tyydyttävä < 0,4 < välttävän < 0,2 < huono.



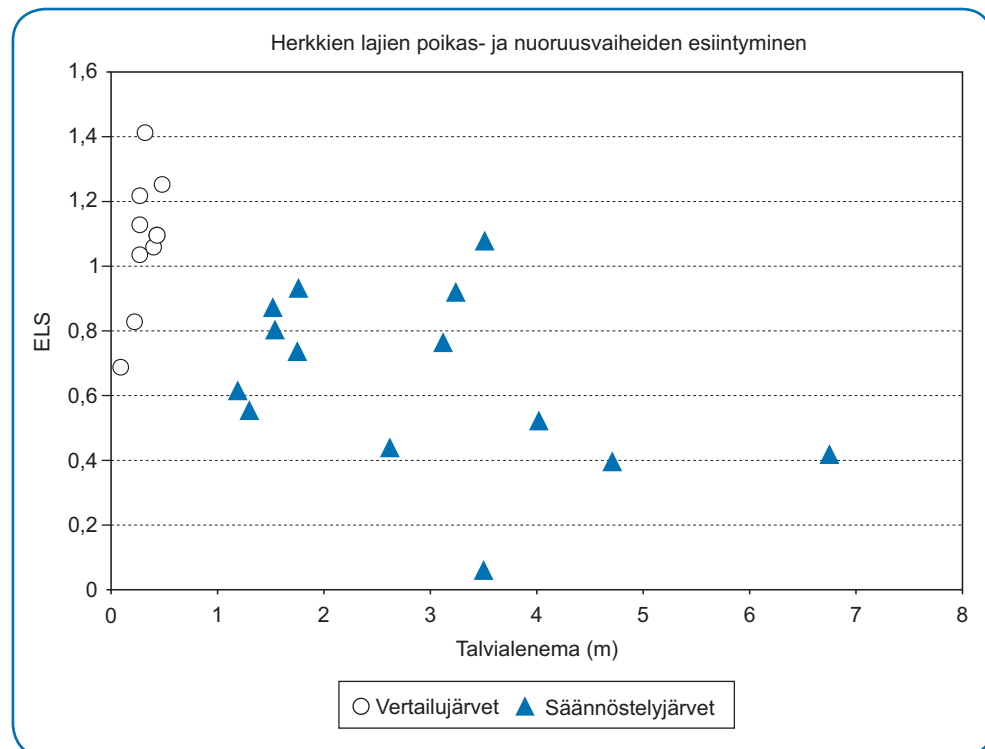
Kuva 30. Muutosherkkien lajien osuuden perusteella laskettuja ekologisen laatusuhteen (ELS) arvoja suhteessa talvialenemaan vertailu- ja säännöstelyjärvisissä. ELS-arvot on yhteismitallistettu niin, että luokkarajat ovat arvoissa 0.8, 0.6, 0.4 ja 0.2.

### Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde

Säännöstelylle herkiksi ennakolta arvioitujen kalalajien (rantavyöhykkeen pienkalalajit mutu, kivisimppu, kirjoeväsimppu, kivenuoliainen ja kymmenpiikki, sekä pohjaeläinsyöjät kiiski ja made) osuus kivikkorantojen kokonaismassasta oli vertailujärvissä tasaisen korkea, mikä näkyy myös vastaavien ELS-arvojen pienenä hajontana (kuva 30). Samansuuntainen rantavyöhykkeen kalaston rakenne on havaittu myös säännöstelemättömillä Konnevedellä, Puruvedellä ja Kuohijärvellä (vrt. Eloranta 1985). Säännöstelyjärvet sijoittuivat enimmäkseen luokkaan hyvä, mutta jakauma kattoi kaikki luokat huonosta erinomaiseen.

### Herkkien kalalajien poikas- ja nuoruuksvaiheiden esiintyminen

Herkkien kalalajien poikas- ja nuoruuksvaiheiden esiintymisessä on nähtävissä kohtalaisen voimakas vaihtelu vertailujärvien kesken. Myös säännöstelyjärvien kesken on suurta vaihtelua, mutta yleissuuntauksena on laskeva trendi talvialeneman kasvaessa (kuva 31).



Kuva 31. Herkkien kalalajien (mutu, kivisimppu, kirjoeväsimppu, kivenuoliainen, made) nuoruuksvaiheiden esiintymisen perusteella laskettuja ekologisen laatusuhteen (ELS) arvoja suhteessa talvialenemaan vertailu- ja säännöstelyjärvissä. ELS-arvot on yhteismitallistettu niin, että luokkarajat ovat arvoissa 0.8, 0.6, 0.4 ja 0.2. Valokuvassa kivenuoliainen. (Kuva Tapio Sutela)



## Kalastomuuttujiin perustuva ekologisen tilan kokonaisarvio

Valittuihin kolmeen kalastomuuttujaan perustuva ekologisen tilan kokonaisarviointi tehtiin ottamalla muuttujien ELS-arvojen mediaani ja yhteismitallistamalla sen jälkeen mediaaniarvot uudelleen (taulukko 21). Vertailujärvillä kaikki kolme kalastomuuttujaa osoittivat samaa ekologista tilaa, joka oli Tyräjärvellä hyvä ja kaikilla muilla järvillä erinomainen. Tyräjärvi on vertailujärvistä matalin ja rehevin, millä saattoi olla vaikutusta rantakalastoon. Säännöstelyjärvillä muuttujista kalaston kokonaistiheys antoi yleensä paremman luokituksen kuin kaksi muuta kalastomuuttujaa. Muuttujat antoivat useilla järvillä selvästi toisistaan poikkeavia luokituksia. Rantavyöhykkeen kalastoon perustuva ekologisen tilan kokonaisarvio vaihteli säännöstelyjärvillä huonosta erinomaiseen. Kaksi voimakkaimmin säännösteltyä järveä sai luokitukseksi välttävä, mutta muuten talvialeneman suuruus ei tuntunut olevan suorassa suhteessa kalastoon perustuvaan luokitustulokseen.

Taulukko 21.

Vertailu- ja säännöstelyjärvien tila muuttujakohtaisesti sekä kokonaistila mediaanitarkastelulla arvioituna. Ekologisen laatusuhteen arvojen mediaanit yhteismitallistettiin ennen kokonaistilan arviointia.

		Kokonaistiheys	Muutosherkkien lajien osuus kokonaismassasta kivikkopohjilla	Muutosherkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen	Kokonaistila
VERTAILUJÄRVET	Tyräjärvi	HYVÄ	HYVÄ	HYVÄ	HYVÄ
	Simojärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Pesiöjärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Kivesjärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Miekojärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Änäntijärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Lentua	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Kellojärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Pielinen	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
SÄÄNNÖSTELYJÄRVET	Iijärvi	ERINOMAINEN	HYVÄ	HYVÄ	TYYDYTTÄVÄ
	Hyrynjärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
	Nuasjärvi	ERINOMAINEN	HYVÄ	ERINOMAINEN	HYVÄ
	Oulujärvi	ERINOMAINEN	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ	HYVÄ
	Raanujärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	HYVÄ	ERINOMAINEN
	Koitere	ERINOMAINEN	HYVÄ	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Iso-Vietonen	HYVÄ	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ
	Kiantajärvi	ERINOMAINEN	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ	HYVÄ
	Irnijärvi	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Iso-Pyhäntä	TYYDYTTÄVÄ	HUONO	HUONO	HUONO
	Ontojärvi	ERINOMAINEN	VÄLTÄVÄ	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
	Kostonjärvi	ERINOMAINEN	HYVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
	Vuokkijärvi	VÄLTÄVÄ	HYVÄ	VÄLTÄVÄ	VÄLTÄVÄ
	Kemijärvi	VÄLTÄVÄ	HYVÄ	TYYDYTTÄVÄ	VÄLTÄVÄ

Iso-Pyhännän ekologinen tila oli rantavyöhykkeen kalaston perusteella arvioituna kokonaisuutena selvästi huonoin. Huonoon arvioon saattaa olla osaselityksenä järven poikkeavat ympäristöolosuhteet. Iso-Pyhäntä on selvimmin suoperäisten humusvesien luonnehtima järvi, jossa on vähän kasvittomia ja isoille ulappa-alueille avoimia kivikkorantoja. Veden laatu ei ole riittävän hyvä mudulle: tämän tutkimuksen aineisto viittasi siihen, että mutua ei esiinny järvissä, joiden kokonaisfosforipitoisuus on yli 15 µg/l. Lisäksi Iso-Pyhännällä jyrkästi viettävä rantakivikko loppuu usein jo muutaman metrin päässä rannasta, jolloin rantakivikossa elävät kalat joutuvat siirtymään talvella kivettömille ja suojattomille pohjille. Säännöstelyllä kuitenkin lienee vaikutusta siihen, että järveltä ei tavattu yhtään rantaveden pienkalalajien yksilöä.

Ontojärvi oli voimakkaimmin säännöstelty järvi, joka sai erinomaisen yleisarvion. Tosin muuttujista yksi osoitti välttävää tilaa, mutta se jää kokonaisarvion mediaanitarkastelussa huomiotta. Usean koealan kohdalla jyrkästi viettävä kivikkopohja jatkui usean metrin syvyyteen kohtalaisen lähellä rantaa, mikä mahdollistaa rantavyöhykkeen kalojen suojaisan siirtymisen syvemmälle talven kuluessa. Voimakkaasti säännöstellyssä Vuokkijärvessä ei tavattu yhtään rantavyöhykkeen pienkalalajia, ja järvi päätyikin yhteisarviossa luokkaan välttävä. Kalojen kokonaistiheys oli pienempi kuin missään muussa järvessä. Voimakas säännöstely yhdistettynä matalaan järveen vaikutti ilmeisen epäedullisesti rantavyöhykkeen kalastoon. Vuokkijärven rantamatalassa pienet kivet olivat tyypillisesti iskostuneet pehmeään pohjaan niin, että kivien alle ei jäänyt suojapaikkoja kaloille. Voimakkaimmin säännöstellyn Kemijärven luokitukseen vaikutti Vuokkijärven tavoin keskeisesti pieni kalojen kokonaistiheys. Kalat eivät käyttäneet Kemijärven rantavedessä olevia kantoja ja juurakoita suojapaikkoinaan (Sutela 2004).

Käytetyt muuttujat ovat vesienhoitoasetuksen mukaisia, mutta mitään niistä ei ole aiemmin sovellettu rantavyöhykkeen sähkökalastusaineistoihin. Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhteessa käytettiin hieman soveltaen muutosherkkien lajien tiheyden suhdetta kokonaistiheyteen, mikä nähtiin stabiilimmaksi vaihtoehdoksi. Järvien ekologista tilaa on muissa tutkimuksissa arvioitu lähinnä Nordic-koeverkkokalastusten perusteella (Rask ym. 2005).

## Kiitokset

Suuret kiitokset maastotöissä ahertaneille Ari Westermarkille (RKTL), Pekka Korhoselle (Kainuun ympäristökeskus), Teija Haatajalle (RKTL), Mika Visurille (Suomen ympäristökeskus) ja Matti Havumäelle (Kainuun ympäristökeskus). Maa- ja metsätalousministeriö rahoitti kalatutkimusta aluksi CENOREG-projektin kautta ja myöhemmin erillisrahoituksella. Lisäksi Kainuun kalantutkimus (RKTL), Kainuun ympäristökeskus ja Kemijoki Oy tukivat osaltaan maastotöiden järjestämistä.

# 6 Säännösteltyjen järvien vaihtoehtoisia luokittelutapoja

6.1

## Vaihtoehtojen kuvaus

Tässä luvussa vertaillaan kolmea erilaista säännösteltyjen järvien tilan arviointivaihtoehtoa. Tarkoituksena on ollut muodostaa toisistaan huomattavasti poikkeavia vaihtoehtoja ja niiden avulla arvioida järven tilan arviointiin valittujen tekijöiden merkitystä lopputuloksen kannalta. Vaihtoehdot eivät sellaisenaan ole toteuttamiskelpoisia, koska yksikään niistä ei tuota riittävän hyvää kokonaiskuvaava järvien ekologisesta tilasta.

Tarkasteltavat vaihtoehdot ovat:

- Ulappavyöhykkeeseen painottuva lähestymistapa
- Rantavyöhykkeeseen painottuva lähestymistapa
- Säännöstelylle herkät indikaattorit.

Ulappavyöhykkeeseen painottuvassa lähestymistavassa tarkasteltavina laatutekijöinä ovat ulapan (syvänteen) pohjaeläimet ja kasviplankton. Rantavyöhykkeeseen painottuva lähestymistavassa tarkasteltavina laatutekijöinä ovat kasvillisuus sekä rantavyöhykkeen pohjaeläimet ja kalasto. Kolmannessa vaihtoehdossa laatutekijöinä ovat tunnistetut säännöstelylle herkät indikaattorit eli vesikasveista isot pohjalehtiset ja pohjaeläimistä tietyt päiväkorento- ja kovakuoriaislajit (taulukko 22).

Taulukko 22.  
Säännösteltyjen järvien tilan arviointivaihtoehtoja.

Laatutekijä	Vaihtoehto 1: Ulappaan painottuva lähestymistapa	Vaihtoehto 2: Rantavyöhykkeeseen painottuva lähestymistapa	Vaihtoehto 3: Säännöstelylle herkät indikaattorit
Kasvillisuus	Ei tarkastella	Vertailujärville ominaisten lajien taksonimäärä, kaikkien lajien runsaus ja muutosherkkien lajien runsaus.	Isojen pohjalehtisten runsaus.
Pohjaeläimet	Ulappa: taksonikoostumus (TT0,25), runsaussuhteet (PMA), muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde (BQI), monimuotoisuus (S).	Rantavyöhyke: taksonikoostumus (TT0,4 %), runsaussuhteet (PMA), tärkeiden ryhmien esiintyminen (TTR), muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde (EPT/muut) ja monimuotoisuus (S).	Rantavyöhykkeen ekologisen tilan indikaattorilajien esiintyminen (esim. tietyt päiväkorento- ja kovakuoriaislajit)
Kalasto		Rantavyöhykkeen sähkökalastusaineistoihin perustuen: lajilukumäärä, kokonaisyksilömäärä, säännöstelylle herkkien kalalajien (rantavyöhykkeen pienkalalajit ja pohjaeläinsyöjät made ja kiiski) osuus kokonaisbiomassasta ja herkkien kalalajien nuoruusvaiheiden esiintyminen.	Ei selkeitä indikaattorilajeja rantavyöhykkeen kalastuksissa, tarvitaan tietoja kalatiheyksistä.
Kasviplankton	Biomassa		

## Tulokset

Ekologisen tilan arviointi tehtiin eri vaihtoehtoissa laatutekijäkohtaisesti eri muutujista lasketun keskiarvon perusteella. Kokonaistilan arviointi tehtiin keskiarvois-tamalla laatutekijäkohtaiset tulokset (taulukko 23). Tarkastelu oli mahdollista tehdä vain niille järville, joista oli olemassa aineistoa useista eri laatutekijöistä sekä pohja-eläimistä syvänteestä ja rantavyöhykkeestä erikseen.

Kostonjärven ja Kemijärven tilaluokka oli rantavyöhykkeeseen painottuvalla lähestymistavalla alempi kuin ulappaan painottuvalla vaihtoehdolla arvoituna. Oulujärvellä ja Nuasjärvellä ero oli päinvastainen, tilaluokka oli parempi rantavyöhykettä painotettaessa. Muissa seitsemässä järvestä lähestymistapa ei vaikuttanut arvioituun tilaluokkaan. Kun arviointi perustui vain säännöstelylle herkkiin indikaattoreihin, aleni tila-arvio odotetusti, etenkin voimakkaimmin säännöstellyissä järvissä: yhdessä järvestä erinomaisesta tyydyttävään, viidessä järvestä erinomaisesta tai hyvästä välttävään ja kahdessa järvestä hyvästä tai tyydyttävästä huonoon. Oulujärvellä tilaluokka säilyi ennallaan, Nuasjärvellä tilaluokka jopa parani vaihtoehtoon 2 verrattuna.

Taulukko 23.

Säännöstelyjen järvien ekologinen tila vaihtoehtoissa 1–3 eri laatutekijöiden keskiarvona laskettuna.

Järvi	Vaihtoehto 1	Vaihtoehto 2	Vaihtoehto 3
Koitere	1,00	0,84	0,34
Oulujärvi	0,48	0,87	0,89
Iijärvi	1,47	1,09	0,43
Kiantajärvi	0,62	0,71	0,37
Vuokkijärvi	0,47	0,56	0,25
Nuasjärvi	0,51	0,79	0,96
Iso-Kiimanen	0,83	0,82	0,85
Iso-Pyhäntä		0,52	0,26
Ontojärvi	0,85	0,81	0,25
Kostonjärvi	0,83	0,67	0,00
Kemijärvi	0,93	0,39	0,00

## Vaihtoehtojen arviointi

Eri vaihtoehtojen käyttöön sisältyy erilaisia reunaehtoja. Taulukossa 24 on vertailtu eri vaihtoehtojen 1-3 vahvuuksia ja heikkouksia rinnakkain.

Taulukko 24.

Eri vaihtoehtojen vahvuuksien ja heikkouksien vertailu.

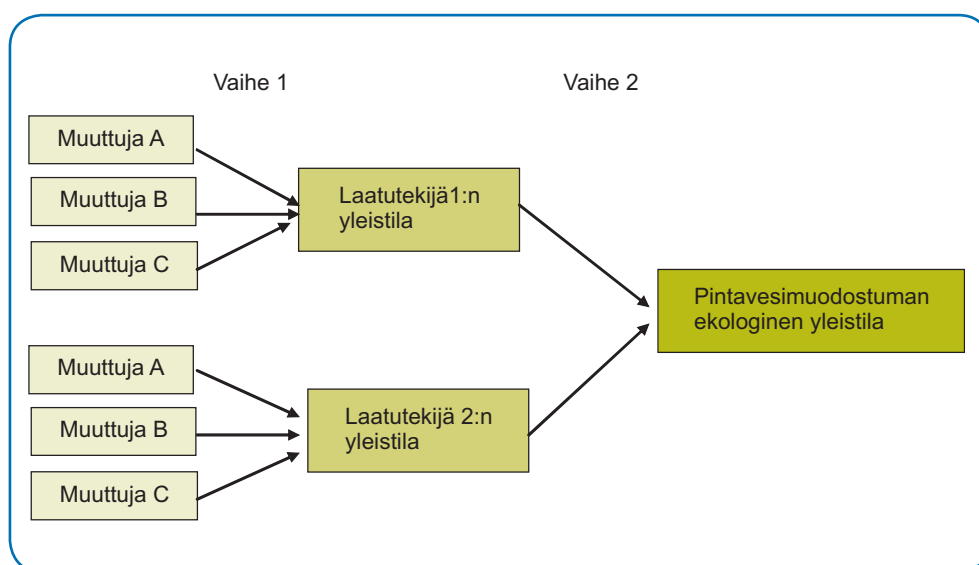
	Ulappaan painottuva lähestymistapa	Rantavyöhykkeeseen painottuva lähestymistapa	Säännöstelylle herkät indikaattorit
Vahvuudet	Sopii suuriin järviin, joissa ulapan osuus merkittävä. Kerätystä aineistosta on helppo tehdä erilaisia analyysejä ja sama aineisto soveltuu samanaikaisesti monen eri muuttavan toiminnan vaikutusten arviointiin.	Reagoi herkästi vesitöissä ja valuma-alueella tapahtuviin muutoksiin. Voi sopia pieniinkin järviin, jos sopiva kivikkohabitaaatteja löytyy riittävästi.	Maastotyöt ja aineiston käsittely eivät vaadi kohtuuttomia ponnistuksia. Keskitytään vain sellaisiin säännöstelylle herkkiin muuttujiin, joita pidetään hyvinä indikaattoreina säännöstelyn ekologisille vaikutuksille. Mittarit ovat sellaisia, että myös maallikot voivat mieltää ja ymmärtää ne.
Heikkoudet	Ei reagoi herkästi vesitöissä ja valuma-alueella tapahtuviin muutoksiin. Ei sovi pieniin järviin, joissa litoraalin merkitys suuri. Ei huomioi rantavyöhykkeen kalastossa ja vesikasvillisuudessa tapahtuvia muutoksia.	Ei huomio suurissa järvissä suurinta osaluuetta eli ulappaa. Ei huomioi kasviplanktonia, josta on olemassa kattavin biologinen aineisto ja sitä kautta luotettavin arvio vertailutilasta. Ei huomio ulapan kalalajistossa tapahtuvia muutoksia (esim. siika, muikku). Ei huomioi syvänteiden hapettomuudesta aiheutuvia vaikutuksia mm. pohjaeläimistöön.	Riski virhearviointiin on suuri, koska indikaattorien vasteeseen liittyy epävarmuutta. Ekologisen tilan pika-mittareiden käyttö edellyttää samaa näytteenotto- ja kalibrointiaineistosta kuin kalibrointiaineistossa. Vesistön tila-arviointi on hyvin kapea-alainen.

## 7 Ekologisen tilan yleisluokitus

Pintavesien ekologisen tilan luokitteluun ei vielä ole selkeästi vakiintunutta menetelmää. Luokittelu tehdään yleensä kahdessa vaiheessa, jolloin ensin määritetään kunkin laatutekijän (esim. kasviplankton, pohjaeläimet) yleistila (kuva 32). Toisessa vaiheessa nämä yleistilat yhdistetään ekologisen tilan kokonaisarvioksi. European Commission (2005) suosittelee jonkin keskiluvun (esimerkiksi mediaani tai keskiarvo) käyttöä vaiheessa 1 ja heikoimman lenkin menetelmää vaiheessa 2. Näin ollen heikoimman laatutekijän yleistila edustaisi koko järven ekologista tilaa. Vaihtoehtoisesti voidaan vaiheessa 2 käyttää esimerkiksi mediaania (Vuori ym. 2006).

Tässä harjoituksessa tarkastelimme tutkimusjärvien yleistilaa niiden rantavyöhykkeen vesikasvillisuuden, pohjaeläimistön (kivikko) ja kalaston perusteella. Tarkastelimme yleistilan muodostumista sekä mediaaniin että heikoimpaan lenkkiin perustuen. Mediaani-ELS:n perusteella kunkin kolmen biologisen laatutekijän tilan ja talvialeneman suhde oli negatiivinen (kuva 33).

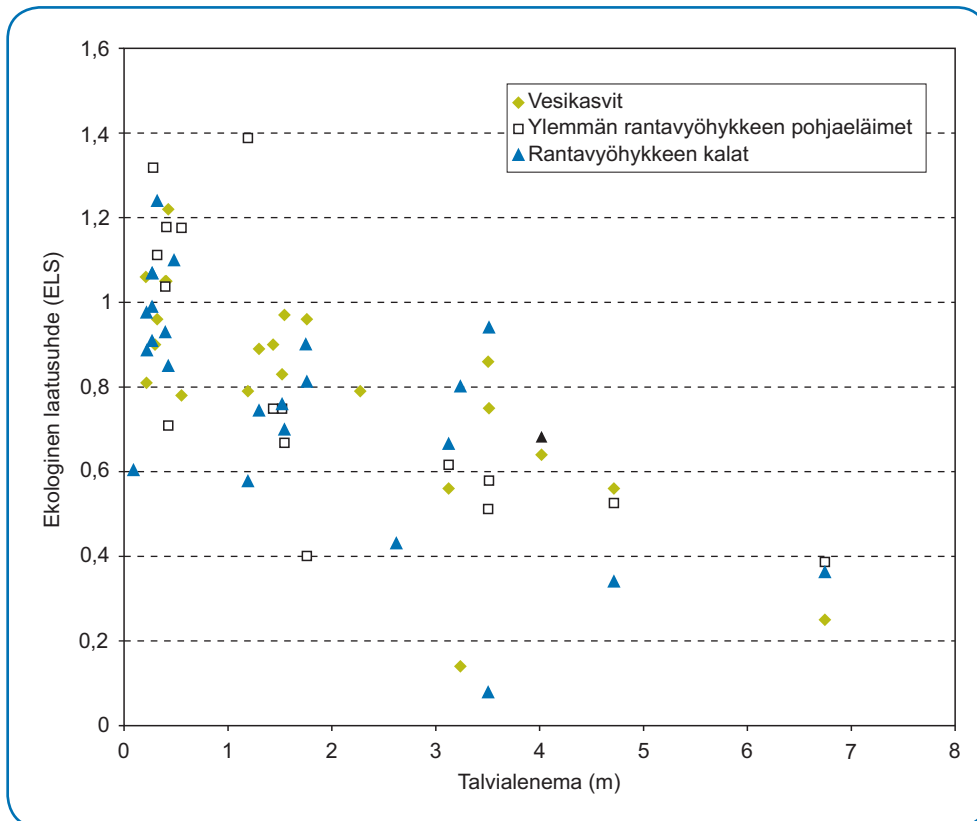
Seuraavassa vaiheessa rajasimme yhdistettävän aineiston kymmeneen järveen, joista jokaisessa oli tutkittu kaikkia kolmea biologista laatutekijää (taulukko 25). Laatutekijät antoivat joissakin järvissä voimakkaasti toisistaan poikkeavan luokituksen. Esimerkiksi Iso-Pyhäntä kuuluu vesikasvien perusteella luokkaan erinomainen ja rantavyöhykkeen kalaston perusteella luokkaan huono. Kahden voimakkaimmin säännöstellyn järven luokitus oli kaikilla laatutekijöillä välttävä tai tyydyttävä. Arvioitaessa järvien ekologista yleistilaa mediaanipohjaiset laatutekijöiden yleistilat yhdistettiin kahdella menetelmällä: käyttäen mediaania tai heikoimman lenkin menetelmää. Luokituksen huomattavasta laatutekijöiden välisestä vaihtelusta johtuen heikoimman lenkin menetelmä tuotti selvästi huonomman arvion järven ekologisesta tilasta verrattuna mediaaniin (taulukko 25).



Kuva 32. Käytettyjen muuttujien ekologisen laatusuhteen (ELS) arvot yhdistetään kunkin laatutekijän (esim. pohjaeläimet, rantakasvillisuus) sisällä niiden yleistilaksi jotakin keskiarvopohjaista menetelmää käyttäen (Vaihe 1). Sen jälkeen arvioidaan pintavesimuodostuman ekologinen yleistila yhdistäen laatutekijöiden yleistilat joko keskiarvopohjaisella menetelmällä (esim. mediaani) tai heikoimman lenkin menetelmällä (Vaihe 2).



Heikoimman lenkin menetelmä on ehkä hyvä käytettäväksi silloin, kun tietoa on vain esimerkiksi kahdesta biologisesta laatutekijästä ja halutaan noudattaa varovaisuusperiaatetta. Kun tietoa on neljästä biologisesta laatutekijästä, voidaan perustellummin hyväksyä mukana yksi huonompi laatutekijä ja arvioida kokonaistilanne mediaanimenetelmällä. Näin varsinkin silloin, jos näytemäärä on vähäinen muita selvästi heikomman laatutekijän kohdalla tai voidaan epäillä esimerkiksi poikkeuksellisten sääolosuhteiden vaikutusta tuloksiin. Olipa menetelmä kumpi tahansa laskennallisen luokan arvioinnissa, voidaan biologisten tekijöiden mukaista arvioitua luokkaa määrittäessä käyttää taustatietona molemmilla menetelmillä saatua tila-arviota.



Kuva 33. Vesikasvien, ylemmän rantavyöhykkeen pohjaeläinten ja rantavyöhykkeen kalojen luokittelumuuttujien ekologisen laatusuhteen arvojen mediaanit suhteessa järven talvialenemaan. Alle yhden metrin talvialeneman järvet vasemmassa reunassa ovat vertailujärviä.

Säännöstelyjärvien rantavyöhykkeen aineistoista saatuja luokittelutuloksia voidaan verrata myös ulappapainotteisten vakio menetelmien antamiin tuloksiin (vrt. taulukot 25 ja 26). Suomen ympäristökeskuksen Hertta-tietojärjestelmästä poimitut, vesienhoitoasetuksen mukaiset luokittelutulokset ovat kohtalaisen kattavia vesikasvien ja kasviplanktonin osalta, mutta vielä toistaiseksi puutteellisia pohjaeläinten ja kalojen osalta (taulukko 26). Pohjaeläin- kala- ja kasviplanktonnäytteet on kerätty lähinnä ulappa- ja profundaalialueilta, joten vain vesikasvit edustavat litoraalia.

Verrattaessa taulukkojen 25 ja 26 luokittelutuloksia nähdään, että kattavasti tutkittu ja voimakkaimmin säännöstellyn Kemijärven ekologinen tila luokituu vesienhoitoasetuksen mukaisten laskennallisten mediaanitulosten perusteella erinomaiseksi, mutta tämän tutkimuksen rantavyöhykettä painottavien tulosten perusteella vain välttäväksi. Muuttujakohtainen tarkastelu viittaa siihen, että pohjaeläimet ja kalat

Taulukko 25.

Kolmen biologisen laatutekijän mediaanimenetelmällä saatu tilaluokitus sekä näistä kahdella yhdistämisperiaatteella (mediaani ja heikoin lenkki) saadut ekologisen tilan yleisluokitukset vertailu- (V) ja säännöstelyjärvisä (S).

Järvi	Talvi- alenema	Vesikasvit	Ylemmän ranta- vyöhykkeen pohjaeläimet	Rantavyöhyk- keen kalat	Yleistila (Mediaani- menetelmä)	Yleistila (Heikoin lenkki)
Änäntijärvi (V)	0,32	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
Lentua (V)	0,40	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
Kellojärvi (V)	0,43	ERINOMAINEN	HYVÄ	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	HYVÄ
Iijärvi (S)	1,19	HYVÄ	ERINOMAINEN	TYDYTTÄVÄ	HYVÄ	TYDYTTÄVÄ
Nuasjärvi (S)	1,52	ERINOMAINEN	HYVÄ	HYVÄ	HYVÄ	HYVÄ
Oulujärvi (S)	1,54	ERINOMAINEN	HYVÄ	HYVÄ	HYVÄ	HYVÄ
Koitere (S)	1,76	ERINOMAINEN	TYDYTTÄVÄ	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	TYDYTTÄVÄ
Kiantajärvi (S)	3,12	TYDYTTÄVÄ	HYVÄ	HYVÄ	HYVÄ	TYDYTTÄVÄ
Iso-Pyhäntä (S)	3,50	ERINOMAINEN	TYDYTTÄVÄ	HUONO	TYDYTTÄVÄ	HUONO
Ontojärvi (S)	3,51	HYVÄ	TYDYTTÄVÄ	ERINOMAINEN	HYVÄ	TYDYTTÄVÄ
Vuokkijärvi (S)	4,71	TYDYTTÄVÄ	TYDYTTÄVÄ	VÄLTÄVÄ	TYDYTTÄVÄ	VÄLTÄVÄ
Kemijärvi (S)	6,75	VÄLTÄVÄ	VÄLTÄVÄ	VÄLTÄVÄ	VÄLTÄVÄ	VÄLTÄVÄ

Taulukko 26.

Suomen ympäristökeskuksen Hertta-tietojärjestelmästä 18.6.2008 poimittuja luokitus tuloksia biologisista muuttujista ja niiden ELS-arvoista mediaanipohjaisesti laskettu tilaluokka.

Järvi	Talvi- alenema	Vesikasvit	(Syvänteiden) pohjaeläimet	(Ulapan ja profundaalin) kalat	Kasviplankton	Laskennallisten ELS-pistearvojen mukainen tilaluokka
Änäntijärvi (V)	0,32	ERINOMAINEN	HYVÄ	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
Lentua (V)	0,40	HYVÄ		ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
Kellojärvi (V)	0,43	ERINOMAINEN			ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
Iijärvi (S)	1,19	TYDYTTÄVÄ			ERINOMAINEN	HYVÄ
Nuasjärvi (S)	1,52	ERINOMAINEN			ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
Oulujärvi (S)	1,54	TYDYTTÄVÄ			HYVÄ	TYDYTTÄVÄ
Koitere (S)	1,76		ERINOMAINEN		ERINOMAINEN	ERINOMAINEN
Kiantajärvi (S)	3,12	TYDYTTÄVÄ			ERINOMAINEN	HYVÄ
Iso-Pyhäntä (S)	3,50	TYDYTTÄVÄ			ERINOMAINEN	HYVÄ
Ontojärvi (S)	3,51	TYDYTTÄVÄ			ERINOMAINEN	HYVÄ
Vuokkijärvi (S)	4,71	TYDYTTÄVÄ			HYVÄ	TYDYTTÄVÄ
Kemijärvi (S)	6,75		ERINOMAINEN	ERINOMAINEN	HYVÄ	ERINOMAINEN

menestyivät Kemijärven syvänteissä ja ulapalla selvästi paremmin kuin rantavyöhykkeessä. Säännöstelyjärvisä oli yhteensä vain kolme pohjaeläimiin tai kaloihin perustuvaa luokitusta, jotka kaikki osoittivat erinomaista tilaa. Lievästi säännösteltyllä Koitereella syvänteiden pohjaeläimet osoittivat erinomaista tilaa, mutta rantavyöhykkeen pohjaeläimet tyydyttävää tilaa (taulukko 26). Aineisto tukee käsitystä siitä, että säännöstely vaikuttaa voimakkaimmin rantavyöhykkeen pohjaeläimiin ja kaloihin. Tässä tilanteessa ulappapainotteiset menetelmät saattavat johtaa liian positiiviseen kokonaisarviointiin säännöstelyjärven tilasta. Lisäksi on mahdollista, että esimerkiksi ulapan koeverkkoalustusten saaliiseen sovelletut muuttujat eivät tunnista parhaalla mahdollisella tavalla säännöstelyyn liittyviä muutoksia kalastossa.

Taulukkojen 25 ja 26 aineisto tarjoaa kahden kattavimmin tutkitun järven osalta mahdollisuuden kokeilla rantavyöhykkeen (3) ja ulapan/syvänteiden muuttujien (3) yhdistämistä kuuden muuttujan yhteistarkasteluksi. Kemijärvellä yhdistäminen johtaisi ekologisen tilan kokonaisarvion välttävän ja tyydyttävän tilaluokan rajamaille. Säännöstelemättömällä Änättijärvellä lopputulos olisi erinomainen, koska kaikki muuttujat syvänteiden pohjaeläimiä lukuun ottamatta osoittavat erinomaista tilaa. Muilta järviltä aineistot ovat vielä puutteelliset edellä esitettyyn yhdistämiseen. Vaihtoehtona edellä esitetyn laskennallisen menettelytavan rinnalla on ottaa huomioon rantavyöhykkeen täydentävät tulokset asiantuntija-arvioinnissa määritettäessä ”biologisten tekijöiden mukaista arvioitua luokkaa”.

Vesikasvien osalta voidaan havaita, että luokitustuloksissa on selviä eroja kahden eri lähteen välillä (taulukot 25 ja 26). Tämän tutkimuksen muuttujien valinnassa painotettiin säännöstelyn vaikutusten kohteena olevia muuttujia, joten erojen esiintyminen on luonnollista. Vastaavasti pohjaeläin- ja kalaosioissakin muuttujien valinta poikkeaa esimerkiksi uusimmista yleisistä suosituksista (vrt. Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008).

## 8 Yhteenveto

Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutus näkyi vesikasvillisuuden yhteisörakenteessa sekä tyyppilajien lukumäärässä ja runsaussuhteissa, mutta ei kaikkien lajien lukumäärässä. Voimakkaasti säännöstellyiltä järvilta puuttuivat useat vertailujärville tyypillisistä lajeista kuten isot pohjalehtiset, uposlehtisistä järvisätkin, kelluslehtisistä ulpukka ja sarakasveista rantaluikka. Vesikasvillisuudesta laskettuja luokittelumuuttujia eritavoin yhdistelemällä saatiin vaihtoehtoisia tila-arvioita. Säännöstelylle herkempien muuttujien painottaminen alensi järven tilaluokkaa, jolloin voimakkaimmin säännöstelyjen järvien tila asettui jopa huonoimpaan mahdolliseen luokkaan, vaikka kaikkien muuttujien kautta laskettuna tilaluokka oli tyydyttävä-välttävä. Tästä huolimatta säännöstelylle herkempien muuttujien painottaminen tila-arviossa ei lisännyt selvästi niiden järvien lukumäärä, jotka asettuivat hyvän tilaluokan alapuolelle. Niissä järvissä, joissa tilaluokka oli jo kaikista muuttujista laskettuna enintään tyydyttävä, se usein vielä heikkeni. Sen sijaan erinomaiseen tai hyvään tilaan kaikkien muuttujien mukaan luokituneet järvet pysyivät pääsääntöisesti erinomaisessa tilassa tai ne laskivat enintään hyvään tilaan.

Vedenkorkeuden säännöstely oli myös merkittävä järvien pohjaeläinyhteisöihin vaikuttava tekijä. Rantavyöhykkeessä etenkin useat päivänkorentojen, vesiperhosten ja kovakuoriaisten toukat puuttuivat säännöstelyjärvilta. Säännöstelyn vaikutukset olivat kaikkein suurimmat matalassa rantavyöhykkeessä voimakkaimmin säännöstellyillä järvillä, mutta myös lievemmin säännösteltyjen järvien (talvialenema 1–2 m) rantavyöhykkeen eläimistö erosi etenkin koostumuksen ja muiden laadullisten ominaisuuksien perusteella vertailujärvistä. Myös säännösteltyjen järvien syvänteiden pohjaeläimistö erosi vertailujärvistä, vaikkakin syvänteiden eläimistön vaihtelu oli voimakkaimmin yhteydessä rehevyyteen. Myöskään syvyyden mahdollista yhteyttä syvänneyhteisöissä havaittuun eroon ei tarkastelussa huomioitu. Työssä kehitettiin luokittelumuuttujia vesienhoitoasetuksen mukaista pohjaeläimistön tilan arviointia varten, johon rantavyöhykkeen pohjaeläimistö näytti soveltuvan hyvin. Alustavassa luokitteluharjoituksessa kaikkein voimakkaimmin säännösteltyjen järvien pohjaeläimistön tilaluokka oli keskimäärin tyydyttävä ja lievemmin säännösteltyjen järvien tyydyttävä-hyvä. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tila oli, hieman muuttujasta ja elinympäristöstä riippuen, huonommassa kuin hyvässä tilassa, kun järven talvialenema oli yli 2–3 m.

Rantavyöhykkeen kalastossa säännöstelyn vaikutus ilmeni lähinnä herkkien kalalajien (esim. mutu, kivisimppu, kirjoeväsimppu, kivenuoliainen) alentuneina tiheyksinä ja runsaussuhteiden muutoksina. Kalojen kokonaistiheys oli kahdessa voimakkaimmin säännöstellyssä järvessä huomattavan pieni. Mikään kalalaji ei kuitenkaan osoittautunut selväksi säännöstelyn indikaattorilajiksi, ja kalasto vaihteli vertailujärvien kesken voimakkaasti. Tutkimusaineistoon kuului erikokoisia järviä, mikä lisäsi vaihtelua lajimäärän suhteen. Kolmeen kalastomuuttujaan perustunut luokittelu sijoitti kaikki vertailujärvet erinomaiseen tai hyvään tilaan. Säännösteltyjen järvien luokitus vaihteli koko skaalalla huonosta erinomaiseen. Rantavyöhykkeessä tehdyt koekalastukset osoittivat Nordic-verkkojen puutteellisuuden varsinkin simppejen, kivenuoliaisen ja mudun esiintymisen ja tiheyksien arvioinnissa. Rantavyöhykkeen sähkökalastus ja Nordic-verkkokalastus täydentävät menetelminä hyvin toisiaan.

Rantavyöhykkeen kalaston, pohjaeläimistön ja vesikasvillisuuden perusteella tehdyt luokitteluharjoitukset antoivat monessa säännöstelyjärvässä toisistaan poikkeavia arvioita järven ekologisesta tilasta. Järven ekologisen tilan arvioinnissa on tällöin merkitys sillä, perustuuko yleistila biologisten laatutekijöiden tulosten mediaaniin vai heikoimmassa tilassa olevaan laatutekijään (ns. heikoin lenkki).

## KIRJALLISUUS

- Alasaarela, E., Hellsten, S., Huusko, A. & Tikkanen, P. 1989. Ekologiset näkökohdat joidenkin Pohjois-Suomen järvien säännöstelyssä. Valtion teknillinen tutkimuskeskus. Tiedotteita 926. 56 s.
- Anon. 2005. Järven, joen ja rannikkoveden pintavesityyppien määrittäminen. Suomen ympäristökeskus, 15.12.2005. 15 s.
- Appelberg, M., Berger, H.-M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J. & Rask, M. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 401-406.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2004a. Inarijärven säännöstelyn kehittämisen vaikutukset rantavyöhykkeen monimuotoisuuteen ja tuottokykyyn – vuosien 1998 ja 2003 pohjaeläinseurannan tulokset. Limnologian ja kalatalouden osasto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto. Raportti. 23.7.2004. 23 s.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2004b. Iso-Pyhäntäjärven ekologinen tila rantavyöhykkeen pohjaeläimistön perusteella. Limnologian ja kalatalouden osasto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto. Raportti. 13.4.2004. 14 s.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2005. Koitereen ekologinen tila rantavyöhykkeen pohjaeläimistön perusteella. Limnologian ja kalatalouden osasto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto. Raportti. 6.6.2005. 11 s.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2008. The impact of water level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 45-56.
- Aroviita, J., Hämäläinen, H. & Holopainen, I.J. 2006. Benthic macroinvertebrates in lakes affected by iron mining waste waters in the Kostomuksha area, northwest Russia. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 29: 2039-2044.
- Aroviita, J., Koskeniemi, E., Kotanen, J. & Hämäläinen, H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic invertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environmental Management* 42: 894-906.
- Bagge, P. & L. Hakkari, 1985. Fish fauna of stony shores of Lake Saimaa (southeastern Finland) before and during the floods (1980–82). *Aqua Fennica* 15: 237–244.
- Barton, D.R. 1996. The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 36: 397-410.
- Brodersen, K.P., Dall, P.C. & Lindegaard, C. 1998. The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: Macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biology* 39: 577-592.
- Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R. & Mehner, T. 2005. Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *Journal of Applied Ecology* 42: 901-909.
- Duarte, C.M. & Kalff, J. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* 31: 1072-1080.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Dynesius, M. & Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern 3rd of the World. *Science* 266: 753-762.
- Eaton, L.E. & Lenat, D.R. 1991. Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's qualitative macroinvertebrate collection method. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 335-338.
- Eloranta, A. 1985. Tutkimuksia eräiden kivikkorantojen kalalajien biologiasta. II. – Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen tiedonantoja 43. 142 s.
- Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000. 2000/60/EY. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L327: 1-72.
- European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document No. 10 River and lakes - Typology, reference conditions and classification systems.
- European Commission 2005. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance document n.o 13. Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential.
- Furey, P.C., Nordin, R.N. & Mazumder, A. 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *Journal of the North American Benthological Society* 25:19-31.
- Gasith, A. & Gafny, S. 1990. Effects of water level fluctuation on the structure and function of the littoral zone. Teoksessa: Large lakes Ecological structure and function, 156-171. Springer-Verlag, Berlin.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). *Institute of Freshwater Research Drottningholm* 42: 183-237.
- Hecky, R.E. 1984. Thermal and optical characteristics of Southern Indian Lake before, during and after impoundment and Churchill River diversion. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 41: 559-590.

- Hellsten, S. 2000. Environmental factors and aquatic macrophytes in the littoral zone of regulated lakes. Causes, consequences and possibilities to alleviate harmful effects. *Acta Universitatis Ouluensis Scientiae Rerum Naturalium A* 348: 1-45.
- Hellsten, S., 2001. Effects of Lake water level regulation on aquatic macrophytes stands and options to predict these impacts under different conditions. *Acta Bot. Fenn.* 171. 47 p.
- Hellsten, S. 2002. Aquatic macrophytes as indicators of water level regulation in northern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 601-606.
- Hellsten, S., Huttu, U., Visuri, M., Kerätär, K., Sinisalmi, T., Riihimäki, J., Juntura, E., Väisänen, T. & Savolainen, M. 2000. Ähtärinjärven säännöstelyn kehittämisselvitys. Alueelliset ympäristöjulkaisut 148. Länsi-Suomen ympäristökeskus. 90 s.
- Hesthagen, T., Hegge, O. & Skurdal, J. 1992. Food choice and vertical distribution of European minnow, *Phoxinus phoxinus*, and young native and stocked brown trout, *Salmo trutta*, in the littoral zone of a subalpine lake. *Nordic Journal of Freshwater Research* 67: 72-76.
- Hill, M.O. 1973. Reciprocal Averaging: An eigenvector method of ordination. *The Journal of Ecology* 61: 237-249.
- Hughes, R. M. 1995. Defining Acceptable Biological Status by Comparing with Reference Conditions. Teoksessa: *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision making*, 31-47, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Huusko, A. 1987. Siian ja ahvenen ravinnosta Kemijärvestä. RKTL, kalantutkimusosasto. *Monistettuja julkaisuja* 68: 195-222.
- Hynes, H.B.N. 1961. The effect of water-level fluctuations on littoral fauna. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 16: 652-656.
- Hynes, H.B.N. & Yadav, U.R. 1985. Three decades of post-impoundment data on the littoral fauna of Llyn Tegid, North Wales. *Archiv für Hydrobiologie* 104: 39-48.
- Hämäläinen, H. & Aroviita, J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö. *Suomen ympäristö* 667: 56-64.
- Hämäläinen, H., Aroviita, J., Koskenniemi, E., Bonde, A. & Kotanen, J. 2007. Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. – Länsi-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4/2007: 1-67 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?content-tid=258381&lan=fi>
- Hämäläinen, H., Koskenniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of WFD: sketches from Finnish rivers. *Tema Nord* 566: 55-58.
- Johnson, R.K. 1998. Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: Detection of impact. *Ecological Applications* 8: 61-70.
- Johnson, R.K. 2003. Development of a prediction system for lake stony-bottom littoral macro invertebrate communities. *Archiv für Hydrobiologie* 158: 517-540.
- Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2002. Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. *Freshwater Biology* 47: 1840-1854.
- Johnson, R.K. & Sandin, L. 2001. Development of a prediction and classification system for lake (littoral, SWEPACLLI) and stream (riffle SWEPACSR) macroinvertebrate communities. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Rapport 2001:23: 1-66.
- Jørgensen, L., Amundsen, P.-A., Gabler, H.-M., Halvorsen, M., Erkinaro, J. & Kantola, L. 1987. Säännöstelyn vaikutuksista eräiden Kainuun järvien littoraalin pohjaeläimistöön. Pro gradu -tutkielma, Eläintieteen laitos, Oulun yliopisto. 84 s.
- Karels, A. E. & A. Niemi, 2002. Fish community responses to pulp and paper mill effluents at the southern Lake Saimaa, Finland. *Environmental Pollution* 116: 309-317.
- Kerätär, K., Visuri, M., Hellsten, S., Ulvi, T., Liekonen, E., Kiviniemi, M., Heikinheimo, O. & Marttunen, M. 2003. Säännöstelyn vaikutukset Kemijärven kalatalouteen. Lapin ympäristökeskuksen moniste 48.
- Keto, A. & Marttunen, M. 2003 (toim.). Vesipolitiikan puitteiden rakennetuissa ja säännöstellyissä vesistöissä. Yhteenveto vuosien 2000-2002 tutkimuksista. *Suomen ympäristö* 667. 189 s.
- Lapin Vesitutkimus Oy 2003. Kemijoen yhteistarkkailu vuonna 2001. Kemijärven pohjaeläintarkkailu. Raportti. 7 s.
- Leka, J., Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Ilvonen, R., Airaksinen, O. 2003. Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Maastomene- telmien ja ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi –projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. 96 s.
- Lenat, D.R. & Penrose, D.L. 1996. History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin North Amer. Benthol. Soc.* 13: 305-307.
- Marttunen, M. & Hellsten, S. 2003. Heavily modified waters in Europe: a case study of Lake Kemijärvi, Finland. *Suomen ympäristö* 630: 1-60.
- Matuszek, J. E. & Beggs, G. L. 1988. Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1931-1941.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software design, USA: Gleneden Beach, Oregon.
- Muotka, J., Savolainen, M. & Torsner, M. 2002. Tapaustutkimustutkimus ekologisen tilan määrittämisen soveltamisesta (Oulujärvi). Raportti. Fortum.
- Niemelä, E. 1999. Spatial distribution of Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) and bullhead (*Cottus gobio* L.) in lotic and lentic habitats of a diversified watercourse in northern Fennoscandia. *Fisheries Research* 41 (1999): 201-211.
- Novak, M.A. & Bode, R.W. 1992. Percent Model Affinity - A New Measure of Macroinvertebrate Community Composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 80-85.



- Nurmi, P. 1998. Eräiden Suomen järvien pohjaeläimistö - Valtakunnallisen seurannan tulokset vuosilta 1989\_1992. Suomen ympäristö 172: 1-74.
- Palomäki, R. 1981. Inarijärven siikamuodot ja niiden ravinnonvalinta. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto.
- Palomäki, R. 1994. Response by macrozoobenthos biomass to water level regulation in some Finnish lake littoral zones. *Hydrobiologia* 286:17-26.
- Palomäki, R. & Koskeniemi, E. 1993. Effects of bottom freezing on macrozoobenthos in the regulated Lake Pyhäjärvi. *Archiv für Hydrobiologie* 128: 73-90.
- Partanen, S. & Hellsten, S. 2005. Quantitative changes of aquatic macrophyte vegetation in large regulated boreal lakes in Finland during the past 50 years. *Fennia* 183: 57-79.
- Quennerstedt, N. 1958. Effect of water level fluctuation on lake vegetation. *Verh.Internat.Ver.Limnol.* 13: 901-906.
- Rajasilta, M., J. Mankki, K. Ranta-Aho, & I. Vuorinen, 1999. Littoral fish communities in the Archipelago Sea, SW Finland: a preliminary study of changes over 20 years. *Hydrobiologia* 393: 253–260.
- Rask, M., Luotonen, H. & Lyytikäinen (toim.) 2005. Kalasto niukkaravinteisen ja kirkasvetisen Karjalan Pyhäjärven ekologisen tilan ilmentäjänä. Rajavesien ekologisen tilan arviointi –hanke. Alueelliset ympäristöjulkaisut 391. 52 s.
- Roy, d., Laperle, M., Boudreault, J., Boucher, R., Schetagne, R. & Therien, N. 1986. Ecological monitoring program of the La Grande complex 1978 – 1984. Summary report. 62 s.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* 39: 173-193.
- Saether, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology* 2: 65-74.
- Sandin, L. 2005. Testing the EC Water Framework Directive "one-out, all-out" rule simulating different levels of assessment errors along a pollution gradient in Swedish streams. *Verh.Internat.Ver.Limnol.* 29: 334-336.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*, University Illinois Press, Urbana, Illinois, USA.
- Smith, B.D., Maitland, P.S. & Pennock, S.M. 1987. A Comparative study of water level regimes and littoral benthic communities in Scottish lochs. *Biological Conservation* 39: 291-316.
- Sormunen, T. 1964. Kemijärven säännöstelyn kalataloudellinen ja limnologinen tutkimus - I. Luonnontila ja ehdotukset. Kalataloussäätiön monistettuja julkaisuja nro 8 19,21-19,22.
- Suomen ympäristökeskus 2007. Ohje pintaveden tyyppin määrittämiseksi 15.1.2007. 49 s.
- Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008. Pintavesien ekologisen luokittelun vertailuolot ja luokan määrittäminen. 74 s.
- Sutela, T. 2004. Kantojen merkitys Kemijärven rantavyöhykkeen kalaston suojapaikkana. Tutkimusraportti. 7 s.
- Sutela, T. & Vehanen, T. 2008. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613:13-20.
- Särkkä, J. 1983. A quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of an oligotrophic Finnish lake. *Annales Zoologici Fennici* 20: 157-178.
- Tammi, J., Rask, M. & Olin, M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa – alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. Kala- ja riistaraportteja 383. 51 s.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Tikkanen, P. 1990. Vedenpinnan korkeuden säännöstelyn vaikutus järven rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön. Lisensiaattitutkielma. 55 s. Eläintieteen laitos, Oulun yliopisto.
- Tikkanen, P., Kantola, L., Niva, T., Hellsten, S. & Alasaarela, E. 1989. Ekologiset näkökohdat joidenkin Pohjois-Suomen järvien säännöstelyssä. Osa 3. Järvien pohjaeläimistö ja aikuisten kalojen ravinto. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Tiedotteita 987: 1-105.
- 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. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 39-67.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Luotonen, H. & Kotanen, J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannustehokkuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 328: 1-60.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Luotonen, H. & Kotanen, J. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 395: 1-40.
- Turner, M.A., Huebert, D.B., Findlay, D.L., Hendzel, L.L., Jansen, W.A., Bodaly, R.A., Armstrong, L.M. & Kasian, S.E.M. 2005. Divergent impacts of experimental lake-level drawdown on planktonic and benthic plant communities in a boreal forest lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 991-1003.
- Vadeboncoeur, Y., Vander Zanden, M.J. & Lodge, D. M. 2002. Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. *Bioscience* 52: 44-54.
- Vallinkoski, V.-M., Kanninen, A., Leka, J. & Ilvonen, R. 2004. Vesikasvillisuus pienten järvien tilan ilmentäjänä. Ilmakuvatulkintaan ja maastoseurantoihin perustuvat ekologisen tilan mittarit. Suomen ympäristö 725.

- Vehanen, T. 2002. Kalastuksen saalistietojen soveltuminen säännöstelltyjen järvien ekologisen tilan luokitteluun. Teoksessa: Tammi, J. & Rask, M. (toim.) Kalayhteisöt vesistöjen tyypittelyssä ja ekologisen tilan luokittelussa. EU:n vesipolitiikan puitteiden direktiivin kalatutkimukset vuonna 2001. Kala- ja riistaraportteja nro 257: 31-48.
- Vejjola, H., Meriläinen, J.J. & Marttila, V. 1996. Sample size in the monitoring of benthic macrofauna in the profundal of lakes: Evaluation of the precision of estimates. *Hydrobiologia* 322: 301-315.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Lax, H.-P., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Risänen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. & Westberg, V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Suomen ympäristö 807. 151 s.
- Wallace, J.B., Grubaugh, J.W. & Whiles, M.R. 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: Results from an experimental study. *Ecological Applications* 6: 140-151.
- White, J. 2001. The potential use of littoral macroinvertebrates in the assessment of lake water quality. *Verh.Internat.Ver.Limnol.* 27 : 3527-3532.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J.Water Pollut.Control Fed.* 52: 537-547.
- Wright, J.F., Moss, B., Armitage, P.D. & Furse, M.T. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14: 221-256.
- Wright, J. F., Sutcliffe, D. W. & Furse, M. T. 2000. Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques, The Freshwater Biological Association, Ambleside.
- Ympäristöhallinto. 2008. Toimenpideohjelmaprojekti. Voimakkaasti muutettuja ja keinotekoisia pintavesiä koskevat erityiskysymykset ja hydrologis-morfologisen tilan arviointi, versio 11.3.2008.
- Ympäristöministeriö. 2006. Keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut vesistöt vesienhoitosuunnitelmassa. Helsinki, ympäristöministeriö. 36 s. Suomen ympäristö. Helsinki, ympäristöministeriö. 36 s. Suomen ympäristö 8/2006.

## Liite I.

## Maastolinjoilla havaitut kasvilajit.

<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Peucedanum palustre</i>
<i>Blasia pusilla</i>	<i>Epilobium palustre</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>Calamagrostis</i> sp.	<i>Equisetum arvense</i>	<i>Polygonum amphibium</i>
<i>Calla palustris</i>	<i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Polygonum foliosum</i>
<i>Calliergon</i> sp.	<i>Equisetum hyemale</i>	<i>Polygonum hydropiper</i>
<i>Callitriche caphocarpa</i>	<i>Equisetum palustre</i>	<i>Polygonum lapathifolium</i>
<i>Callitriche hamulata</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Polygonum</i> sp.
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	<i>Eriophorum angustifolium</i>	<i>Potamogeton alpinus</i>
<i>Callitriche palustris</i>	<i>Eriophorum vaginatum</i>	<i>Potamogeton berchtoldii</i>
<i>Callitriche</i> sp.	<i>Galium palustre</i>	<i>Potamogeton gramineus</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Galium trifidum</i>	<i>Potamogeton natans</i>
<i>Carex acuta</i>	<i>Galium uliginosum</i>	<i>Potamogeton obtusifolius</i>
<i>Carex aquatilis</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
<i>Carex atherodes</i>	<i>Hippuris vulgaris</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>
<i>Carex buxbaumii</i>	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> (I)	<i>Potamogeton</i> sp.
<i>Carex canescens</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Potentilla palustris</i>
<i>Carex cespitosa</i>	<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Ranunculus peltatus</i>
<i>Carex dioica</i>	<i>Isoetes lacustris</i>	<i>Ranunculus repens</i>
<i>Carex disperma</i>	<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	<i>Ranunculus reptans</i>
<i>Carex echinata</i>	<i>Juncus bulbosus supinus</i>	<i>Sagittaria natans</i>
<i>Carex elata</i>	<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>Sagittaria sagittifolia</i>
<i>Carex flava</i>	<i>Juncus filiformis</i>	<i>Sagittaria</i> spp.
<i>Carex globularis</i>	<i>Juncus supinus</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Ledum palustre</i>	<i>Scirpus sylvaticus</i>
<i>Carex lasiocarpa</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Scolochloa festucacea</i>
<i>Carex leporina</i>	<i>Limosella aquatica</i>	<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Carex limosa</i>	<i>Littorella uniflora</i>	<i>Sparganium angustifolium</i>
<i>Carex magellanica</i>	<i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Sparganium emersum</i>
<i>Carex nigra</i>	<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Sparganium erectum</i>
<i>Carex ovalis</i>	<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	<i>Sparganium gramineum</i>
<i>Carex pallescens</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i>	<i>Sparganium hyperboreum</i>
<i>Carex pauciflora</i>	<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Sparganium natans</i>
<i>Carex rostrata</i>	<i>Mentha arvensis</i>	<i>Sparganium simplex</i> mod. <i>longissima</i>
<i>Carex</i> sp.	<i>Menyanthes trifoliata</i>	<i>Sparganium</i> sp.
<i>Carex vesicaria</i>	<i>Myosotis laxa</i> ssp. <i>cespitosa</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Catabrosa aquatica</i>	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Stellaria palustris</i>
<i>Cicuta virosa</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Stratiotes aloides</i>
<i>Crassula aquatica</i>	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	<i>Subularia aquatica</i>
<i>Elatine hydropiper</i>	<i>Nitella</i> sp.	<i>Utricularia intermedia</i>
<i>Elatine orthosperma</i>	<i>Nuphar lutea</i>	<i>Utricularia minor</i>
<i>Elatine</i> spp.	<i>Nuphar pumila</i>	<i>Utricularia ochroleuca</i>
<i>Elatine triandra</i>	<i>Nymphaea candida</i>	<i>Utricularia</i> sp.
<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Nymphaea tetragona</i>	<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>Eleocharis mamillata</i>	<i>Pedicularis palustris</i>	
<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i>	

## Liite 2.

Yhteenveto käytettyjen kasvillisuusmuuttujien soveltuvuudesta säännöstelyn vaikutusten mittaamiseen.

	Vesienhoitoasetuksen määritelmän mukainen +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan	Merkitys ekosysteemin rakenteen ja toiminnan kannalta +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan	Muuttujan herkkyys paineille S= säännöstely R= rehevöityminen H= happamoituminen M= morfologiset muutokset +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan	Herkkyys satunnaiselle vaihtelulle +++ = ei ollenkaan, ++ = kohtalainen + = suurehko, 0 = suuri	Subjektivisuus/tulkinnanvaraisuus (aineiston keräys) +++ = vähäinen, ++ = kohtalainen + = suurehko, 0 = suuri	Kustannukset (näytteenotto+analysointi) +++ = halpa, ++ = edullinen + = kohtalainen, 0 = kallis	Menetelmien vakiintuneisuus, tieteellisyys +++ = standardi, ++ = yleinen + = joskus, 0 = ei ollenkaan	Kommunikatiivisuus (ymmärrettävyys, kansalaiset) +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan	Onko käytössä muissa Pohjoismaissa? +++ = standardi, ++ = yleinen + = joskus, 0 = ei ollenkaan
Taksonikoostumus									
kaikki lajit	+++	+	S 0, R +, M +	++	++	++	+++	+++	+++
vertailujärville ominaiset lajit	++	++	S ++, R ++, H +, M ++	++	++	++	+++	+++	
Runsassuhteet									
ranta- ja vesikasvit		+++	S ++, R ++, M ++	++	++	++	+++	+++	
isot pohjalehtiset		+	S +++, R +, M +	0	++++	+++	+	++	
muutosherkät		++	S ++, M ++	+	+++	+++	++	+++	
Suhteellinen määrä									
vertailujärville ominaiset lajit (*)		++	S +, R ++, M +	+	++	++	+++	++	
muutosherkät		+++	S +++, M +++	++	++	+++	++	++	
Indikaattorilaji									
tummalahnan-ruohon runsaus		+	S +++, M +++	0	+++	+++	+	+++	

(\* verrataan kokonaislajimäärään)

### Liite 3.

#### Ylemmän rantavyöhykkeen tutkimuslinjojen valokuvat ja koordinaatit.

Kuohatilta (v. 2002, Tolonen ym. 2003) ja Kemijärveltä ei ole valokuvia. Kemijärven näytteet otettiin 7.-9.10.2002 Ruopsanniemestä (N: 7389104, E: 3516491), Soppelasta (7396149, 3527263) ja Räisälästä (7385843, 3537251).

#### Änättijärvi 22.9.2003

Koukkelonlahti (7151399, 4493692); Hietalahti (7154007, 4496243); Nojonniemi (7149340, 4492601)



#### Lentua 21.9.2003

Lehtosaari (7128330, 4472865); Vasikkasaari (7126479, 4474750); Pieni Lehtoniemi (7127550, 4477659)



#### Jormasjärvi 17.9.2003

Laatikkala (7109981, 3558750); Nuottisaari (7108792, 3554801); Pernunmäki (7105451, 3555887)



#### Kellojärvi 9.9.2004

Linja 1 (7131270, 3599270); Linja 2 (7128640, 3598640); Linja 3 (7127380, 3596150)





**Lammasjärvi 19.–22.9.2003**

Tuhkaniemi ( 7108427, 4488683); Lehtosaari (7110169, 4484051); Vasikkasaari (7116161, 4477595)



**Iijärvi 7.9.2004**

Linja 1 ( 7157506, 3552864), Linja 2 (7155457, 3557115); Linja 3 (7155638, 3555384)



**Kiimasjärvi 17.9.2003**

Kirjavaisenlahti ( 7116049, 4429834); Hiekkakaarre (7113987, 4433111); Laajalahti (7113913, 4427757)



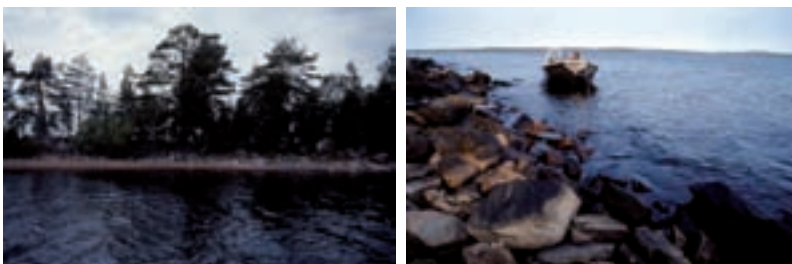
**Nuasjärvi 16.9.2003**

Salonniemi ( 7122063, 3547614); Lontanniemi (7121242, 3545746); Lanttolahdi (7119125, 3540792)



**Oulujärvi 4.–18.9.2002**

Niskans. Karhus. (7148190, 3502700); Ärjäns. Lehtonen (7136420, 3515430); Paltas. Mutoudenn. (7136530, 3526430)



(Paltaselkä  
Mutoudenniemi:  
ei kuvaa)



**Koitere 28.10.2004**

Pekkarisenniemi (69900381, 3685735); Onkilahti (6987243, 3685087); Kissankukkelo (6988303, 3682919)

**Kiantajärvi 7.9.2004**

Linja 1 (7215821, 3598329); Linja 2 (7216918, 3597600); Linja 3 (7219826, 3600989)

**Iso-Pyhäntä 18.9.2003**

Karhulahti (7149009, 3567173); Järvirinne (7154331, 3566810); Laajanranta (7153768, 3564875)

**Ontojärvi 20.9.2003**

Kaisanlahti (7111272, 4456121); Korpiemi (7114628, 4464680); Paloniemi (7113021, 4465343)

**Vuokkijärvi 8.9.2004**

Linja 1 (7189790, 3609600); Linja 2 (7187040, 3611130); Linja 3 (7189030, 3605310)



## Liite 4. Tutkimusjärvien rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tila (uudelleenskaalattu ELS).

Tutkimusjärvien ylemmän ja syvemmän rannan pohjaeläimistön tila (uudelleenskaalattu ELS).

Muuttujien kunkin järven pienin arvo (heikoin lenkki) on kursivoitu.

Solujen väri viittaa vesienhoitoasetuksen mukaiseen ekologiseen tilaluokkaan

(■ = erinomainen tila, ■ = hyvä, ■ = tyydyttävä, ■ = välttävä, ■ = huono, ks. kpl 4.2.8).

Aineistojen lähteet löytyvät taulukosta 8.

Järvi	Vuosi	Status	TT0.4	PMA	TTR0.4	EPT/Muut	S	ka	med
<b>Ylempi ranta, kivikko</b>									
Kuohatti	2002	Vert.	1,17	0,79	1,07	1,14	1,30	1,19	1,32
Änäntijärvi	2003	Vert.	1,08	1,05	0,77	0,83	1,16	0,95	1,11
Lentua	2003	Vert.	0,98	1,14	1,07	0,78	1,02	1,00	1,04
Jormasjärvi	2003	Vert.	1,08	1,10	1,07	1,39	0,92	1,23	1,18
Kellojärvi	2004	Vert.	0,74	0,81	0,85	0,98	0,74	0,73	0,71
Lammasjärvi	2003	Vert.	1,08	1,10	1,18	0,89	0,92	1,07	1,18
Iijärvi	2004	Säänn.	1,17	0,91	1,18	0,89	1,21	1,15	1,39
Iso-Kiimanen	2003	Säänn.	0,61	0,86	0,85	1,00	0,58	0,69	0,75
Nuasjärvi	2003	Säänn.	0,63	0,97	0,85	0,98	0,69	0,73	0,75
Oulujärvi	2002	Säänn.	0,61	0,46	0,85	1,75	0,76	0,79	0,67
Koitere	2004	Säänn.	0,41	0,42	0,85	0,69	0,46	0,50	0,40
Kiantajärvi	2004	Säänn.	0,63	0,70	0,96	0,66	0,76	0,66	0,62
Iso-Pyhäntä	2003	Säänn.	0,50	0,59	0,85	0,56	0,58	0,55	0,51
Ontojärvi	2003	Säänn.	0,63	0,62	0,85	0,74	0,66	0,63	0,58
Vuokkijärvi	2004	Säänn.	0,47	0,68	0,85	0,60	0,56	0,56	0,53
Kemijärvi	2002	Säänn.	0,44	0,44	0,85	0,43	0,53	0,48	0,39
<b>Syvämpi ranta, pehmeä pohja</b>									
Kuittijärvi	2002	Vert.	0,94	1,10	1,20	1,18	0,84	1,10	1,18
Konnevesi	1975	Vert.	0,64	1,10	1,20	0,36	1,02	0,77	1,03
Pihlajavesi	1996	Vert.	1,35	0,86	1,00	1,12	1,15	1,19	1,22
Pyhäselkä	1997	Vert.	1,08	0,80	1,00	0,80	0,89	0,83	0,80
Ka Pyhäjärvi	1998	Vert.	0,94	0,78	1,20	1,19	1,58	1,27	1,34
Änäntijärvi	2003	Vert.	0,94	1,09	1,00	0,85	0,97	0,94	0,95
Lentua	2003	Vert.	1,21	1,22	1,00	0,94	0,93	1,12	1,00
Jormasjärvi	2003	Vert.	1,35	1,05	0,80	1,20	0,93	1,13	1,08
Kellojärvi	2004	Vert.	0,80	1,08	0,80	1,01	0,80	0,80	0,72
Lammasjärvi	2003	Vert.	1,08	1,11	0,80	1,36	0,80	1,05	1,13
Onkamo	1991	Vert.	0,80	0,82	1,00	1,01	1,10	0,89	1,00
Lentua	1984 <sup>a</sup>	(Vert.)	0,72	0,45	0,80	1,01	0,80	0,67	0,72
Iijärvi	2004	Säänn.	0,40	0,51	0,46	0,67	0,34	0,42	0,41
Inari	2003	Säänn.	0,72	0,65	1,00	0,38	0,97	0,66	0,65
Kiimasjärvi	2003	Säänn.	0,80	0,74	0,80	0,76	0,63	0,66	0,69
Nuasjärvi	2003	Säänn.	1,08	0,82	0,80	0,94	0,93	0,83	0,88
Oulujärvi	2002	Säänn.	0,80	0,95	1,00	1,01	1,10	0,94	1,00
Koitere	2004	Säänn.	0,72	0,94	0,69	0,59	0,74	0,66	0,65
Kiantajärvi	2004	Säänn.	0,56	0,71	0,69	0,57	0,57	0,55	0,52
Iso-Pyhäntä	2003	Säänn.	0,72	0,73	0,69	0,76	0,63	0,63	0,65
Ontojärvi	2003	Säänn.	0,64	0,84	0,69	1,36	0,80	0,77	0,72
Vuokkijärvi	2004	Säänn.	0,48	0,46	0,57	0,38	0,51	0,43	0,43
Kemijärvi	2002	Säänn.	0,48	0,74	0,69	0,33	0,57	0,50	0,52
Inari	1977 <sup>b</sup>	Säänn.	0,48	0,77	1,00	0,24	0,74	0,58	0,67
Ontojärvi	1984 <sup>a</sup>	Säänn.	0,48	0,17	0,69	1,16	0,74	0,58	0,62

ka = muuttujien EQR:ien uudelleenskaalattu keskiarvo, med = mediaani; muiden lyhenteiden selitykset löytyvät taulukosta 2. a) Tikkanen (1990), b) Palomäki (1981).

## Liite 5.

## Tutkimusjärvien syvänteiden pohjaeläimistön tila (uudelleenskaalattu ELS).

Tutkimusjärvien syvänteiden pohjaeläimistön tila (uudelleenskaalattu ELS). Kunkin järven pienin muuttaja-arvo (heikoin lenkki) on kursivoitu. Aineistojen lähteet pääosin Nurmi (1998) ja Tolonen ym. (2005). Jos BQI-indeksi sai arvon nolla, on sulkeissa ilmoitettu ELS:t, joiden laskemisessa nolla-arvo on huomioitu.

Tyyppi ja järvi	Vuosi	Status	TT <sub>0,25</sub>	PMA	BQI	S	ka	med
<b>Tyyppi SVh (5)</b>								
Puruvesi	1990	Vert.	1,13	1,01	1,00	0,95	1,04	1,01
Ka Pyhäjärvi	1992	Vert.	1,20	1,07	0,80	1,25	1,14	1,20
Konnevesi	1991	Vert.	1,00	1,11	1,00	0,88	0,99	1,00
Vuohijärvi	1991	Vert.	0,46	0,74	1,16	0,72	0,70	0,67
Muojärvi	1992	Vert.	1,00	1,21	0,80	1,18	1,08	1,13
Pihlajavesi Hirvolans.	1996	Vert.	1,07	0,93	1,24	1,03	1,11	1,07
Höytiäinen	1993	Säänn.	0,57	0,80	1,25	0,88	0,79	0,77
OI Pyhäjärvi	1990	Säänn.	0,87	1,00	1,00	0,88	0,89	0,91
Inari	1990	Säänn.	0,46	0,82	1,50	0,48	0,74	0,60
Säkylän Pyhäjärvi	1990	Säänn.	0,69	0,80	0,67	0,72	0,65	0,65
Saimaanharju B3, S67	1986	Säänn.	0,23	0,09	(0)	0,32	0,19 (0,15)	0,21 (0,15)
Ilkonselkä P21	1994	Säänn.	0,23	0,45	(0)	0,16	0,25 (0,19)	0,21 (0,18)
Iisvesi 5 (23 m)	2003	Säänn.	0,80	0,87	0,67	0,72	0,69	0,70
<b>Tyyppi Kh (7)</b>								
Tihvetjärvi 6	2001	Vert.	0,87	1,00	0,62	0,87	0,79	0,83
Suontee	1992	Vert.	1,13	0,71	1,02	1,44	1,10	1,10
Pääjärvi	1990	Vert.	0,69	0,86	1,34	0,80	0,90	0,78
Suomunjärvi syv1	2002	Vert.	1,00	1,20	1,02	0,87	1,03	1,01
Suomunjärvi syv2	2002	Vert.	1,40	1,29	1,02	1,22	1,31	1,34
Kellojärvi	2004	Vert.	0,87	0,91	0,86	0,80	0,81	0,82
Tuusjärvi 019	2000	Säänn.	1,27	1,12	0,49	1,51	1,13	1,25
Launialanselkä	1994	Säänn.	1,00	1,08	1,11	1,29	1,16	1,12
Kirkkojärvi 40	1997	Säänn.	1,00	0,75	0,79	1,51	1,02	0,86
Kajoonjärvi	2004	Säänn.	0,46	0,56	1,02	0,94	0,70	0,71
Iijärvi	2004	Säänn.	1,00	1,15	0,91	0,94	1,00	0,96
<b>Tyyppi Sh (8)</b>								
Lentua	1991	Vert.	0,57	0,76	0,72	0,90	0,69	0,69
Pihlajavesi	1996	Vert.	1,29	1,02	0,82	1,77	1,32	1,21
Pihlajavesi Tuohiselkä	1996	Vert.	1,14	1,24	1,00	0,90	1,10	1,09
Pihlajavesi Särkilahdens.	1996	Vert.	1,29	0,97	1,14	0,90	1,11	1,07
Pihlajavesi Hirkivenselkä	1996	Vert.	0,86	1,01	1,21	0,82	0,96	0,91
Pihlajavesi Paatinselkä	1996	Vert.	1,14	1,20	0,90	1,25	1,18	1,23
Pihlajavedenselkä	1996	Vert.	0,86	0,81	1,00	0,90	0,84	0,84
Pihlajavesi Kokonselkä	1996	Vert.	0,86	1,14	1,00	0,82	0,93	0,90
Paasivesi	1991	Vert.	1,00	0,85	1,21	0,72	0,92	0,90
Saimaa	1990	Säänn.	0,57	0,65	0,26	1,51	0,70	0,57
Kallavesi	1990	Säänn.	0,57	0,78	0,73	1,08	0,73	0,71
Päijänne	1990	Säänn.	0,71	0,82	1,00	0,99	0,83	0,87
Tre Pyhäjärvi	1989	Säänn.	0,29	0,77	0,39	0,90	0,55	0,54

Tyyppi ja järvi	Vuosi	Status	TT <sub>0,25</sub>	PMA	BQI	S	ka	med
Näsijärvi	1989	Säänn.	0,43	0,38	0,66	0,51	0,46	0,44
Lappajärvi	1990	Säänn.	0,43	0,66	0,43	1,34	0,66	0,51
Lestijärvi	1991	Säänn.	0,71	0,38	0,39	1,42	0,67	0,52
Rehja (Nuasjärvi)	1990	Säänn.	0,57	0,83	0,77	0,90	0,71	0,75
Viinijärvi 2-länsi	1991	Säänn.	0,71	0,78	0,46	1,25	0,74	0,70
Tiurinniemi B14, T49	1986	Säänn.	0,14	0,24	(0)	0,41	0,25 (0,19)	0,23 (0,18)
Lahinen 29	1997	Säänn.	0,29	0,67	0,38	0,99	0,54	0,49
Sorvanselkä 45	1997	Säänn.	0,14	0,24	0,39	0,72	0,35	0,30
Vuotjärvi 22 (21,5 m)	2002	Säänn.	0,57	0,14	0,39	0,82	0,45	0,45
Akonvesi I (24 m)	2003	Säänn.	0,43	0,16	0,52	0,62	0,40	0,44
Juurusvesi L4 (24,5 m)	2003	Säänn.	0,43	0,36	0,62	0,51	0,45	0,44
Unnukka Kinkamo (36 m)	2003	Säänn.	0,57	0,63	0,75	0,72	0,62	0,63
Kiantajärvi	2004	Säänn.	0,29	0,48	(0)	0,41	0,36 (0,27)	0,39 (0,33)
Vuokkijärvi	2004	Säänn.	0,43	0,18	0,52	0,62	0,41	0,44
Koitere	2004	Säänn.	0,57	0,47	0,78	0,82	0,61	0,63
Kemijärvi Jumiskons. AI&II <sup>a</sup>	2001	Säänn.	0,57	0,46	0,79	1,16	0,70	0,64
Kemijärvi Tossans. BI&II <sup>a</sup>	2001	Säänn.	0,29	0,45	0,74	0,82	0,53	0,56
Koitere	1989	Säänn.	0,86	0,65	0,78	1,08	0,78	0,77
Koitere	1990	Säänn.	0,71	0,65	(0)	1,08	0,76 (0,57)	0,67 (0,64)
Koitere	1992	Säänn.	0,86	0,66	0,78	1,08	0,78	0,77
Rehja (Nuasjärvi)	1991	Säänn.	0,43	0,67	0,59	0,72	0,56	0,59
Rehja (Nuasjärvi)	1992	Säänn.	0,43	0,69	0,54	0,72	0,55	0,58

a) Lapin Vesitutkimus (2003)

## Liite 6.

## Tutkimuksessa kerätyt rantavyöhykkeen pohjaeläinaineistot.

CENOREG-hankeessa tai siihen läheisesti liittyneissä hankkeissa kerätyt pohjaeläinaineistot. Näytteenotto suoritettiin syys-lokakuussa v. 2002–2004, Kustakin järvestä otettiin näytteitä kolmelta tutkimuslinjalta: ● = taksoni esiintyi vain 1 linjalla, ○ = taksoni esiintyi 2 linjalla ja ▲ = taksoni esiintyi kaikilla 3 linjalla.

Habitatti	Ylempi ranta, kivikko, n. 0,4 m <sup>a</sup>														Syvämpi ranta, pehmeä pohja, n. 2,0 m <sup>b</sup>																	
	Vertailujärvet					Säännöstellyt järvet									Vertailujärvet					Säännöstellyt järvet												
Järvi <sup>c</sup> =	Ä	Le	J	KL	La	li	IK	N	Ou	Ko	Ki	IP	On	V	Ke	Ä	Le	J	KL	La	li	In	IK	N	Ou	Ko	Ki	IP	On	V	Ke	
Vuosi (200X); X =	3	3	3	4	3	4	3	3	2	4 <sup>d</sup>	4	3 <sup>e</sup>	3	4	2	3	3	3	4	3	4	3 <sup>d</sup>	3	3	2	4 <sup>f</sup>	4	3	3	3	4	2
TURBELLARIA	●	○	●	-	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	○	○	-	-	-	-	-	-	-	●	○	-	-	-	○	-	-	
NEMATHELMINTHES	○	●	●	○	●	-	●	○	●	○	●	●	○	▲	●	▲	○	-	○	-	●	▲	▲	○	-	-	-	●	-	▲		
<i>Radix peregra</i>	○	●	○	○	○	○	-	○	-	▲	●	-	▲	●	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Myxas glutinosa</i>	●	-	-	○	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Anisus vortex</i>	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gyraulus</i> spp.	○	●	●	-	▲	●	●	○	○	-	○	▲	○	-	▲	○	○	-	○	-	-	○	-	-	○	●	-	-	○	-		
<i>Planorbis contortus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	
<i>Valvata macrostoma</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	
<i>Pisidium</i> spp.	▲	▲	▲	○	●	▲	●	○	●	○	○	▲	○	○	▲	▲	▲	●	●	○	-	▲	▲	○	●	▲	○	●	▲	▲		
<i>Sphaerium</i> spp.	-	○	-	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Erpobdella octoculata</i>	-	-	-	-	○	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Glossiphonia complanata</i>	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Helobdella stagnalis</i>	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
OLIGOCHAETA	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	
<i>Stylaria lacustris</i>	○	○	▲	○	●	○	▲	▲	▲	○	▲	▲	○	○	○	-	○	●	-	○	-	○	○	○	●	○	-	○	-	-		
HYDRACHNELLAE	-	●	●	○	○	●	○	○	▲	-	▲	●	○	▲	-	-	●	-	-	-	-	●	▲	-	○	○	-	-	-	▲		
<i>Piscicola geometra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Pallasea quadrispinosa</i>	-	-	○	-	-	○	-	○	○	-	-	○	●	-	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Monoporeia affinis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	-	○	●	-	-	-	-	-	-	
<i>Asellus aquaticus</i>	-	-	▲	●	●	▲	●	▲	▲	●	○	-	○	▲	●	-	-	○	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	▲	-	
<i>Hygrotus</i> spp.	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Platambus maculatus</i>	○	▲	-	-	-	●	○	-	-	▲	▲	-	▲	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	
<i>Limnius volckmari</i>	○	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	●	▲	●	○	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gyrinus</i> spp.	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Brychius elevatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Halipilus</i> spp.	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Halipilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Enochrus</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Baetis</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	●	○	-	○	-	-	○	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Centroptilum luteolum</i>	○	○	▲	●	▲	●	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cloeon dipterum</i>	○	-	○	●	-	○	-	○	-	-	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Caenis horaria</i>	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	○	●	-	●	●	-	●	●	▲	○	○	●	-	○	-	●	●	-	-	●	●	-	-	
<i>Caenis rivulorum</i>	-	-	-	-	-	-	-	●	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ephemera vulgata</i>	○	●	▲	-	▲	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	▲	▲	▲	▲	●	▲	-	▲	●	●	▲	-	○	-	-	-	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	●	○	-	●	○	○	-	●	●	▲	▲	-	▲	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	○	▲	▲	▲	▲	▲	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	
<i>Leptophlebia</i> spp.	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	●	▲	▲	▲	●	○	-	-	-	○	●	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Corixidae	-	▲	○	▲	●	▲	▲	●	●	○	▲	○	○	●	-	-	-	-	○	-	○	-	-	-	○	○	-	-	-	-	-	
<i>Sialis lutaria</i>	-	○	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	●	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Sialis morio</i>	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	○	-	-	○	-	●	○	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Sialis sordida</i>	-	○	-	○	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Sisyra</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

a) Yht. 9 20 sek. käsihaavintaa 3 linjalta; 3 haavintaa kultakin linjalta.

b) Yht. 9 Ekman-näytettä 3 linjalta; 3 nostoa kultakin linjalta.

c) Ä = Änäntijärvi, li = Iijärvi, IK = Kiimasjärvi, In = Inari, IP = Iso-Pyhäntä, J = Jormasjärvi, Ke = Kemijärvi, Ki = Kiantajärvi, KL = Kellojärvi, Ko = Koitere, La = Lammasjärvi, Le = Lentua, N = Nuasjärvi, On = Ontojärvi, Ou = Oulujärvi ja V = Vuokkijärvi.

d) Aroviita & Hämäläinen (2004a), e) Aroviita & Hämäläinen (2004b), f) Aroviita & Hämäläinen (2005).



Habitaatti	Ylempi ranta, kivikko, n. 0,4 m <sup>2</sup>														Syvämpi ranta, pehmeä pohja, n. 2,0 m <sup>2</sup>																	
	Vertailujärvet					Säännöstellyt järvet									Vertailujärvet					Säännöstellyt järvet												
Järvi =	Ä	Le	J	KL	La	li	IK	N	Ou	Ko	Ki	IP	On	V	Ke	Ä	Le	J	KL	La	li	In	IK	N	Ou	Ko	Ki	IP	On	V	Ke	
Vuosi (200X); X =	3	3	3	4	3	4	3	3	2	4 <sup>f</sup>	4	3 <sup>e</sup>	3	4	2	3	3	3	4	3	4	3 <sup>d</sup>	3	3	2	4 <sup>f</sup>	4	3	3	4	2	
<i>Aeschnidae</i>	○	-	-	-	-	○	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Coenagrionidae</i>	-	-	-	-	○	○	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cordulidae</i>	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Diura bicaudata</i>	○	○	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Leuctra fusca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	▲	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Nemoura</i> spp.	●	○	●	-	○	▲	-	-	-	●	●	●	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Agraylea</i> spp.	-	-	-	○	○	○	○	-	-	-	●	-	○	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Hydroptila</i> spp.	○	●	●	-	●	○	-	-	▲	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oxyethira</i> spp.	-	-	○	○	○	-	○	▲	○	-	○	●	-	-	▲	-	○	-	○	-	-	-	-	●	-	-	○	-	-	○	-	
<i>Lepidostoma hirtum</i>	○	-	●	●	-	○	-	○	▲	▲	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Athripsodes aterrimus</i>	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	
<i>Athripsodes cinereus</i>	○	●	○	●	●	○	●	○	○	-	●	▲	▲	●	-	-	-	-	○	-	-	-	●	●	○	●	-	-	-	-	-	
<i>Ceraclea annulicornis</i>	-	-	-	-	○	-	○	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ceraclea nigronervosa</i>	○	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Mystacides azurea</i>	-	-	●	-	●	○	○	○	-	-	-	-	-	-	-	-	▲	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	○	-	-	
<i>Mystacides longicornis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oecetis ochracea</i>	-	○	○	-	-	○	○	-	-	-	○	-	-	-	○	-	○	●	○	-	●	-	●	▲	○	-	-	●	○	●	-	
<i>Apatania wallengreni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Anabolia nervosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Halesus radiatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Limnephilidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Limnephilus</i> spp.	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Molanna albicans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	▲	-	○	-	●	-	○	-	○	-	
<i>Molanna angustata</i>	-	○	-	○	○	-	-	○	-	-	-	○	-	-	○	-	●	-	○	-	○	-	○	-	○	-	-	-	-	-	-	
<i>Molanna submarginalis</i>	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	○	○	●	-	○	-	-	●	-	-	-	○	-	-	-	
<i>Molannodes tinctus</i>	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Agrypnia obsoleta</i>	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Agrypnia varia</i>	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	●	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Phryganea bipunctata</i>	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	
<i>Phryganea grandis</i>	-	○	-	-	-	-	-	○	-	-	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cyrnus flavidus</i>	○	▲	○	●	-	●	○	-	-	-	-	-	○	-	-	-	○	○	●	-	-	-	●	-	-	○	-	-	-	-	-	
<i>Cyrnus insolutus</i>	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	●	▲	●	-	○	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	○	-	-	▲	○	●	-	-	-	●	-	-	
<i>Holocentropus dubius</i>	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Neureclipsis bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	●	▲	▲	▲	●	▲	●	●	○	-	○	-	▲	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tinodes waeneri</i>	○	-	○	●	-	○	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ceratopogonidae</i>	●	▲	●	○	●	○	▲	○	○	-	○	▲	●	▲	▲	-	▲	▲	●	○	●	-	●	○	●	▲	○	▲	○	▲	▲	
<i>Chaoboridae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chironomidae</i>	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲
<i>Chelifera</i> spp.	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	○	-	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Empididae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	-	-	-	-	-	-	-	○	-	●	-	-	-	○	
<i>Tabanidae</i>	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tipula salicetorum</i>	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Limoniidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Taksonimäärä	39	36	34	29	34	40	23	27	30	18	30	23	26	22	21	18	17	17	14	14	5	18	11	16	21	13	10	10	13	9	9	

a) Yht. 9 20 sek. käsihaavintaa 3 linjalta; 3 haavintaa kultakin linjalta.

b) Yht. 9 Ekman-näytettä 3 linjalta; 3 nostoa kultakin linjalta.

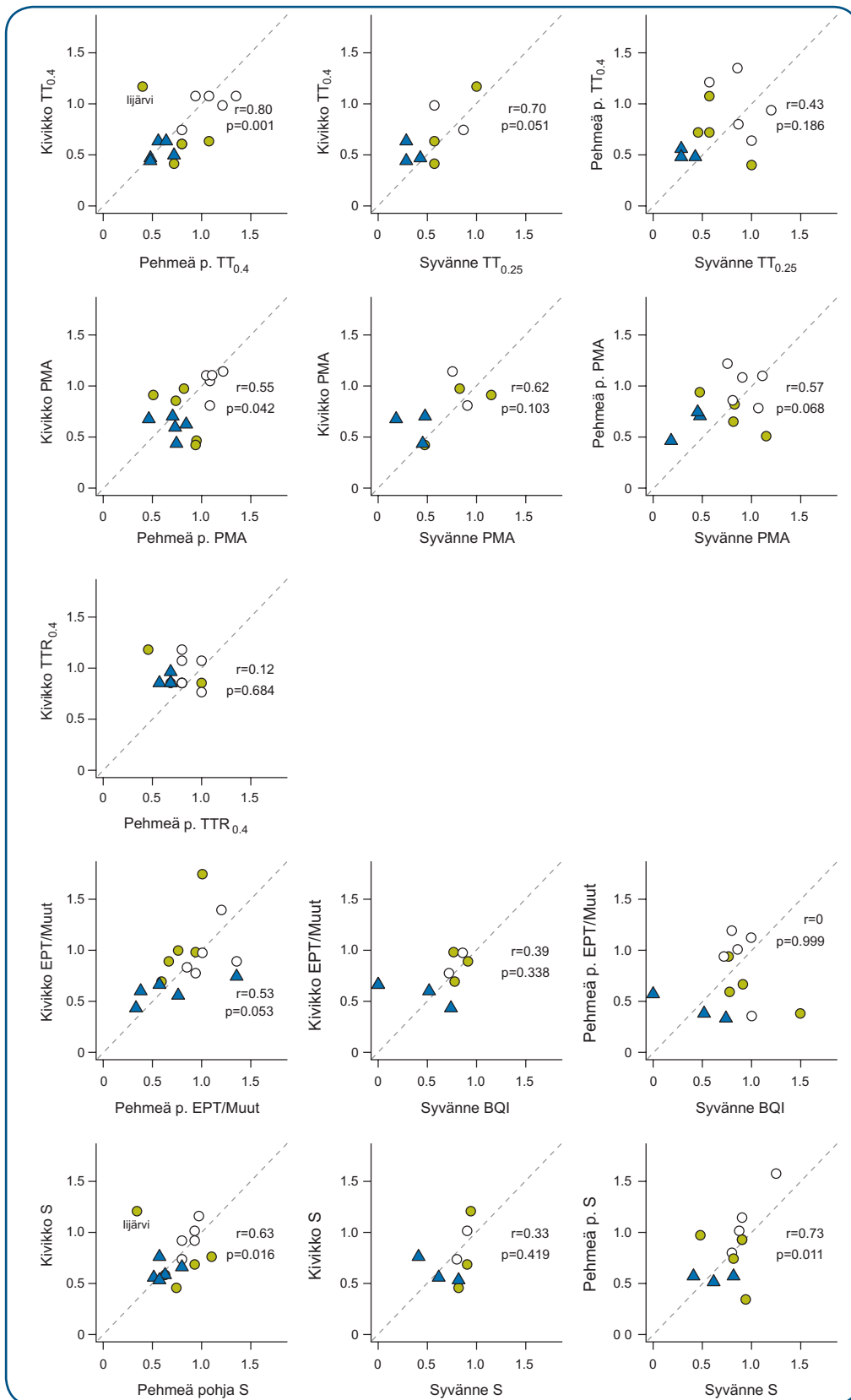
c) Ä = Änättijärvi, li = Iijärvi, IK = Kiimasjärvi, In = Inari, IP = Iso-Pyhäntä, J = Jormasjärvi, Ke = Kemijärvi, Ki = Kiantajärvi, KL = Kellojärvi, Ko = Koitere, La = Lammasjärvi, Le = Lentua, N = Nuasjärvi, On = Ontojärvi, Ou = Oulujärvi ja V = Vuokkijärvi.

d) Aroviita & Hämäläinen (2004a), e) Aroviita & Hämäläinen (2004b), f) Aroviita & Hämäläinen (2005).



## Liite 7. Kivikkorantojen, pehmeiden pohjien ja syvänteiden pohjaeläimistön viiden tilamuuttujan suhde.

Avoimet symbolit ovat vertailujärviä ja värilliset säännöstelyjä.  $r$  = Pearsonin korrelaatiokerroin (lijärven pehmeän pohjan havaintoa ei huomioitu). Muuttujalyhenteiden selitykset ovat taulukossa 9.



## Liite 8.

Yhteenvedo ja kokonaisarvio käytettyjen kalastomuuttujien soveltuvuudesta säännöstelyn vaikutusten mittaamiseen.

Rantavyöhykkeen kalat	Vesienhoitoasetuksen määritelmän mukainen +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan									
	Meritys ekosysteemin rakenteen ja toiminnan kannalta +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan									
	Muuttujan herkkyys paineille S= säännöstely R= rehevöityminen H= happamoituminen M= morfologiset muutokset +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan									
	Herkkyys satunnaiselle vaihtelulle +++ = ei ollenkaan, ++ = kohtalainen + = suurehko, 0 = suuri									
	Subjektiiisuus/tulkinnanvaraisuus (aineiston keräys) +++ = vähäinen, ++ = kohtalainen + = suurehko, 0 = suuri									
	Kustannukset (näytteenotto+analysointi) +++ = halpa, ++ = edullinen + = kohtalainen, 0 = kallis									
	Menetelmien vakiintuneisuus, tieteellisyys +++ = standardi, ++ = yleinen + = joskus, 0 = ei ollenkaan									
	Kommunikatiivisuus (ymmärrettävyys, kansalaiset) +++ = erinomainen, ++ = hyvä + = kohtalainen, 0 = ei ollenkaan									
	Onko käytössä muissa Pohjoismaissa? +++ = standardi, ++ = yleinen + = joskus, 0 = ei ollenkaan									
	Kokonaisarvio									
Taksonikoostumus										
Lajimäärä	+++	+++	S+	++	+++	++	+	+++	0	+
Runsaussuhteet										
Yksilömäärä	+++	+++	S++	+	+++	+	+	+++	0	+
Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde	+++	++	S+++	++	+++	+	+	+++	0	+++
Ikärakenne										
Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen	+++	+	S++	+	+++	+	+	++	0	++

## KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus		Julkaisu-aika Lokakuu 2008	
Tekijä(t)	Antton Keto, Tapio Sutela, Jukka Aroviita, Anne Tarvainen, Heikki Hämäläinen, Seppo Hellsten, Teppo Vehanen & Mika Marttunen			
Julkaisun nimi	<b>Säännösteltyjen järvien ekologisen tilan arviointi</b>			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 41/2008			
Julkaisun teema	Luonnonvarat			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: <a href="http://www.ymparisto.fi/julkaisut">www.ymparisto.fi/julkaisut</a>			
Tiivistelmä	<p>Vaikka säännösteltyjä järviä on tutkittu kahden viimeisen vuosikymmenen aikana, ovat aikaisemmissa hankkeissa kerätyt biologiset aineistot hajanaisia ja etenkin lievästi säännöstellyissä järvissä riittämättömiä vesipolitiikan puitedirektiivin edellyttämien vertailuolojen määrittelyyn ja ekologisen tilan luokittelu- ja seurantajärjestelmän kehittämiseen. Tutkimuksen tavoitteena oli tuottaa tietoa säännösteltyjen järvien ekologista luokittelua ja ympäristötavoitteiden määrittämistä varten ottaen huomioon samaan aikaan EU-tasolla ja kansallisesti tapahtuva valmistelutyö vesipuitedirektiivin toimeenpanemiseksi.</p> <p>Osahankkeissa hyödynnettiin olemassa olevia biologisia aineistoja säännöstellyiltä järviltä ja niiden vertailuvesistöistä. Uutta aineistoa kerättiin rantavyöhykkeen kalastosta, rantavyöhykkeen pohjaeläimistöä ja vesikasvillisuudesta. Työssä kehitettiin luokittelumuuttujia vesienhoitoasetuksen mukaista tilan arviointia varten. Varsinaista luokittelumuuttujien valintaa varten laadittiin vaihtoehtoisia tilan arviointimalleja, joiden perusteella järvien tilaluokka määriteltiin.</p> <p>Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutus näkyi sekä vesikasvillisuudessa, pohjaeläimistössä että rantavyöhykkeen kalastossa. Järvien tilaluokka oli laatutekijästä ja elinympäristöstä riippuen huonompi kuin hyvä, kun vedenkorkeuden talvialenema oli yli 2–3 m. Sekä vesikasvillisuudessa, pohjaeläimistössä että kalastossa oli tunnistettavissa useita säännöstelylle herkkiä lajeja. Vesikasveista säännöstelystä näyttävät kärsivät eniten pohjalehtiset, pohjaeläimistä kaksivuotiset hyönteistoukat ja kaloista mutua ja kivisimppu.</p> <p>Rantavyöhykkeen kalaston, pohjaeläimistön ja vesikasvillisuuden luokitukset poikkesivat useassa säännöstelyjärjestyksessä selvästi toisistaan. Järven yleistilaan vaikuttaa tällöin suuresti, määrättykö tila kaikkien biologisten laatutekijöiden keskimääräisenä tilana (esim. mediaani) vai heikoimmassa tilassa olevan laatutekijän (ns. heikoimman lenkin menetelmä) mukaan.</p>			
Asiasanat	järvet, vesistöjen säännöstely, vesikasvillisuus, pohjaeläimet, kalasto, vesipolitiikan puitedirektiivi, ekologinen luokittelu, rantavyöhyke			
Rahoittaja/toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus			
	ISBN 978-952-11-3245-2 (nid.)	ISBN 978-952-11-3246-9 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkokj.)
	Sivuja 105	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis. alv 8 %) 32 €
Julkaisun myynti/jakaja	Edita Publishing Oy, PL 780, 00043 EDITA Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380 Sähköposti: <a href="mailto:asiakaspalvelu.publishing@edita.fi">asiakaspalvelu.publishing@edita.fi</a> <a href="http://www.edita.fi/netmarket">www.edita.fi/netmarket</a>			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 HELSINKI, Puh. 020 610 123 Sähköposti: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a> , <a href="http://www.ymparisto.fi/syke">www.ymparisto.fi/syke</a>			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2008			

## PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral			Datum Oktober 2008
Författare	Antton Keto, Tapio Sutela, Jukka Aroviita, Anne Tarvainen, Heikki Hämäläinen, Seppo Hellsten, Teppo Vehanen & Mika Marttunen			
Publikations titel	<b>Säännöstelyjen järvien ekologisen tilan arviointi</b> (Bedömning av reglerade sjöars ekologiska status)			
Publikationsserie och nummer	Suomen ympäristö 41/2008			
Publikationens tema	Naturtillgångar			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/julkaisut">www.ymparisto.fi/julkaisut</a>			
Sammandrag	<p>Även om reglerade sjöar har undersökts redan i två årtionden är biologiska data som samlats in under de tidigare projekten oenhetlig. I synnerhet uppgifterna från reglerade sjöar är otillräckliga med tanke på fastställande av referensförhållanden och utveckling av ett klassificerings- och övervakningssystem för vattnets ekologiska status, som förutsätts i ramdirektivet för vattenpolitik. Syftet med denna undersökning var att producera information för ekologisk klassificering av reglerade sjöar och uppställande av miljömål för dem.</p> <p>Man använde existerande biologisk data från reglerade sjöar och deras referensvattensystem. Ny data om fiskar och bottenfauna i litoralen samt om vattenvegetationen insamlades också. Under arbetet utvecklades nya klassificeringsparametrar för bedömning av ekologisk status enligt förordningen om vattenvårdsförvaltningen. För valet av klassificeringsparametrar utarbetades alternativa bedömningsmodeller för statusen och med dessa gjordes bedömningar av sjöars status.</p> <p>Verkningarna av vattenståndets reglering syntes såväl på vattenvegetationen och bottenfaunan som fiskebeståndet i litoralen. Sjöarnas ekologiska status var beroende på faktor och livsmiljö sämre än god när vattenståndets nedgång på vintern var mer än 2–3 m. Man fann många arter i vattenvegetationen, bottenfaunan och fiskebeståndet som var känsliga för reglering. Av vattenväxterna led bottenbladsväxterna mest av reglering, av bottendjuren tvååriga insektlarver och av fiskarna elritsa och stensimpa.</p> <p>Fiskbeståndets, bottenfaunans och vattenvegetationens status skiljde sig tydligt från varandra i flera reglerade sjöar. Sjös ekologiska status beror då i stor grad på om den bestäms utgående från den genomsnittliga statusen (t.ex. medianen) för alla biologiska faktorer eller utgående från den faktor som uppvisar den sämsta statusen (s.k. svagaste länken-metoden).</p>			
Nyckelord	sjöar, vattenreglering, vattenvegetation, bottenfauna, fiskbestånd, ramdirektivet för vattenpolitik, ekologisk klassificering, litoral			
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral			
	ISBN 978-952-11-3245-2(hft.)	ISBN 978-952-11-3246-9 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 105	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) 32 €
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 780, 00043 EDITA Kundtjänst: tfn +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Epost: <a href="mailto:asiakaspalvelu.publishing@edita.fi">asiakaspalvelu.publishing@edita.fi</a> <a href="http://www.edita.fi/netmarket">www.edita.fi/netmarket</a>			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors, Tfn. +358 20 610 123 Epost: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a> , <a href="http://www.miljo.fi/syke">www.miljo.fi/syke</a>			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Oy, Helsingfors 2008			

## DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute			<i>Date</i> October 2008
<i>Authors</i>	Antton Keto, Tapio Sutela, Jukka Aroviita, Anne Tarvainen, Heikki Hämäläinen, Seppo Hellsten, Teppo Vehanen & Mika Marttunen			
<i>Title of publication</i>	<b>Säännösteltyjen järvien ekologisen tilan arviointi</b> (Ecological status assessment of regulated lakes)			
<i>Publication series and number</i>	Suomen ympäristö 41/2008			
<i>Theme of publication</i>	Natural resources			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available on the internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/julkaisut">www.ymparisto.fi/julkaisut</a>			
<i>Abstract</i>	<p>Although regulated lakes have been studied extensively during the last 20 years in Finland, biological data are still scattered. Especially in mildly regulated lakes, data have been insufficient to determine reference conditions and to estimate ecological status as required by the Water Framework Directive. The objective of this study was to increase information about the biological quality elements in order to develop ecological classification system and to define environment objectives for regulated lakes.</p> <p>Both existing and new data were collected from littoral fishes, littoral macroinvertebrates and macrophytes from regulated lakes and unregulated reference lakes. New biological classification metrics were then developed and tested. Moreover, alternative combinations of the biological classification parameters were tested for assessment of ecological status of lakes.</p> <p>Impacts of water-level regulation were found in all three biological quality elements: the littoral fishes, macroinvertebrates and macrophytes. The ecological status of the study lakes was at its worst when winter draw-down of water-level exceeded 2-3 meters. Very sensitive species for water-level regulation were recognized in all three biological quality elements. In macrophytes these species were large isoetids, in macroinvertebrates species with at least two-year life cycle and in fishes' minnow and European bullhead.</p> <p>In a same lake, the status of littoral fishes, macroinvertebrates and macrophytes often differed from each other. As a result, when results from different biological quality elements are combined to an overall ecological status, quite large differences can exist depending on the method used to derive the overall status; i.e., whether the most sensitive quality element (i.e. the "one-out all-out" principle) or a median value over all quality elements is used.</p>			
<i>Keywords</i>	lakes, water-level regulation, macrophytes, macrozoobenthos, fishes, Water Framework Directive, ecological classification, littoral zone			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Institute			
	ISBN 978-952-11-3245-2 (pbk.)	ISBN 978-952-11-3246-9 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>No. of pages</i> 105	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> 32 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd, P.O.Box 780, FI-00043 Edita, Finland Customer service: tel. +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Mail orders: <a href="mailto:asiakaspalvelu.publishing@edita.fi">asiakaspalvelu.publishing@edita.fi</a> <a href="http://www.edita.fi/netmarket">www.edita.fi/netmarket</a>			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Tel. +358 20 610 123, fax +358 20 490 2190, Email: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a> , <a href="http://www.environment.fi/syke">www.environment.fi/syke</a>			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Oy, Helsinki 2008			

Suomessa on tehty vähän koko järviökosysteemiä ja sen toimivuutta koskevaa kokonaisvaltaista tutkimusta. Esimerkiksi kalastotutkimukset ovat kohdistuneet lähinnä talouskaloihin. Rantaluonnon monimuotoisuuden ja järven ekologisen toimivuuden kannalta keskeisistä kasviyhteisöistä ei ole juurikaan systemaattista tutkimustietoa. Myös tieto kalojen ravintovarana tärkeästä rantavyöhykkeen pohjaeläimistöstä on ollut hajanaista ja aineistot laadultaan vaihtelevia. Tässä tutkimushankkeessa kerättiin uutta tietoa 28 järven kasviyhteisöjen, rantavyöhykkeen kalaston ja rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilasta. Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutus näkyi kaikissa kolmessa arvioinnin kohteessa olevassa biologisessa muuttujassa ja vahvisti aikaisempaa käsitystä vedenkorkeuden säännöstelyn haitallisista vaikutuksista järvien ekologiseen tilaan. Työn toisena tavoitteena oli tukea ekologisen luokittelun jatkokehittämistä. Eri biologisia muuttujia yhdistämällä testattiin vaihtoehtoisten luokittelutapojen vaikutusta ekologiseen tilaluokkaan ja saatiin mielenkiintoisia tuloksia siitä, miten eri luokittelutavat vaikuttaisivat järvien ekologiseen tilaluokkaan.



S Y K E

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

**ISBN 978-952-11-3245-2 (nid.)**

**ISBN 978-952-11-3246-9 (PDF)**

**ISSN 1238-7312 (pain.)**

**ISSN 1796-1637 (verkkokoj.)**