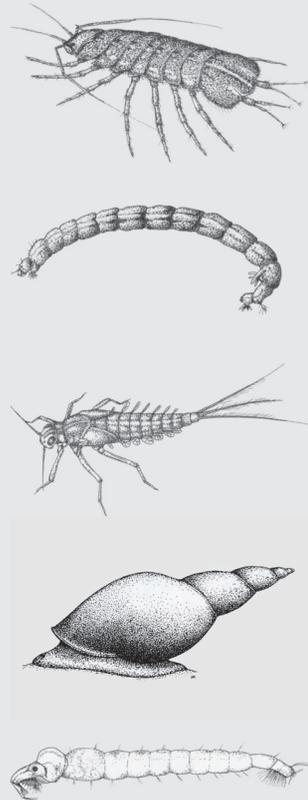


Kimmo T. Tolonen, Heikki Hämäläinen,
Hannu Luotonen ja Juho Kotanen

Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannus-
tehokkuuden arviointi LifeVuoksi -projektissa



Kimmo T. Tolonen, Heikki Hämäläinen,
Hannu Luotonen ja Juho Kotanen

Rantavyöhykkeen pohja-
eläimet järvien ekologisen tilan
arvioinnissa ja seurannassa

Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannus-
tehokkuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa



JOENSUU 2003

*Julkaisua on saatavana myös Internetissä
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>*

ISBN 952-11-1538-6
ISBN 952-11-1539-4 (PDF)
ISSN 1238-8610

Taitto: Tuula Ikonen
Kartat: Juho Kotanen
Grafiikka: Anita Rämö

Pohjakartta-aineisto © Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03
Kansikuva: Hiekkapohjainen lahti Haukiveden Heposelältä, Maare Saraniemi.
Piirroskuvitus: Hannu Hokkanen

Paino: Kainuun Sanomat Oy
Kajaani 2003

Alkusanat

Pohjaeläinten käyttö vesistöjen tilan ilmentäjänä Suomessa alkoi laajemmassa mielessä 1970-luvun loppupuolella, jolloin useiden velvoitetarkkailujen osana alettiin seurata myös järvisyvänteiden eli profundaalin pohjaeläimistön tilaa. Järven rantavyöhyke eli litoraali on huomattavasti monimuotoisempi ja usein tuottavampi kuin syvännealueet. Järvilitoraalin habitaattien vaihtelu yhdessä ravintotekijöiden monipuolisuuden kanssa luo edellytykset runsaslajisille ja vaihteleville pohjaeläinyhteisöille. Rantavyöhyke onkin tärkeä osa vesiluonnon elinympäristöjen monimuotoisuutta. Järvien rantojen pohjaeläimistöä on kuitenkin tutkittu varsin vähän ja velvoitetarkkailuohjelmissa tai ympäristöhallinnon seurannoissa ne ovat harvoin edustettuina.

Tämän hankkeen tavoitteena oli selvittää rantavyöhykkeen pohjaeläimistön käyttöä järvien ekologisen tilan arvioinnissa sekä tuottaa tietoa seurannan toteuttamisen kustannuksista ja taloudellisuudesta. Hanke on osa laajempaa Euroopan Unionin Life Ympäristö-rahaston rahoittamaa Life Vuoksi-hanketta, jonka tavoitteena on toimia pilottihankkeena kustannustehokkaan biomonitorointijärjestelmän kehittämiseksi rantavyöhykkeen ekologisen tilan seurantaan sekä arvioida eri eliöryhmien osalta seurantamenetelmien käyttökelpoisuutta ja kustannustehokkuutta. Pohjaeläimistön ohella tarkastelun kohteena ovat makrofyttikasvillisuus, perifyton ja kasviplankton, joiden seurantamenetelmiä on testattu pääosin samoilla kohdejärvillä. Vesikasvillisuus-, perifyton- ja kasviplanktonselvitykset sekä niiden pohjalta tehtävä seurantajärjestelmäehdotus julkaistaan erillisissä raporteissa. Tähän mennessä ovat ilmestyneet vesikasvillisuutta (Leka *et al.* 2003) sekä kohdejärvien veden laatua ja kuormitusta (Manninen *et al.* 2003) koskevat selvitykset. Hankkeen tavoitteena on myös edistää ranta-asukkaiden ja järven käyttäjien osallistumista järvien tilan seurantaan. Kolmivuotinen hanke alkoi huhtikuussa 2001 ja päättyy maaliskuussa 2004. Siihen osallistuvat Etelä-Savon, Pohjois-Karjalan ja Pohjois-Savon ympäristökeskukset, Oulun yliopisto sekä Suomen ympäristökeskus.

Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksessa hanketta on tehty tiiviissä yhteistyössä muiden vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpanoon liittyvien tutkimus- ja kehittämishankkeiden kanssa, osana ympäristökeskuksen pohjaeläintutkimustoimintaa. Hankkeen maastotöiden suunnittelusta, aineiston käsittelystä ja raportoinnista ovat vastanneet tutkija Kimmo Tolonen, FT Heikki Hämäläinen ja tutkimuspäällikkö Hannu Luotonen PKA:sta. Maastotöihin osallistuivat Kimmo Tolosen ohella, fil.yo Juho Kotanen, tutkimusmestari Aimo Sykkö, harjoittelija biol.yo Maare Saraniemi ja FM Jani Honkanen. Aineiston esikäsittelystä ovat vastanneet biologi Jukka Aroviita, suunnittelija Hannu Hokkanen, Maare Saraniemi ja Kimmo Tolonen sekä tutkimusapulainen Anja Peltonen. Juho Kotanen ja toimistos sihteeri Kirsti Kyyrönen Karjalan tutkimuslaitokselta ovat laatineet raportin kartat. Syvänneäyhteitä ottivat myös Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskusten kenttähenkilökunta. Julkaisun taitosta ovat vastanneet toimistos sihteeri Tuula Ikonen ja metsätalousinsinööri Anita Rämö. Kaikille edellä mainituille sekä lukuisille muille, jotka ovat auttaneet työn eri vaiheissa haluamme lausua lämpimät kiitokset.

Kimmo T. Tolonen

Heikki Hämäläinen

Hannu Luotonen

Juho Kotanen



Sisällys

Alkusanat	3
I Johdanto	7
2 Pohjaeläimet vesistöjen tilan ilmentäjinä	8
3 Kohdejärvien kuvaus	9
3.1 Suuret, kohtalaisen humuspitoiset järvet (Tyyppi 8).....	10
3.2 Luonnostaan rehevät järvet (Tyyppi 2)	10
3.3 Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (Tyyppi 4)	11
3.4 Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet (Tyyppi 7)	12
3.5 Pienet, runsashumuksiset järvet (Tyyppi 9).....	13
4 Aineisto ja menetelmät	14
4.1 Näytteenotto	14
4.2 Näytteiden jatkokäsittely	17
4.3 Tilastolliset analyysit	17
5 Tulokset	21
5.1 Näytteenottomenetelmien testaus Haukivedellä	21
5.1.1 Habitaattityypin merkitys	21
5.1.2 Kivikkorannat	21
5.1.3 Hiekkarannat.....	25
5.1.4 Kasvirannat	27
5.1.5 Näytteenoton ja -käsittelyn kustannukset	27
5.2 Pohjaeläimet kohdejärvien ekologisen tilan arvioinnissa	30
5.2.1 Rantavyöhykkeen pohjaeläimet.....	30
5.2.2 Syvänteiden pohjaeläimet	35
5.3 Taksonominen resoluutio	35
5.4 Näytteenoton kokonaiskustannukset	40
6 Tulosten tarkastelu	41
6.1 Rantavyöhykkeen pohjaeläimet ekologisen tilan arvioinnissa	41
6.2 Habitaattityypin vaikutus pohjaeläimistöön rantavyöhykkeessä.....	41
6.3 Eri näytteenottomenetelmien sopivuus litoraalihabitaateille	42
6.4 Ekologisen tilan arviointi eri järvityyppinä edustavissa kohteissa	42
6.5 Riittävä näytemäärä ja näytteiden edustavuus	43
6.6 Syväne vs. litoraali ekologisen tilan arvioinnissa	43
6.7 Taksonominen resoluutio	44
6.8 Näytteiden käsittelyn kustannukset	44
7 Yhteenveto	45
Kirjallisuus	46

Liitteet	49
Liite 1. Näytteenottoon ja käsittelyyn keskimäärin kuluneet ajat (minuuttia \pm SD) Haukivedellä.	49
Liite 2. Haukiveden rantavyöhykkeestä tavattu pohjaeläinlajisto tutkimusalueittain ja habitaattityypeittäin.	50
Liite 3. Kohdejärvien kivikkorantojen lajisto järvityypeittäin.	53
Liite 4. Kohdejärvien syvänteiden pohjaeläinlajisto.	56
Kuvailulehdet.....	58

Johdanto

Vuonna 2000 hyväksytty Euroopan yhteisön vesipolitiikan puitedirektiivi (VPD) muuttaa vesien tilan arviointia ja seuranta nykyisestä voimakkaasti ekologisempaan suuntaan. Puitedirektiivin tavoitteena on ekologisesti hyvä tai erinomainen tila kaikissa pintavesissä vuoteen 2015 mennessä. VPD:n mukaisen järvien ekologisen tilan luokittelun tulee perustua ensisijaisesti biologisiin tekijöihin ja toissijaisesti niitä tukeviin hydrologis-morfologisiin ja fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin. Biologisiin tekijöihin kuuluvat kasviplanktonin, vesimakrofyytien, fyto benthoksen, pohjaeläimistön ja kalaston taksonikoostumus ja runsaussuhteet. Pohjaeläimistössä tulee tarkennettujen tilamäärittelyjen mukaan huomioida lisäksi muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhteet, tärkeiden taksonomisten ryhmien esiintyminen ja monimuotoisuus (EY 2000).

Tämän tutkimuksen päämääränä oli järvilitoraalien pohjaeläimistön näytteenottoon soveltuvien kvantitatiivisten ja semikvantitatiivisten menetelmien vertailu sekä näytteenoton ja kustannustehokkuuden kannalta optimaalisen ratkaisun löytäminen. Yleistavoitteena oli arvioida erilaisten rantavyöhykkeessä käytettyjen näytteenottomenetelmien eroja ja sopivuutta VPD:n mukaiseen ekologisen tilan arviointiin. Lisäksi vertailtiin kustannustehokkuutta eri menetelmien ja habitaattityypin välillä sekä arvioitiin ekologisen tilan määrittelyyn riittävää näyttemäärää.

Työssä oli kaksi erillistä tutkimusosiota. Ensimmäisessä osatutkimuksessa näytteet kerättiin saman järviltaan sisältä. Kohteena oli Saimaan järvisysteemiin kuuluva Haukivesi. Näytteenotto kattoi alaan sisäisen kuormitusgradientin voimakkaasti kuormitetusta alueesta lähes luonnontilaiseen vertailualueeseen. Tällä gradientilla näyttei-

tä otettiin kolmelta eri rantavyöhykkeen habitaattityypiltä: kivikko-, hiekka- ja kasvillisuusrannoilta. Kullakin habitaattityypillä käytettiin vähintään kolmea eri menetelmää. Tarkoituksena oli arvioida mikä habitaattityyppi ja mitkä menetelmät kunkin habitaattityypin sisällä, sekä toisaalta mitkä pohjaeläimistöön perustuvat direktiivin mukaiset muuttajat erottelevat kuormitetut ja vertailuolot parhaiten toisistaan. Lisäksi selvitettiin eri näytteenottomenetelmien käytännön soveltuvuutta ja kustannuksia.

Tutkimuksen toisessa osassa oli mukana useita Vuoksen vesistöalueelle tyypillisiä järviä, jotka ryhmiteltiin alustavaan VPD:n mukaiseen järvityypittelyyn (Pilke *et al.* 2002) perustuen neljään eri järvityyppiin. Kohdejärviä valittaessa kriteereinä olivat järviin kohdistuvat tyypilliset paineet ja vertailualueiden osalta luonnontilaisuus. Kutenkin tyyppiä edusti vähintään yksi kuormittamaton vertailujärvi ja yksi kuormitettu järvi. Työssä kokeiltiin yhtä näytteenottomenetelmää ekologisen tilan luokittelussa sekä selvitettiin riittävää näytteenoton tehokkuutta. Lisäksi verrattiin kuinka ranta- ja toisaalta syväne-eläimistö erottelevat kuormitetut ja vertailujärvet toisistaan. Tässäkin osassa vertailtiin direktiivin mukaisten luokittelumuuttujien kykyä erotella kuormitetut järvet vertailujärvistä. Työssä myös selvitettiin taksonomisen erottelun (taksonominen resoluutio) merkitystä kuormitusvaikutusten toteamisessa ja ekologisen tilan luokittelussa. Käytetty taksonomisen määrittelyn tarkkuus vaikuttaa näytteiden käsittelyn kustannuksiin. Taksonomisen resoluution merkityksestä ihmistoiminnan aiheuttaman häiriön vaikutusten tunnistamisessa on poikkeavia käsityksiä (mm. Bowman & Bailey 1997, Bailey *et al.* 2001, Lenat & Resh 2001, King & Richardson 2002).

2

Pohjaeläimet vesistöjen tilan ilmentäjinä

Pohjaeläinten käyttö bioindikaattoreina alkoi Euroopassa 1900-luvun alussa, jolloin kehitettiin ns. sabrobi-järjestelmä. Järjestelmä perustuu lajien (tai ylempien taksoneiden) eri asteiseen sietokykyyn jokivesien orgaaniselle kuormitukselle (Cairns & Pratt 1993). Pohjaeläimet ovat sopivia erilaisten ihmisperäisten häiriöiden vaikutusten arviointiin ja seurantaan, koska niitä on kaikissa vesistöissä ja suuresta lajimäärästä johtuen yhteisöt reagoivat monentyyppisiin häiriöihin. Lisäksi pohjaeläimet ovat suhteellisen paikallaan pysyviä ja melko pitkäikäisiä, mikä mahdollistaa paineiden vaikutusten ajalliset ja paikalliset tarkastelut. Resurssien laikuttaisesta jakautumisesta ja ympäristöolosuhteiden vaihtelusta johtuen myös pohjaeläinten esiintyminen on laikuttaista ja ajalliset sekä paikalliset runsausvaihtelut suuria. Niinpä tarvittava näytemäärä on usein suuri riittävän tarkkuuden saavuttamiseksi runsausarvioissa. Näytteiden käsittely ja eläinten määrittäminen on työlästä ja vaatii erikoisosaamista. Erityisesti vesihyönteisten tarkkaan määräytyneet elinkierrot ja runsausvaihtelut asettavat rajoituksia eri ajankohtina otettujen näytteiden vertailulle sekä näytteenottoajankohdan suunnittelulle (Rosenberg & Resh 1993).

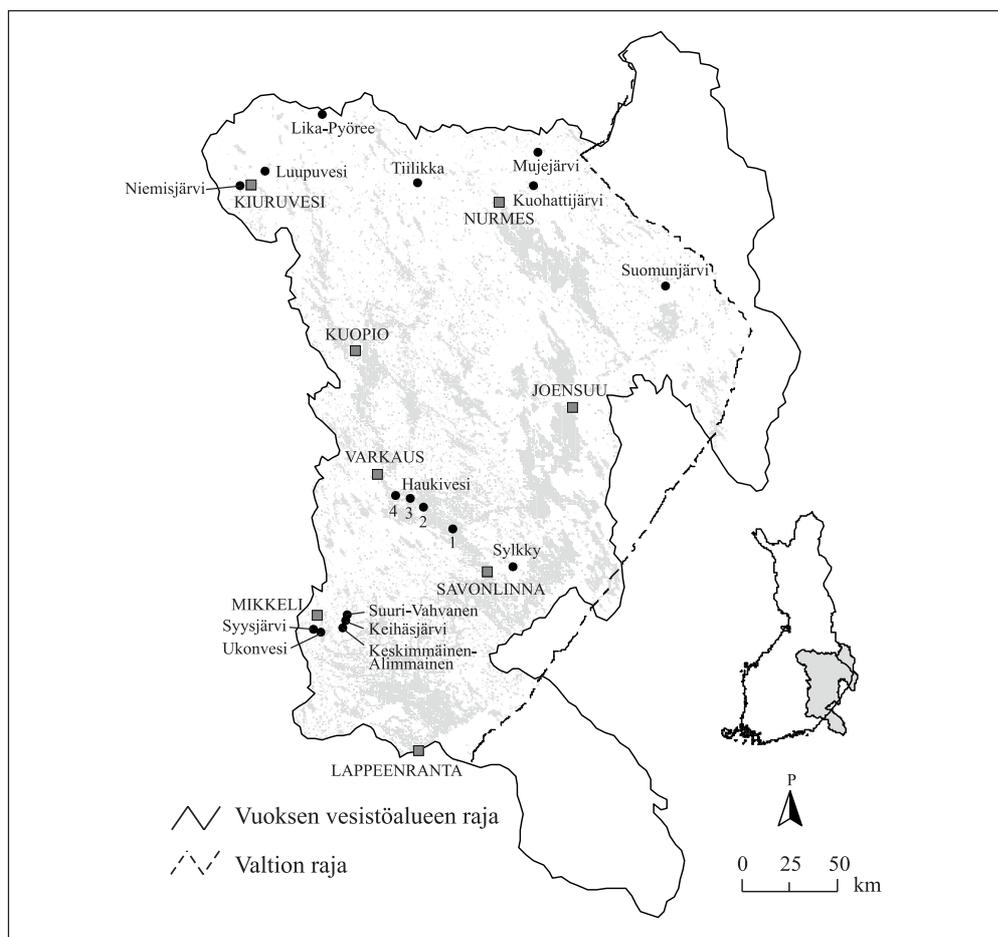
Järvisyvänteiden pohjaeläimistön lajikoostumuksen on tiedetty muuttuvan järven ravinteisuuden ja syvänteiden happiolojen mukaan (Saether 1979, Wiederholm 1980, Kansanen *et al.* 1984). Niinpä pohjaeläimiä on käytetty menestyksellisesti arvioitaessa rehevöitymisen vaikutuksia järvien tilaan. Rehevöitymisen vaikutuksesta rantavyöhykkeen yhteisöjen rakenteeseen tiedetään suhteellisen vähän. Kuitenkin mm. Saimaan vesistössä myös rantavesien pohjaeläinyhteisöjen koostumuksen on ha-

vaittu heijastavan ravinneoloja (Tolonen *et al.* 2001). Myös muut mahdolliset paineet, kuten happamoituminen (Meriläinen & Hynynen 1990, Brodin & Gransberg 1993, Hämäläinen & Huttunen 1998), järvien säännöstely (Palomäki & Koskeniemi 1993), metsätalous, soiden ojitukset (Vuori 1995) ja toksinen kuormitus (Kansanen & Aho 1984, Liess & Schulz 1999) vaikuttavat pohjaeläimistön runsauteen, monimuotoisuuteen ja lajikoostumukseen. Syvänteiden pohjaeläinnäytteenottoon on jo vakiintuneet ja toimivat näytteenottimet sekä menetelmät (SFS 5076 1989, SFS 5730 1992). Sen sijaan rantavyöhykkeessä suhteellisen alhainen tutkimusaktiiviteetti johtunee osaltaan kvantitatiivisen näytteenoton vaikeudesta rakenteellisesti mutkikkaassa ja laikuttaisessa ympäristössä (Tolonen *et al.* 2001).

Kohdejärvien kuvaus

Tutkimuskohteina oli yhteensä 14 Vuoksen vesistöalueen järveä (kuva 1), joiden vedenlaatutiedot on annettu taulukossa 1. Näytteenottomenetelmien vertailu toteutettiin Saimaan Haukivedellä, missä altaan eri tavoin kuormitetut osat mahdollistivat menetelmien vertailun altaan sisäisellä painegradientilla ilman eri järvien välillä esiintyvää häiritsevää luontaista vaihtelua. Muut tutkimuksen kohdejärvet olivat yhteisiä muiden Life Vuoksi-hankkeen tutkimusosioiden kanssa. Kohdejärveksi valittiin mahdollisimman kattavasti erilaisia Vuoksen vesistöalueella esiintyviä

järvityyppejä. Ihmisperäisille häiriöille altistuneet kohteet edustavat alueelle tyypillisiä kuormitusilanteita. Jokaisesta järvityypistä valittiin myös mahdollisimman luonnontilainen kohde vertailujärveksi. Käynnissä olevat muut hankkeet ja olemassa olevat biologiset aineistot tukivat kohteiden valintaa. Järvityyppien määrittäminen tehtiin asiantuntija-arviona käyttäen tukena saatavissa olevia paleolimnologisia tutkimuksia. Kutakin järvityyppiä edusti yksi tai kaksi vertailukohdetta sekä yhdestä neljään kuormitettua kohdetta.



Kuva 1. Life Vuoksi-hankkeen pohjaeläintutkimuksen kohdejärvien sijainti.

Taulukko 1. Kohdejärvien ja Haukiveden tutkimusalueiden vedenlaatuomuuksien keskiarvot.

Allas ja järvi	Tärkeimmät kuormituslähteet	Pinta-ala (km ²)	Näkösyyvyys (m)	Ptot (μg l ⁻¹)	Ntot (μg l ⁻¹)	Väri (mg Pt l ⁻¹)
Tyyppi 2						
Lika-Pyöree	Vertailualue	1.95	0.9	30		160
Niemisjärvi	Maatalous	4.18	0.7	63	1150	200
Luupuvesi	Maatalous, turvetuotanto	7.04	0.7	72	950	280
Tyyppi 4						
Sylkky	Vertailualue	1.06	5.3	9	250	11
Suuri-Vahvanen	Vertailualue	1.32	5.1	5	300	16
Syysjärvi	Hajakuormitus	1.75	3.0	8	450	23
Keihäsjärvi	Hajakuormitus	1.39	2.2	13	460	42
Keskimmäinen	Hajakuormitus	0.80	1.8	14	490	51
Alimmainen	Hajakuormitus	0.74	2.0	25	540	70
Ukonvesi	Hajakuormitus	4.90	2.3	22	960	35
Tyyppi 7						
Suomunjärvi	Vertailualue	6.63	3.1	6	245	70
Kuohatti	Metsätalous	10.81	3.5	12	271	70
Tyyppi 8						
Haukivesi		4 400				
<i>Iso-Haukivesi</i>	Vertailualue		3.5	8	396	
<i>Heposelkä</i>	Puunjalostusteollisuus, kaupungin jätevedet		3.5	10	419	
<i>Kuokanselkä</i>	Puunjalostusteollisuus, kaupungin jätevedet		3.0	17	472	
<i>Vuoriselkä</i>	Puunjalostusteollisuus, kaupungin jätevedet		2.1	18	497	
Tyyppi 9						
Tiilikka	Vertailualue	4.2	1.5	13	320	100
Mujejärvi	Metsätalous	3.51	1.8	29	368	150

3.1 Suuret, kohtalaisen humuspitoiset järvet (Tyyppi 8)

Haukivesi

Pinta-alaltaan 4 400 km² laajuinen ja rantaviivaltaan 14 850 km pituinen Saimaa on suurin järvi Suomessa. Haukivesi on yksi Saimaan monista altaista. Haukiveden pinta-ala on 514 km² ja keskisyyvyys 9 metriä. Allasta kuormittavat Varkaudesta tulevat metsäteollisuuden sekä kaupungin jätevedet. Altaan sisällä on selkeä gradientti kuormitetuista lähes luonnontilaisiin alueisiin. Läpivirtaus Haukivedellä on suh-

teellisen nopeaa ja ravinteisuus vaihtelee kuormitetuimpien alueiden rehevästä eteläosien karuihin vesiin (Simola *et al.* 1996).

3.2 Luonnostaan rehevät järvet (Tyyppi 2)

Lika-Pyöree

Lika-Pyöree on matala, runsashumukainen ja ravinteikas järvi, johon ei kohdistu merkittävää ihmisen aiheuttamaa häiriötä tai kuormitusta. Järven valuma-alueesta vähäinen osa on peltoa ja metsätalousmaata. Näiden sekä kaakkois-

osan metsä- ja suo-ojitusten ja valuma-alueen pohjoisosaan sijoittuvan turvetuotantoalueen aiheuttamasta vähäisestä taustakuormituksesta huolimatta Lika-Pyöreen katsotaan olevan lähellä luonnontilaa ja edustavan vertailuololoja järvityypissään (Manninen *et al.* 2003). Järven luontaisesta rehevyydestä on saatu viitteitä paleolimnologisista analyyseistä (Miettinen *et al.* 2002). Pohja on rannoilla pääosin turvetta ja mineraaliainesta tavataan vain joillakin aallokon voimakkaimmin huuhtomilla alueilla. Syvemmillä vallitsevat mutapohjat. Kelluslehtiset ja ilmaversoiset vesikasvit ovat järvellä vallitsevia ja mataluudesta johtuen myös selkävedet ovat suurelta osin kasvittuneet (Leka *et al.* 2003).

Luupuvesi

Luupuvesi on järvenlaskun seurauksena mataloitunut ja erityisesti lahtialueilleen voimakkaasti umpeenkasvanut, erittäin rehevä järvi. Paleolimnologisen selvityksen mukaan järvi on ollut luontaisesti rehevä (Miettinen *et al.* 2003). Luupuveteen kohdistuu huomattavaa maatalouden hajakuormitusta sekä turvetuotannon pistekuormitusta. Turvemaan osuus valuma-alueesta on noin puolet ja tästä johtuen veden väri on poikkeuksellisen tummaa ($>300 \text{ mg Pt l}^{-1}$). Järvi on tyypillinen läpivirtausvesistö, jonka ravinteiden pidätyskyky on heikko. Luupuvesi on kärsinyt talvisista happikadoista ja muista rehevyysongelmissa. Järvellä on tehty kunnostustoimia, kuten vuoden 1997 vedenpinnan nosto, vuosittaiset vesikasvillisuuden niitot ja vuonna 2002 alkanut talvinen hapetus (Manninen *et al.* 2003).

Niemisjärvi

Niemisjärvi on matala, rehevä ja hyvin tummavetinen järvi, jonka valuma-alueesta viidesosa on viljely- tai laidunmaata. Järveä kuormittavat maatalous sekä valuma-alueen ojitetut suot. Ongelmana ovat olleet happikadot sekä vähäarvoisen kalan suuri määrä (Manninen *et al.* 2003). Pohjan laatu on rannoillakin

pääosin muta-liejua. Turve- ja mineraalipohjia on vähän. Kelluslehtiset ja ilmaversoiset vesikasvit ovat rannoilla runsaita (Leka *et al.* 2003).

3.3 Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (Tyyppi 4)

Suuri-Vahvanen

Järvityypissään vertailuolosuhteita edustava Suuri-Vahvanen on lähellä luonnontilaa oleva kirkasvetinen ja karu latvajärvi. Järveen kohdistuu vain vähäistä maa- ja metsätalouden hajakuormitusta (Manninen *et al.* 2003). Rannoilla mineraalipohjat ovat yleisiä, tosin lahtien pohjukoissa on myös hienojakoisia orgaanisia sedimenttejä. Vesikasvillisuus on niukkaa (Leka *et al.* 2003).

Sylkky

Sylkky on karu ja kirkas, valuma-alueeltaan hyvin pieni latvajärvi. Huolimatta valuma-alueelle sijoittuvasta pienestä peltolohkosta Sylkyn katsottiin tässä tutkimuksessa edustavan kuormittamattomia vertailuoloja. Hiekka-, hieta- ja kivikkopohjat ovat rannoilla vallitsevia. Pohjaruusuukkeelliset ja uposlehtiset ovat järven vesikasvillisuudelle tyypillisiä. Ilmaversoisia esiintyy rannoilla vähän (Leka *et al.* 2003; Manninen *et al.* 2003).

Keihäsjärvi

Keihäsjärvi on nykytilassa karuhko järvi, johon kohdistuu lievää maa- ja metsätalouskuormitusta sekä kaukovaluma-alueen hajakuormitusta. Kerrostuoneisuuskausina järvessä on ajoittaisesti selvää hapen vajausta (Manninen *et al.* 2003). Rannoilla vallitsevat pehmeät pohjat, mutta myös kivikko- ja hiekkarantoja esiintyy. Kasvilajisto on järvessä monipuolinen ja kasvustot kohtalaisen runsaita (Leka *et al.* 2003).

Keskimmäinen-Alimmainen

Keskimmäinen-Alimmainen on nykytilassaan tummahkovetinen ja keskivinteinen, kapean salmen toisistaan erottama järvipari. Nykyiset melko korkeat väriarvot johtunevat kuormituksesta ja järvien on katsottu olleen luontaisesti vähähumuksisia valuma-alueen suhteellisen suopinta-alan ollessa samaa luokkaa kuin vertailujärvenä olevassa Suuri-Vahvasessa. Järviin kohdistuva hajakuormitus on pääosin peräisin maataloudesta. Kuormitus kohdistuu pääosin Alimmaiseen, jossa veden ravinnepitoisuudet ovat huomattavasti Keskimmäistä korkeammat. Mökki-asutusta on järvillä melko paljon. Keskimmäisellä mineraalipohjat ovat huomattavasti yleisempiä kuin pääosin pehmeäpohjaisella Alimmaisella. Vesikasvillisuus on Alimmaisessa selvästi runsaampaa kuin Keskimmäisessä (Leka *et al.* 2003; Manninen *et al.* 2003).

Syysjärvi

Syysjärvi on karu ja suhteellisen kirkasvetinen latvajärvi, johon kohdistuva kuormitus on peräisin pohjoispuolella sijaitsevilta peltoalueilta. Peltojen osuus valuma-alueesta on 19 %. Järvellä vallitsevat pehmeät pohjat. Tosin rantavesissä on myös kovempia mineraalipohjia (Leka *et al.* 2003; Manninen *et al.* 2003).

Ukonvesi

Asumajätevesien ja suhteellisen runsaan hajakuormituksen rehevöittävä Ukonvesi on osa Mikkelin alapuolista Saimaata. Ukonveden tilaa on seurattu 1960-luvulta asti velvoite- ja viranomaisseurannoin (Manninen *et al.* 2003). Järvelle tyypillisiä ovat laajat ruovikot ja niitä reunustavat ulpukkakasvustot. Uposkasvillisuus on vähäistä (Leka *et al.* 2003).

3.4 Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet (Tyyppi 7)

Suomunjärvi

Karun Suomunjärven vesi on humuksen lievästi ruskeaksi värjäämää. Käyttökelpoisuudeltaan veden laatu on luokiteltu hyväksi. Itse järvi ja osa sen valuma-alueesta sijaitsevat Patvinsuon kansallispuistossa. Tässä tutkimuksessa järven katsotaan edustavan häiriintymättömiä vertailuoloja huolimatta vähäisestä metsätalouskuormituksesta (Manninen *et al.* 2003). Pohjaruusukekasvillisuus on järvessä runsas ja monilajinen. Rantoja reunustavat harvat kortteikot ja ruovikot (Leka *et al.* 2003).

Kuohattijärvi

Kuohattijärvi on ruskeavetinen ja karuhko latvajärvi Kuohattijoen valuma-alueella. Voimakas metsätalous, kuten runsas suometsien fosforilannoitus, avohakkuut ja metsäojitukset kuormittavat järveä (Tossavainen 1997). Viimeaikaisesta kuormituksen vähenemisestä huolimatta voidaan Kuohattijärveä edelleen pitää metsätalouden lievästi rehevöittämänä (Niinioja *et al.* 2001). Peltojen osuus valuma-alueesta on alle 1 %. Vedenlaatu on käyttökelpoisuudeltaan luokiteltu hyväksi (Manninen *et al.* 2003). Suuremmille järville tyypillisiä aallokon huuhtomia kivikkorantoja on Kuohatilla runsaasti. Suojaisemmilla ja loivemmilla rannoilla vallitsevat hienojakoisemmat sedimentit. Kasvillisuudessa vesisammalet ja pohjalehtiset ovat melko runsaita. Lahdissa tavataan myös ulpukkaa, kortteita ja ruovikoita (Leka *et al.* 2003).

3.5 Pienet, runsashumuksiset järvet (Tyyppi 9)

Tiilikka

Tiilikan kansallispuistossa sijaitseva tyyppin vertailujärvi on tummavetinen, karu ja matala. Tiilikka on myös eurooppalaisen EUROWATERNET-seuranta-verkon vertailujärvi, johon ei kohdistu paikallisia paineita. Kansallispuisto muodostaa yhdessä sen ympäristössä sijaitsevien soidensuojelualueiden kanssa varsin luonnontilaisen suo- ja metsäalueen, joka kuuluu Suomen NATURA 2000 -verkostoehdotukseen.

Mujejärvi

Mujejärven vesi on laadultaan melko hapanta, runsashumuksista ja ravinteikasta. Järveä kuormittaa pääosin metsätalous, vaikka valtaosan ravinnekuormasta on laskettu muodostuvan luonnonhuuhtoumasta. Turvemaat peittävät runsaan kolmanneksen tämän Saramojoen vesistön latvajärven valuma-alueesta (Manninen *et al.* 2003).

4

Aineisto ja menetelmät

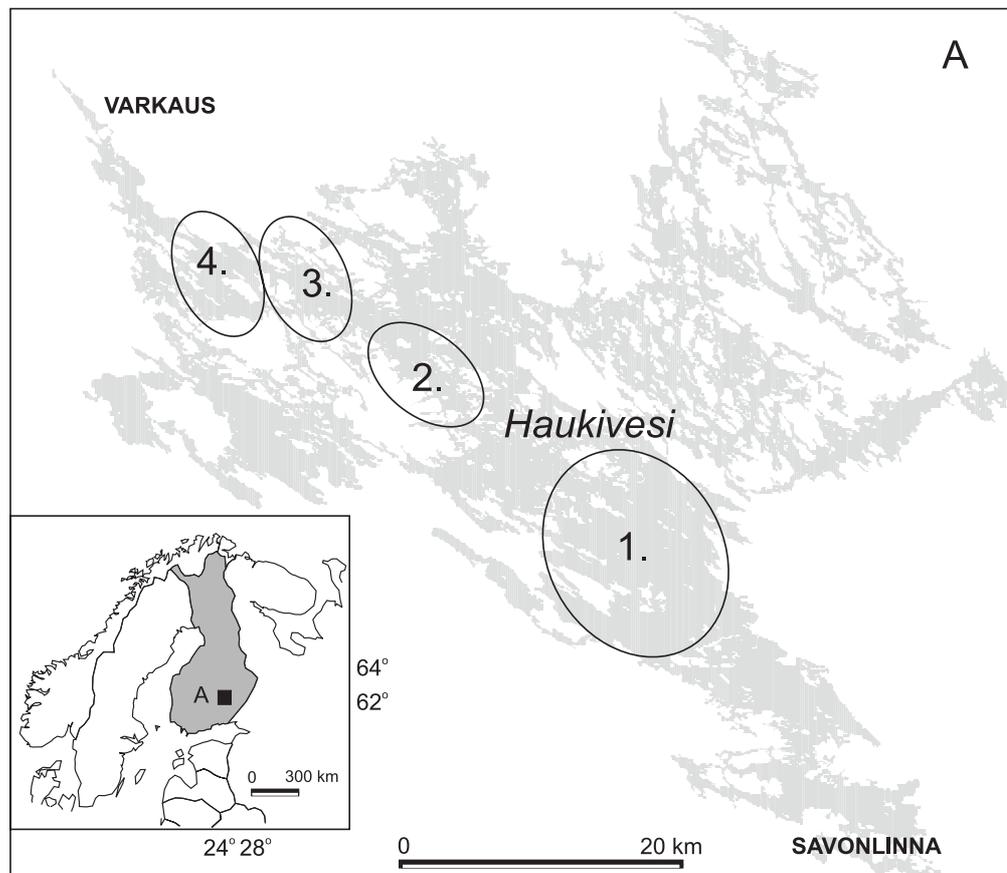
4.1 Näytteenotto

Haukivesi

Haukiveden tutkimuksessa näytteitä otettiin neljästä eri kuormitustasoja edustavasta osa-altaasta. Tutkimusaltaat olivat kuormitetuimmasta lähinnä luonnontilaa olevaan: Vuoriselkä, Kuokanselkä, Heposelkä ja Iso-Haukivesi (kuva 2, taulukko 1). Jokaisessa altaassa näytteitä otettiin kolmelta eri rantavyöhykkeen habitaattityypiltä: kivikko-, hiekka- ja kasvillisuusrannoilta (kuva 3). Kutakin habitaattityyppiä edusti kolme rinnakkaista, eri puolilta allasta subjektiivisesti valittua havaintopaikkaa. Jo-

kaiselta havaintopaikalta otettiin vain yksi näyte kullakin menetelmällä. Poikkeuksellisesti Vuoriselän kaikki hiekkarantaa edustavat näytteet otettiin samalta paikalta, koska muita hiekkarantoja ei tältä alueelta löydetty. Näytteet otettiin 1.–10.7.2002.

Jokaisella paikalla näytteenotossa käytettiin vähintään kolmea kotimaisen tai kansainvälisen standardin mukaisista menetelmää. Varsihaavia (ISO 7828 1985) käytettiin kaikilla kolmella habitaattityypillä. Varsihaavinäyte otettiin Ruotsissa rantavyöhykkeessä sovelletun käytännön mukaisesti (mm. Johnson & Goedkoop 2002). Näyte otettiin yhden metrin matkalta takaperin kul-



Kuva 2. Haukiveden tutkimusalueiden sijainti. 1 = Iso-Haukivesi, 2 = Heposelkä, 3 = Kuokanselkä ja 4 = Vuoriselkä.

kien pohjaa voimakkaasti jaloilla potkien (kuva 4 A). Samanaikaisesti haavia liikuteltiin pohjan tuntumassa edestakaisin välittömästi jalkojen läheisyydessä, jolloin pohjasta irtoavat eläimet kulkeutuvat haaviin mahdollisimman tehokkaasti. Aikaa näytteen ottamiseen käytettiin noin 20 sekuntia. Kuitenkin pehmeillä, orgaanisilla pohjilla näytteenottoaikaa vähennettiin haavin täyttymisen vuoksi. Näytepinta-alaksi laskettiin hiekka- ja kasvillisuusrannoilla $0,3 \text{ m}^2$, kun potkitun alan leveydeksi arvioitiin 30 cm. Kivikkorannoilla näyteala laskettiin kivipinta-alaa kohti, jonka arvioitiin olevan noin $2,6 \text{ m}^2$ neliömetrillä pohjan pinta-alaa (Dall 1979, Brodersen 1995, Tolonen, K.T., julkaisematon aineisto).

Kivikkorannoilla käytettiin lisäksi kivien keräysmenetelmää, jossa yksittäiset kivet poimittiin $0,45 \text{ mm}$ verkkokankaasta tehtyihin pusseihin (ISO 7828 1985) (kuva 5). Kivet nostettiin käsin nopealla liikkeellä veden alla aivan kivien viereen tuotuun pussiin. Nostetut kivet pestiin harjaten vesipaljussa eläinten irrottamiseksi kivien pinnoilta. Pestyistä kivistä mitattiin pituus (L), leveys (W) ja korkeus (H) kivipinta-alan määrittämiseksi. Pinta-ala laskettiin Brodersenin (1995) esittämällä kaavalla: $A = 1,2 (LW + LH + WH)$. Kultakin havaintopaikalta otettiin kahdeksan rinnakkaista yhden kivien näytettä, joita kuitenkin käsiteltiin tässä tutkimuksessa yhtenä näytteenä. Näytteiden kokonaiskivipinta-ala vaihteli välillä $0,38\text{--}0,59 \text{ m}^2$.

Kolmas kivikkorannoilla käytetty menetelmä oli standardin SFS-EN 28265 (1994) sovellutus pumppunäytteenotosta, jossa näyteala oli rajattu lieriön sijaan pyöreällä, 45 cm halkaisijaltaan olevalla ja 20 cm korkealla metallikehyksellä sekä kehykseen kiinnitetyllä $0,45 \text{ mm}$ verkkokankaasta ommellulla pussilla. Metallikehyksen rajaaman alueen pinta-ala oli 1590 cm^2 . Näytteenotossa käytetty pumppu oli käsikäyttöinen Whale Gusher 30. Näytealan sisäpuolelle kokonaisuudessaan jäivät kivet harjattiin pumpun vedenottoletkun päässä olevalla pölynimurin harjasuuttimella



A)



B)



C)

Kuva 3. A) Kivikkorantaa Karjalan Pyhäjärvellä. B) Hiekkarantaa Suomunjärvellä. C) Kasvillisuusrantaa Alimmaisella. (Kuvat: Juho Kotanen)



Kuva 4. Pohjaeläinnäytteenottoa A) varsihaavilla (kuva: Juho Kotanen), B) käsipumpulla (kuva: Maare Saraniemi) ja C) varsi-Ekmanilla (kuva: Aimo Sykkö).

eläinten irrottamiseksi kivien pinnoilta. Näyte imettiin edelleen pumpun ja poistoletkun kautta seulasangolle.

Hiekkarannoilla käytettiin varsihaavin lisäksi standardin SFS-EN 28265 (1994) mukaista halkaisijaltaan 29,5 cm ($A = 684 \text{ cm}^2$) ja korkeudeltaan 71 cm olevaa muovilieriötä ja edellä kuvattua pumppua (kuva 4 B). Lieriön alaosaan oli kiinnitetty teroitettu metallipanta sedimenttiin upottamisen helpottamiseksi. Lisäksi lieriön yläosaan oli tehty reikä, jonka läpi pujotettiin metallitanko. Metallitangon avulla painaen ja kääntäen lieriö upotettiin pohjasedimenttiin. Tämän jälkeen lieriö imettiin käsipumpulla tyhjäksi vedenottoletkun päähän sijoitetun metallitangon ja suppilon kautta. Näytteenotto aloitettiin läheltä vesipintaa suppilon avulla sekoittaen ja vähitellen pohjaa lähestyen. Lopuksi, ennen lieriön sisään jäävän veden loppumista, pohjasedimentti käytiin läpi huolellisesti suppilon kautta imien. Lisäksi hiekkarannoilta otettiin näytteet varrellisella Ekman-noutimella (SFS-EN ISO 9391, 1995) (kuva 4 C).

Kasvillisuusrannoilla käytettiin edellä kuvatuista näytteenottimista varsihaavia sekä hiekkarannoilla käytettyä pumppumenetelmää. Näiden lisäksi käytettiin standardin SFS 5730 (1992) mukaista, 75 mm halkaisijaltaan olevaa putkinoudinta sekä Gerking-näytteenotinta (Gerking 1957). Putkinoudimella otettiin näytteet pohjasedimentistä. Näytteenotto tapahtui käsin putkea sedimenttiin painaen. Kukin näyte koostui kolmesta putkellisesta, mikä vastaa 133 cm^2 :n pinta-alaa. Jokaisen näytepatseen paksuus oli vähintään 5 cm sedimentin pinnasta. Epifyyttisten eläinten näytteenottoon käytettiin Gerking-noudinta. Tämä laatikkomainen noudin oli poikkileikkaukseltaan $30 \times 30 \text{ cm}$ ($A = 900 \text{ cm}^2$) ja korkeudeltaan 70 cm. Lisäksi laatikkomaisen osan alareunassa olivat 10 cm korkeat jalakset. Jalasten ja laatikon välissä oli kiskoilla kulkeva suljin, jossa oli leikkaava terä ja tiheydeltään 0,45 mm:n verkko. Ennen näytteenoton aloittamista korkeat ilmaversoiset kasvit katkaistiin varovaisesti saksilla vesipinnan yläpuolelta. Tämän jäl-



Kuva 5. Näytteenottoa kivien keräysmenetelmällä (kuva: Maare Saraniemi).

keen noudin laskettiin ylhäältä näytepaikalle, jolloin kasvit ja niihin kiinnittyneet eläimet jäivät noutimen sisään. Pohjalla oleva suljin painettiin kiinni tarvittaessa kasveja saksilla katkoen ja lopuksi noudin nostettiin vedestä, jolloin sisäpuolella oleva vesi poistui seulan läpi. Kaikki rantavyöhykkeen näytteet otettiin 0,5 m:n vakiosyvyydeltä, seulottiin 0,5 mm:n seulasangossa ja säilöttiin 70 %:seen etanoliin.

Muut kohdejärvet

Pienemmällä kohdejärvillä näytteet otettiin 9.9.–10.10.2002 välisenä aikana. Rantavyöhykkeessä näytteet otettiin kivikkorannoilta edellä kuvattua varsihaavimenetelmää käyttäen. Jokaisesta järvestä näytteitä otettiin yksi kultakin kolmelta havaintopaikalta. Useimmat havaintopaikat sijoituivat eri puolilla allasta aiemmin tehdyille kasvinjoille (Leka *et al.* 2003). Mikäli kasvinjoilla olevan habitaattityyppien ei katsottu edustavan huuhtoutunutta kivikkorantaa, valittiin paikat subjektiivisesti. "Intensiivikohteena" olleelta Kuohattijärveltä otettiin viisi havaintopaikkaa, joista kustakin kolme erillistä näytettä. Näytteet otettiin 0,5 m:n vakiosyvyydeltä ja käsiteltiin kuten Haukivedellä.

Rantanäytteiden lisäksi kustakin hankkeen kohdejärvestä otettiin kaikkiaan kuusi syvännenäytettä. Kahdesta erillisestä syvänteestä otettiin Ekman-noutimella (SFS-EN ISO 9391, 1995) kolme rinnakkaista pinta-alaltaan 296 cm² olevaa näytettä. Vertailussa tyyppin 2 kuorimitettuna järvenä käytettiin rantavyöhykettä verrattaessa Niemisjärveä ja syvänteiden osalta Luupuvettä, koska Niemisjärven syvännenäytteitä ei ehditty määrittää. Luupuveden tiedot saatiin Valkaman (1998) raportista.

4.2 Näytteiden jatkokäsittely

Laboratoriossa eläimet poimittiin valkealta tai ruskealta alustalta ja säilöttiin uudelleen 70 %:seen etanoliin. Myöhemmin eläimet laskettiin ja määritettiin lajitasolle mikäli mahdollista. Kuitenkin rantanäytteiden surviaissäasket (Chironomidae) ja polttiaiset (Ceratopogonidae) määritettiin toistaiseksi vain heimotasolle sekä useimmat harvasukamadot (Oligochaeta) vain lahkotasolle. Sekä maastossa näytteenottoon että laboratoriossa näytteiden käsittelyyn kulunut aika kirjattiin työvaiheittain. Maastotyössä mitattiin sekä tehokasta näytteiden ottoon ja habitaattiarvioiden tekemiseen kulunutta aikaa että päivittäisen työajan pituutta. Jälkimmäiseen sisältyivät myös tauot, siirtymiset veneellä ja autolla sekä veneen laskut ja nostot. Poiminta- ja määritysvaiheiden tehokas työaika mitattiin. Todellista käsittelyaikaa arvioitaessa tehokkaaseen työaikaan lisättiin 40 % (Todellinen työaika = Tehokas työaika + (0.4 × Tehokas työaika)).

4.3 Tilastolliset analyysit

Oikaistu korrespondenssianalyysi (DCA)

Pohjaeläinyhteisöjen rakenteen ja eritaiden sekä paikkojen välisten erojen havainnollistamiseksi tehtiin ordinaa-

tioanalyysijä (DCA, Hill & Gauch 1980). Haukiveden aineistolle tehtiin DCA-analyysi, jossa olivat mukana kaikkia kolmea habitaattityyppiä (kivikko-hiekka- ja kasvillisuusrantoja) edustavat havaintopaikat kaikilta neljältä eriasteisesti kuormitetulta tutkimusalueelta. Analyysillä pyrittiin selvittämään ryhmittyvätkö paikat habitaattityypeittäin vaiko alueittain. Kysymys liittyy eri habitaatteja edustavien paikkojen tai näytteiden vertailukelpoisuuteen ja on ekologisen tilan luokittelussa ensiarvoisen tärkeää. Ordinaatioanalyysit tehtiin käyttäen logaritmuunnettuja ($\text{Log}_{10}(x+1)$) eläintihyksiä.

Ei-parametriset testit

Eri näytteenottomenetelmien valikoivuutta eli kullakin menetelmällä saatua eläintihyden suhteellista (%) poikkeamaa suhteessa kaikkien menetelmien keskiarvoon verrattiin ei-parametrisella Kruskal-Wallis testillä ($\alpha < 0.05$). Tihyden poikkeamia verrattiin heimoittain. Harvasukamadoilla (Oligochaeta) ja vesipunkeilla (Hydracarina) vertailu tehtiin kuitenkin lahkotasolla. Testaus suoritettiin vain taksoneilta, jotka esiintyivät vähintään viidellä havaintopaikalla. Menetelmien välinen pareittainen vertailu tehtiin Conoverin (1980) mukaan. Tämä analyysi tehtiin Haukiveden kivikkoranta-aineistolla.

Usean muuttujan regressioanalyysi

Yhden näytteen keräämiseen sekä jatkokäsittelyyn - poiminta ja määrittämissä vaiheissa - käytettyyn kokonaishenkilötyöaikaan vaikuttavien tekijöiden tunnistamiseksi tehtiin usean selittävän muuttujan eteenpäin askeltava regressioanalyysi ($\alpha = 0.05$). Tämä analyysi tehtiin Haukiveden kivikkoranta-näytteille. Selittäviksi muuttujiksi tarjottiin näytepaikan detrituksen, rihmamaisten ja ei-rihmamaisten levien runsautta asteikolla 0–4 mitattuna, näytteen pohjaeläinten yksilölukumäärää ja taksonirunsautta sekä osoitinmuuttujina (Dummy variables) käytettyjä näytteenottomenetelmiä ja poiminnan suorittanutta henkilöä (2 eri henkilöä).

Ekologinen laatusuhde (EQR, Ecological Quality Ratio)

Ekologisen laatusuhteen (EQR) arvot laskettiin kaikkiaan viidelle muuttujalle: eläintihydellemme, taksonirunsaudelle ja evenness-indeksille sekä kahdelle taksonomiseen koostumukseen liittyvälle muuttujalle. Taksonirunsaus ja lajien välisiä runsaussuhteita mittaava tasaisuusindeksi (Evenness, $E_{1/D}$, Smith & Wilson 1996) mittaavat lajistollista monimuotoisuutta. Toisin kuin monet muut tasaisuusindeksit, $E_{1/D}$ on täysin riippumaton lajirunsaudesta (Smith & Wilson 1996).

Taksonikoostumukseen liittyvät muuttujat olivat jokien pohjaeläimillä toimivaksi osoittautunut menetelmä (Hämäläinen *et al.* 2002), joka on analoginen RIVPACS-mallinnuksen (Wright 2000) kanssa, sekä Jaccardin samankaltaisuusindeksi (Jaccard 1908). Ensin mainitussa menetelmässä tyyppille ominaisiksi taksoniksi katsottiin sellaiset, jotka esiintyivät vähintään 50 %:ssa vertailupaikkojen näytteistä (O/E 50 %). Odotusarvo (E, expected) saatiin vertailujärvistä laskemalla näytepaikoilla esiintyvien tyyppille ominaisten taksonien keskimääräinen lukumäärä. Ekologinen laatusuhde (EQR) saatiin edelleen jakamalla näytepaikalla havaittu tyyppille ominaisten taksonien lukumäärä (O, observed) odotusarvolla (E) ($\text{EQR} = \text{O}/\text{E}$). Lisäksi laskettiin vastaavalla tavalla indeksi, jossa tyyppille ominaisia olivat 75 %:ssa vertailupaikkojen näytteistä esiintyvät taksonit (O/E 75 %). Jaccardin indeksi laskettiin kunkin näyteparin välille ja skaalattiin välille 0–1. Indeksillä ilmoitetaan yksinkertaisesti näyteparille yhteisten taksonien suhteellisen osuuden kaikkien taksonien määrästä. Odotusarvona (E) käytettiin vertailualueiden näytepaikkojen välille laskettua keskimääräistä Jaccardin indeksin arvoa. Havaittuna arvona (O)

käytettiin vertailualueiden havaintopaikkojen ja kuormitetun alueen havaintopaikkojen keskimääräistä Jaccardin samankaltaisuutta.

Varianssianalyysi

Yksisuuntaista varianssianalyysia (One-Way ANOVA) käytettiin testattaessa eri menetelmillä näytteenottoon kuluneissa ajoissa mahdollisesti esiintyviä eroja Haukiveden tutkimusosiossa. Lisäksi yksisuuntaisella varianssianalyysillä verrattiin esiintykö kolmessa eri paikolta otetussa näytteessä enemmän taksoneita kuin kolmessa samalta paikalta otetussa näytteessä sekä näyteparien lajiston samankaltaisuutta (Jaccardin-indeksi) samalta ja toisaalta eri paikolta otetuissa näytteissä. Tämä vertailu tehtiin Kuohattijärven ranta-aineistolla. Usean muuttujan varianssianalyysin (MANOVA) avulla testattiin eroavatko eläintilheydet, taksonirunsaus tai tasaisuusindeksi (Evenness) eri järvityyppien ja toisaalta eri kuormitustilaa (vertailu/kuormitettu) edustavien järvien välillä useita järviä käsittävässä tutkimusosiossa.

Näytteiden edustavuus (riittävä näytemäärä)

Kuohattijärven 15 kivikkorantanäytteen perusteella tarkasteltiin taksonikeruun suhteessa näytemäärään. Käyttäen kahta Mackeyn *et al.* (1984) mieltävaltaista kriteeriä arvioitiin myös riittävää järvikohtaista näytemäärää. Kumulatiiviseen taksonikeruun sovitettiin logaritminen ($y = a + b \ln x$) käyrä. Käytetyt kriteerit olivat seuraavat:

1. Alle yhden taksonin lisäys näytettä kohti on epärealistinen ja kriteerin mukaisesti yhteisön kokonaistaksonimäärä on saavutettu siinä näytemäärässä, jonka jälkeen taksonien kertymä jää alle yhden. Riittävä näytemäärä on 70 % tästä.

2. Riittävä näytemäärä on logaritmisella käyrällä kohdassa, jonka jälkeen taksonien kertymä edelliseen näytteeseen verrattuna on enintään 5 %.

Lisäksi Kuohattijärvelle pyrittiin arvioimaan seurantaan sopivaa näytemäärää Elzingan *et al.* (2001) esittämän kaavan mukaan.

$$n = \frac{2(s)^2(Z_\alpha + Z_\beta)^2}{(MDC)^2}$$

Tämän yhtälön avulla voidaan laskea riittävä näytemäärä, kun havainnoitavalle kohdemuuttujalle sallitaan tietty minimimuutos (MDC, minimum detectable change) suhteessa (0 - 1) muuttujan havaittuun keskiarvoon. Kuohattijärvelle n laskettiin MDC:n vakioarvoilla 0.25, 0.375 ja 0.5. Kaavassa s on kohdemuuttujan havaittu keskihajonta. Z_α on halutun tyyppin I virheen todennäköisyyden (α) mukaan vaihteleva kerroin. Tyyppin I virheessä tulkitaan järven tilan muuttuneen vaikkei muutosta ole todellisuudessa tapahtunut. Z_β on halutun tyyppin II virheen todennäköisyyden (β) mukaan vaihteleva kerroin. Tyyppin II virhe on yleensä ekologista tilaa arvioitaessa kohtalokkaampi. Tällöin hyväksytään virheellisesti lähtöoletus ettei järven tilaa kuvaavassa muuttujassa ole tapahtunut muutosta.

Pohjanlaatuindeksi (Benthic Quality Index, BQI)

Syvänteiden pohjaelännäytteistä laskettiin surviaissääskilajiston (Chironomidae) perusteella BQ-indeksi (BQI, biological quality index) (Wiederholm 1980).

$$BQI = \sum_{i=0}^5 \frac{n_i \times k_i}{N}$$

Jossa n_i on indikaattorilajin i yksilöiden lukumäärä ja N kaikkien indikaattorilajien kokonaislukumäärä näytteessä.

Tätä indeksiä on yleisesti käytetty kuvaamaan järven rehevöitymisen vaikutuksia syvänteiden biologiseen tilaan. Indeksi perustuu seuraaviin indikaattorilajeihin, joille käytetyt vakion k_i arvot on ilmoitettu kunkin lajin perässä: *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.) 5, *Micropsectra* spp. 4, *Paracladopelma* spp. 4, *Sergentina coracina* (Zett.) 3, *Stictochironomus rosenschoeldi* (Zett.) 3, *Chironomus anthracinus* (Zett.) 2 ja *Chironomus plumosus* L. 1. Vakion arvot ovat käänteisessä yhteydessä lajin herkkyydelle lisääntyneeseen rehevöitymiseen ja heikentyneeseen happitilanteeseen. Indeksi voi saada arvoja 0–5. Suuret arvot kuvastavat karua, hyvähappista pohjaa. Huonoimmassa tilassa (BQI = 0) kestävimmätkin indikaattorilajit puuttuvat. BQ-indeksi mittaa VPD:n laatukriteereissä mainittua muutokselle herkkien taksoneiden suhdetta epäherkkien taksoneiden määrään. BQI laskettiin kullekin syvänteelle kolmen yhdistetyn Ekman-näytteen perusteella.

Taksonominen resoluutio

Näytteiden käsittelyn kustannuksiin liittyy olennaisesti myös taksonominen resoluutio, joka tarkoittaa käytettyä taksonomisen määrittelyn tasoa (kuten lahko-, heimo-, suku- ja lajitasot). ”Karkeaa” tasoa käytettäessä määrittelytyön vaatimat kustannukset jäisivät pieniksi työn nopeutuessa eikä laji- ja sukutasoilla vaadittavaa suurta taksonomista asiantuntemusta tarvittaisi (Bailey *et al.* 2001, Lenat & Resh 2001). Taksonomisen resoluution vaikutusta kuormitetujen ja vertailujärvien erotteluun tarkasteltiin Haukiveden ja tyyppin 4 järvi- en kivikkorantojen näytteillä ”laji-”, heimo- ja lajkotasolla. ”Lajitaso” tarkoitti tässä pääosin lajeihin menevää määrittelytarkkuutta. Surviaissäasket olivat kuitenkin vain heimotasolla ja harvasukamadot sekä vesipunkit lajkotasolla joitakin helposti määritettäviä lajeja lukuun ottamatta. Eri taksonomisten tasojen erottelukykyä verrattiin ordinaatiomenetelmällä (DCA-analyysi). Yhteisökoostumuksen lisäksi tarkasteltiin lajirunsauden ennustettavuutta ylempien taksonomisten tasojen perusteella.

Tulokset

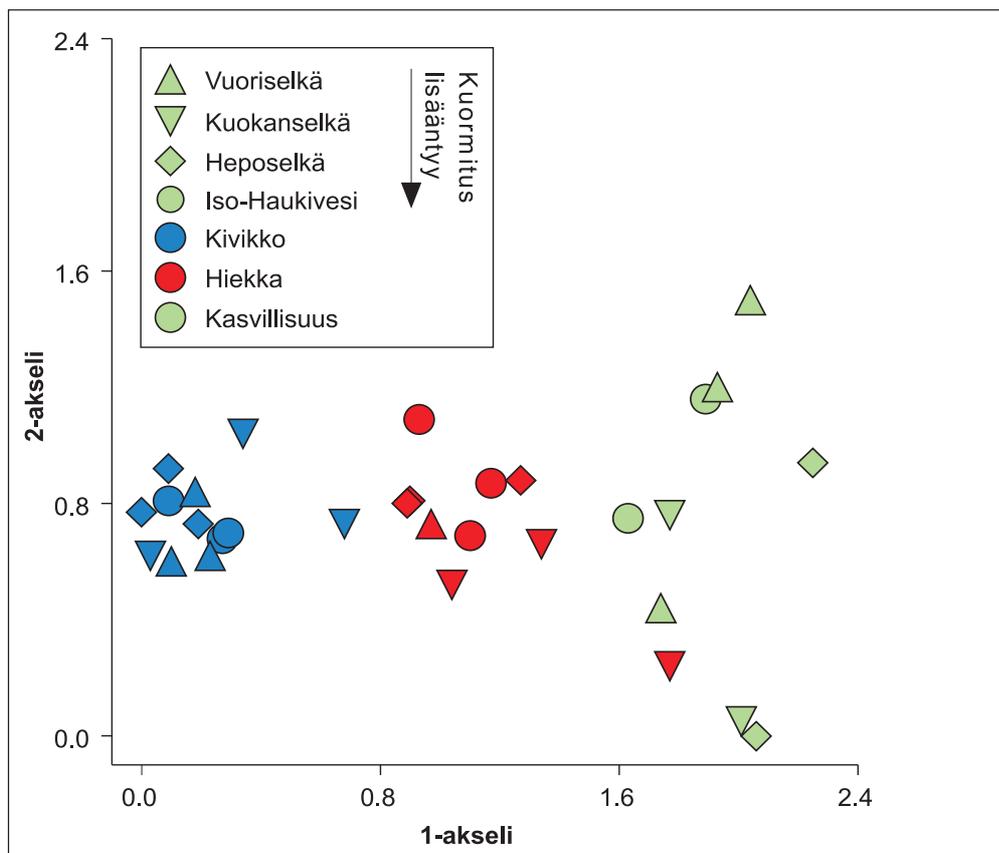
5.1 Näytteenotto- menetelmien testaus Haukivedellä

5.1.1 Habitaattityypin merkitys

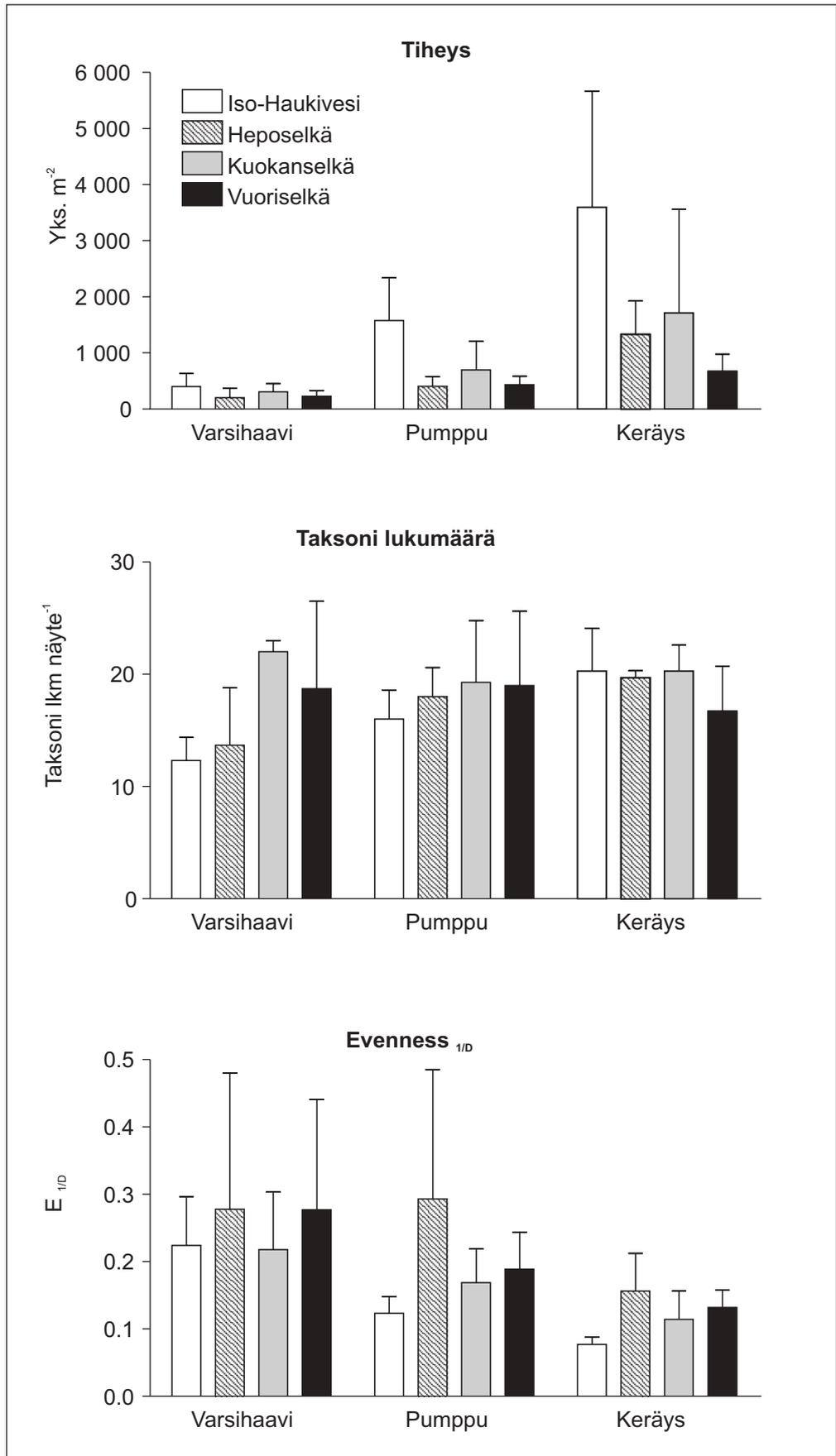
Kaikille rantavyöhykkeen havaintopaikoille tehty DCA-analyysi ryhmitteli paikat selkeästi habitaattityypeittäin ensimmäisen ordinaatioakselin suuntaisesti (kuva 6). Kivikko- ja kasvillisuusrantojen paikat sijoittuivat ordinaatioakselin päihin ja hiekkarantojen paikat näiden välille.

5.1.2 Kivikkorannat

Kivikkorannoilla eri menetelmillä saadut taksonilukumäärät ja eläintiheydet poikkesivat selvästi toisistaan (kuva 7). Vertailualueena olevalla Iso-Haukivedellä sekä läheisellä Heposelällä suurimmat näytekohtaiset taksonirunsaudet saatiin keräysmenetelmällä. Kuorimitetummilla Vuoriselällä ja Kuokanselällä varsihaavi- tai pumppausmenetelmät keräsivät hieman tehokkaammin taksoneita. Suurimmat kivipinta-alaan kohden lasketut tiheydet saatiin kivien keräysmenetelmällä ja varsihaavinäytteiden eläintiheydet olivat pienimpiä.



Kuva 6. Kolmea rantavyöhykkeen habitaattityyppiä edustavien paikkojen DCA-ordinaatio. Kukin piste edustaa yhtä paikkaa, jossa eri menetelmillä otetut näytteet yhdistetty. Tutkimusalueet merkitty eri symboleilla ja eri habitaattityypit eri väreillä.



Kuva 7. Eläintiheys, näytekohtainen taksonirunsaus ja Evenness-indeksin arvot kivikkorannoilla Haukiveden tutkimusalueilla.

Eri näytteenottomenetelmien tehokkuudessa oli taksonikohtaisia eroja (kuva 8). Varsihaavilla saadut taksonikohtaiset tiheydet olivat useissa tapauksissa muilla menetelmillä saatuja arvoja merkitsevästi pienempiä ($p < 0.05$). Varsihaavi näytti kuitenkin olevan keskimääräistä tehokkaampi menetelmä mm. joillekin pinnoilla viihtyville, ryömiville (Asellidae, Leuctridae, Corduliidae) sekä uiville taksoneille (Corixidae, Dytiscidae, Hydrophilidae). Näistä vain pikkumalluaisten (Corixidae) suhteellinen runsaus oli potkuhaavinäytteissä tilastollisesti muita menetelmiä suurempi ($p > 0.05$). Pumppausmenetelmä keräsi muita menetelmiä tehokkaammin erityisesti vesipunkkeja (Hydracarina) ($p < 0.05$). Kivien keruumenetelmä oli tehokkain erityisesti tiukasti kivien pinnoille ja niillä kasvavaan levään kiinnittyneille eläimille, kuten harvasukamadoille (Oligochaeta), limakotiloille (Lymnaeidae), vaakasurviaisille (Heptagenidae), pikkusirvikkaille (Hydroptilidae), pitkäsarvisirvikkaille (Leptoceridae), surviaissääskille (Chironomidae) ja kovakuoriaisista kaljukuoksasille (Elmidae) ($p < 0.05$). Erot näytteenottomenetelmien tehokkuudessa näyttivät liittyvän osin kivien pinnoilla kasvavan rihmamaisen levän määrään. Runsasleväisillä rannoilla varsihaavinäytteiden eläintihetydet olivat muihin menetel-

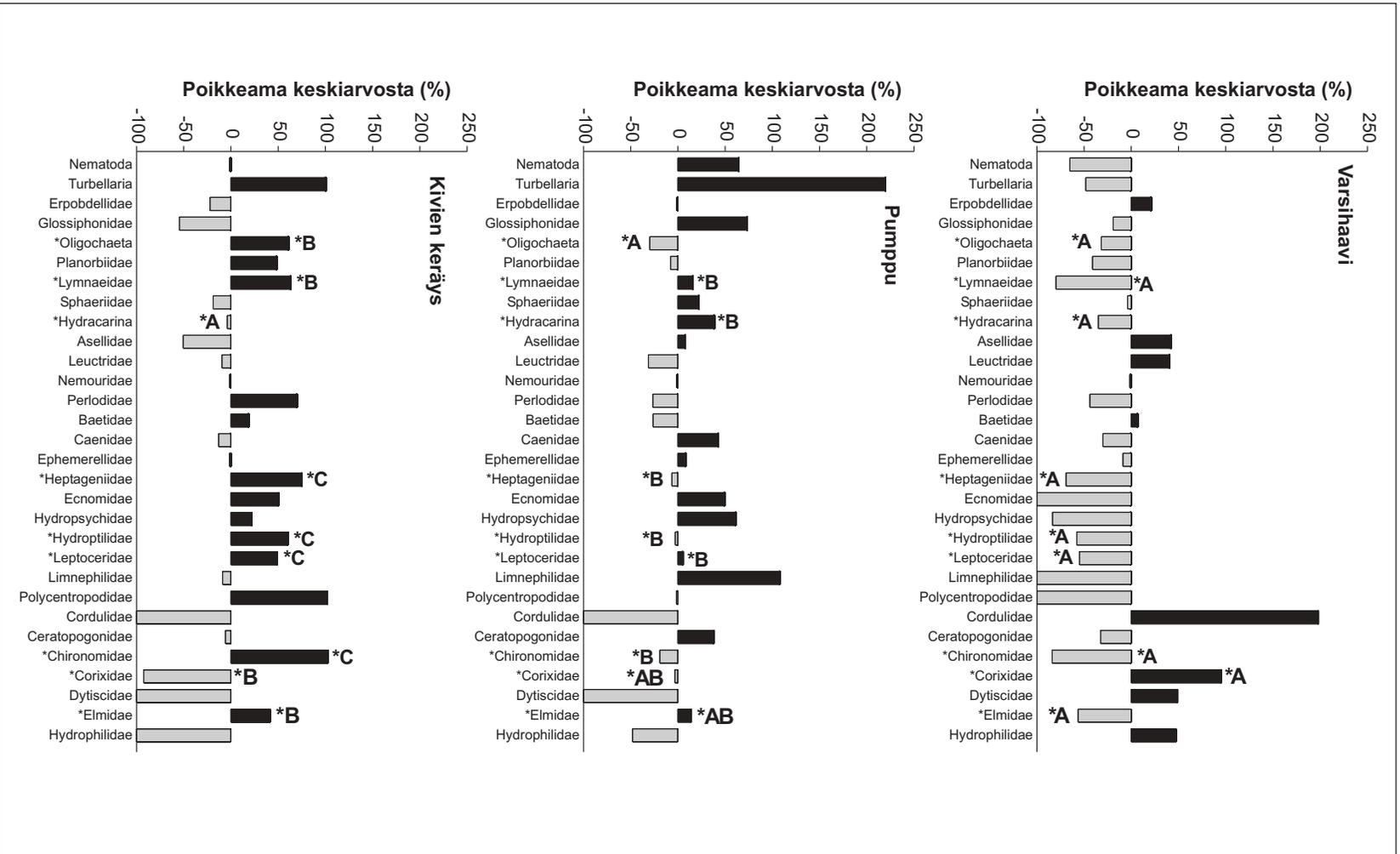
miin verrattuna suhteellisesti vielä pienempiä kuin vähäleväisillä rannoilla. Kivien potkinta ei irrota eläimiä tehokkaasti runsaasti levää kasvavilta kiviltä.

Kivikkorantanäytteiden DCA-ordinaatiossa 1-akseli näytti kuvaavan kuormitusgradienttia Vuoriselältä Iso-Haukiveden karuille selille (kuva 9a). Kunkin altaan sisällä samalta paikalta eri menetelmillä otetut näytteet ryhmityivät lähelle toisiaan. Eri menetelmien yksittäisordinaatioissa kaikki menetelmät onnistuivat erottelemaan vertailuololoja edustavan Iso-Haukiveden kuormitettumista Vuoriselästä. Varsihaavi- ja pumppu-ordinaatioissa lievästi kuormitettu Heposelkä ja vertailualue menivät päällekkäin (kuvat 9b-c). Keräysmenetelmällä vertailualue erottui kuormitetuista alueista, jotka menivät osin päällekkäin (kuva 9d).

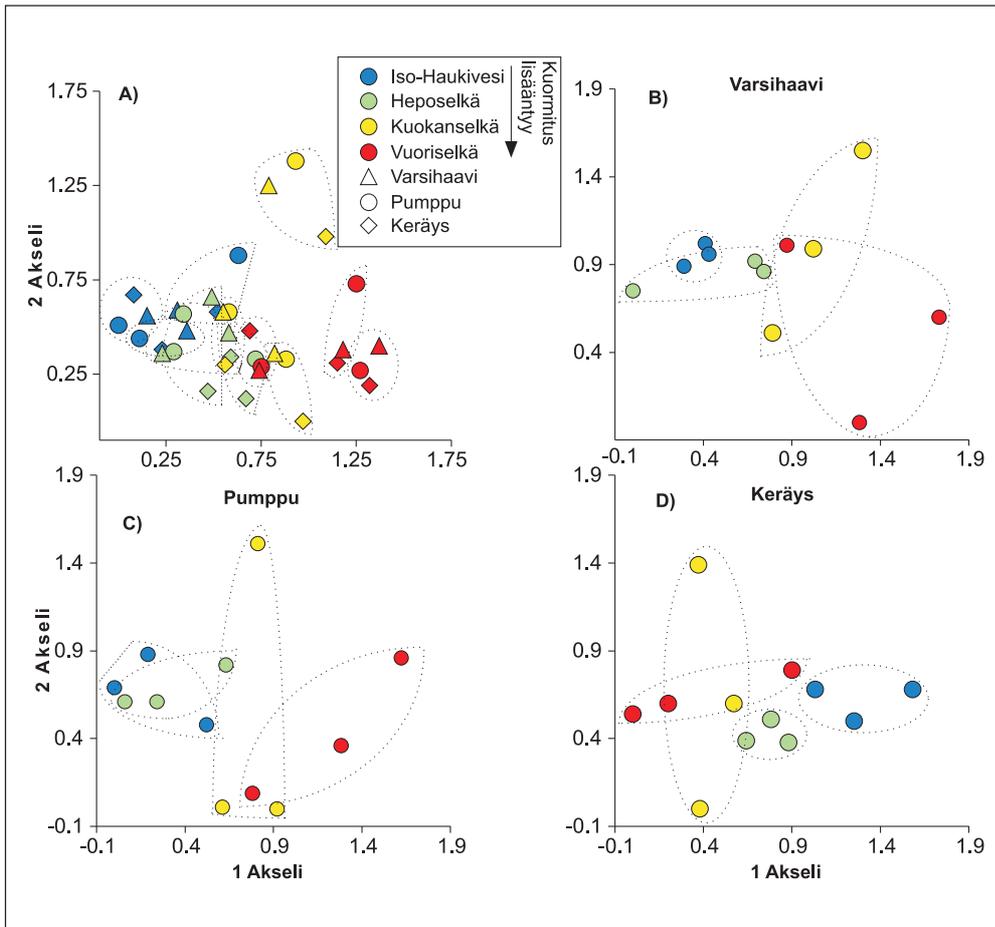
Tiheyteen ja pohjaeläinyhteisön koostumukseen perustuvat ekologisen laatusuhteen arvot (O/E 75 % ja Jaccardin indeksi) olivat kuormitetuilla alueilla vertailualueita alhaisemmat (taulukko 2). Toinen tyyppille ominaisiin lajeihin perustuva indeksi (O/E 50 %) erotteli kuormitetut alueet hiukan huonommin. Lajistolliseen monimuotoisuuteen liittyvien muuttujien EQR-arvot olivat kuormitetuissa oloissa pääsääntöisesti vertailualueita suuremmat.

Taulukko 2. Ekologisen laatusuhteen (EQR) arvot kivikkorannoilla laskettuna neljälle eri kuormitustasojen edustavalle Haukiveden tutkimusaltaalle ja kuudelle eri muuttujalle (\pm variaatiokerroin %). Vertailuololoja vastaava allas on kursivoitu. Taksonikoostumukselle lasketut O/E 50 % ja O/E 75 % laskettu Härmäläisen ym. (2002) mukaan.

Allas	Menetelmä	EQR-tiheys	EQR-lajirunsaus	EQR-evenness	EQR-koostumus O/E 50 %	EQR-koostumus O/E 75 %	EQR-koostumus Jaccardin indeksi
<i>Iso-Haukivesi</i>	Varsihaavi	1.00 \pm 59	1.00 \pm 17	1.00 \pm 33	1.00 \pm 6	1.00 \pm 0	1.00 \pm 5
	Pumppu	1.00 \pm 48	1.00 \pm 17	1.00 \pm 20	1.00 \pm 5	1.00 \pm 0	1.00 \pm 13
	Keräys	1.00 \pm 58	1.00 \pm 19	1.00 \pm 14	1.00 \pm 14	1.00 \pm 0	1.00 \pm 25
Heposelkä	Varsihaavi	0.50 \pm 86	1.11 \pm 38	1.24 \pm 73	0.97 \pm 22	0.86 \pm 16	0.96 \pm 22
	Pumppu	0.23 \pm 42	1.13 \pm 15	2.38 \pm 66	0.94 \pm 10	0.94 \pm 11	1.34 \pm 28
	Keräys	0.37 \pm 43	0.97 \pm 3	2.03 \pm 36	0.90 \pm 5	0.87 \pm 7	1.04 \pm 23
Kuokanselkä	Varsihaavi	0.76 \pm 49	1.79 \pm 4	0.97 \pm 39	1.00 \pm 6	0.95 \pm 8	0.55 \pm 20
	Pumppu	0.44 \pm 73	1.21 \pm 28	1.37 \pm 30	0.81 \pm 35	0.78 \pm 24	0.88 \pm 55
	Keräys	0.48 \pm 109	1.00 \pm 11	1.49 \pm 37	0.79 \pm 24	0.73 \pm 40	0.70 \pm 41
Vuoriselkä	Varsihaavi	0.56 \pm 46	1.52 \pm 41	1.24 \pm 59	0.86 \pm 35	0.86 \pm 16	0.49 \pm 33
	Pumppu	0.27 \pm 37	1.19 \pm 34	1.53 \pm 29	0.78 \pm 35	0.67 \pm 25	0.71 \pm 62
	Keräys	0.19 \pm 47	0.82 \pm 24	1.72 \pm 19	0.67 \pm 12	0.60 \pm 17	0.61 \pm 38



Kuva 8. Kivikorannoilla käytettyjen näytteenottomenetelmien valikoivuus eri taksoneilla. Paikkakohtainen suhteellinen (%) poikkeama kaikkien menetelmien keskiarvosta (0 %). Eri menetelmillä saadut tilastollisesti merkitsevät (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$) erot on merkattu tähdellä (*). Pareittaisessa vertailussa saadut tilastolliset erot ($p < 0.05$) on merkattu eri kirjaimilla. Mikäli taksomin kohdalla on eri kirjain, esiintyy menetelmien välillä tilastollisesti merkitsevä ero ($p < 0.05$) (esim. A ja B eroavat, mutta A ja AB tai B ja B eivät).

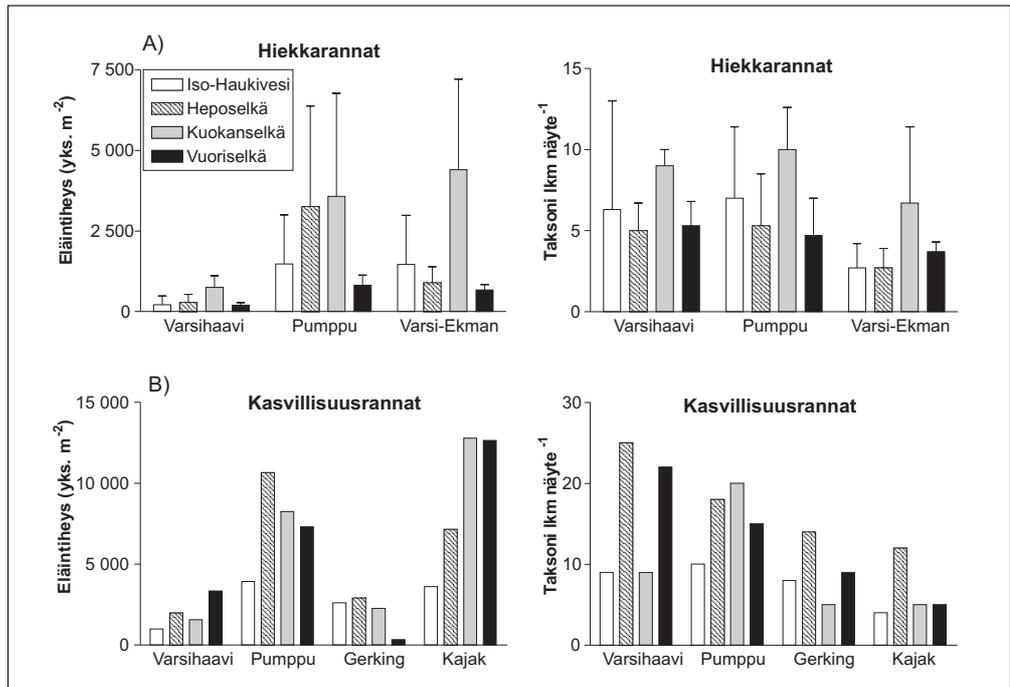


Kuva 9. Haukiveden kivikkorantänäytteiden DCA-ordinaatiot. (A) Kaikki menetelmät mukaan luettuna. Samalta paikalta otetut näytteet ympyröity. (B-D) Menetelmäkohtaiset ordinaatiot. Samalta tutkimusalueelta otetut näytteet ympyröity.

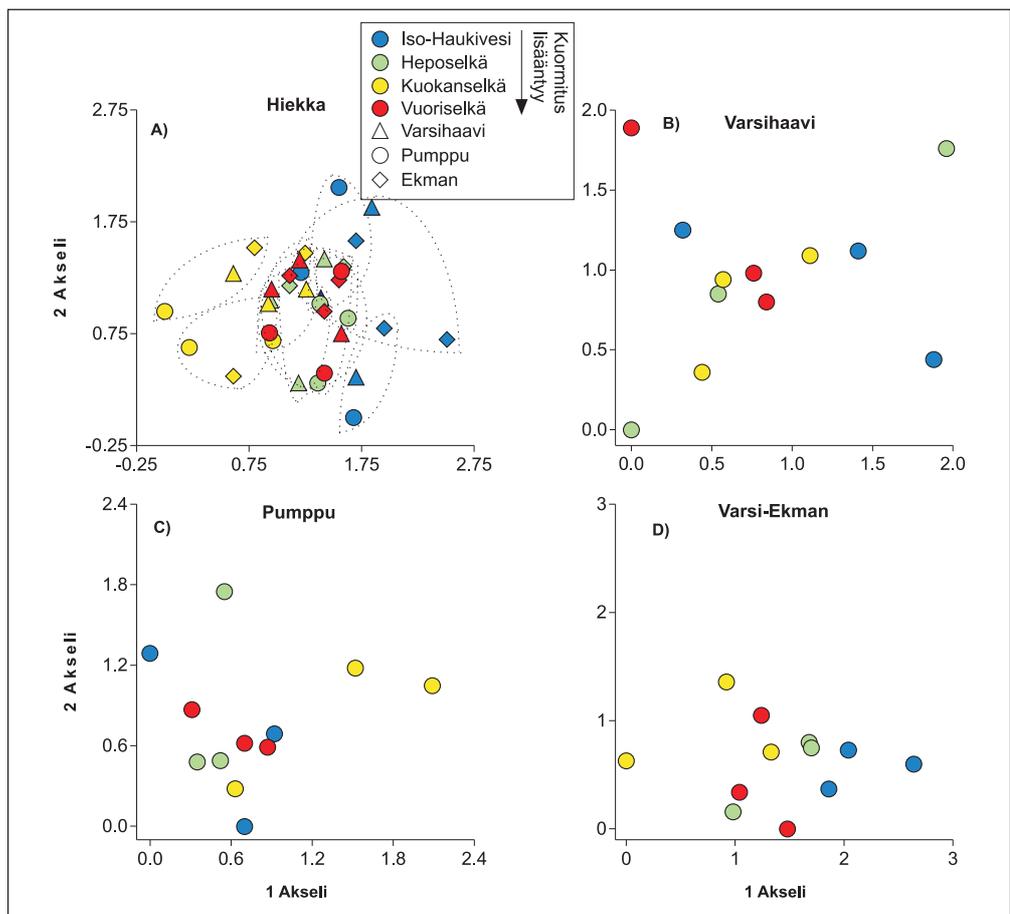
5.1.3 Hiekkarannat

Varsihaavinäytteiden perusteella lasketut eläintiheydet olivat pienempiä kuin kahdella muulla menetelmällä (kuva 10 a). Varsihaavinäytteissä taksonirunsaus oli suunnilleen samaa tasoa pumppunäytteiden kanssa (kuva 10 b). Pienimmät näytekohtaiset taksonimäärät saatiin varsi-Ekmanilla. Varsi-Ekmanin muita alhaisemmat taksonimäärät voivat kuitenkin selittyä muita menetelmiä pienemmällä näytepinta-alalla. Hiekkarantänäytteiden järjestyminen ordinaatioavaruudessa ei näyttänyt olevan yhteydessä alueisiin kohdistuvaan ihmisperäiseen häiriöön (kuvat 11 a-d). DCA-analyysi erotteli vain heikosti eri asteisesti kuormitetut alueet toisistaan. Altaat eivät asettuneet kuormituspaineen mukaiseen järjestykseen, vaikka vertai-

lualue sijoittui muista erilleen 1-akselin suuntaisesti. Eri menetelmin samalta paikalta otetut näytteet ryhmittivät useimmissa tapauksissa lähemmäksi, vaikkei paikan mukainen ryhmittyminen ollut yhtä selvää kuin kivikkorannoilla (kuvat 11 b-d). Menetelmiä yksitään tarkasteltaessa vain varsi-Ekmanilla otetuissa näytteissä vertailualue erosi kuormitetuista (kuva 11 d).



Kuva 10. Eri näytteenottomenetelmillä saadut eläintiheydet ja taksonirunsaudet Haukiveden (A) hiekk- ja (B) kasvillisuusrannoilla.



Kuva 11. A) Kaikkien Haukiveden hiekkarantanäytteiden DCA-ordinaatio. Samalta paikalta otetut näytteet ympäröity. B-D) Eri menetelmillä otettujen hiekkarantanäytteiden DCA-ordinaatiot.

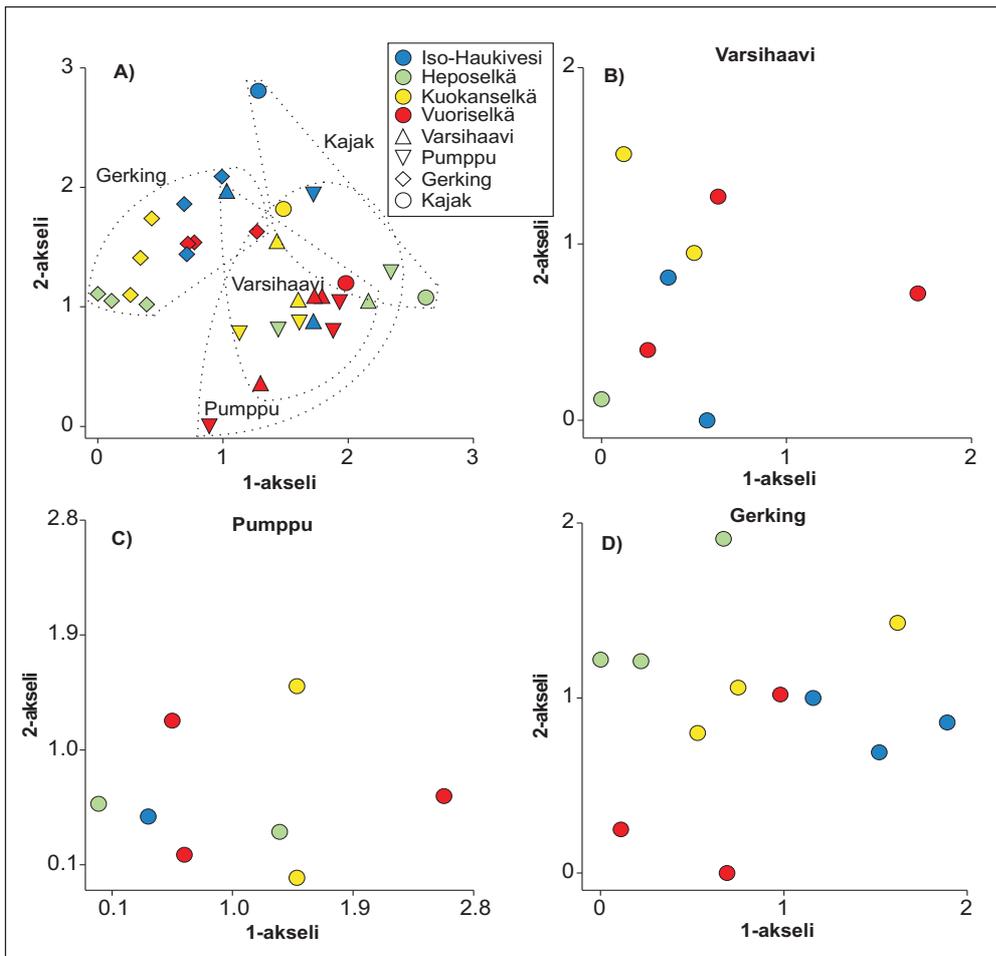
5.1.4 Kasvirannat

Eläintiheyttä ja taksonirunsautta tarkasteltiin kullakin tutkimusalueella vain yhdellä paikalla, koska muilta paikoilta ei kaikilla menetelmillä otettuja näytteitä oltu määritetty. Suurimmat eläintiheydet saatiin pumppausmenetelmällä ja Kajak-putkella (kuva 10 b). Varsihaavi- ja Gerking-näytteistä lasketut eläintiheydet olivat selvästi pienempiä. Taksonien lukumäärät olivat suurimmat varsihaavi- ja pumppunäytteissä (kuva 10 b). Kaikkien analysoitujen kasviranta-näytteiden DCA-ordinaatioissa eri menetelmillä otetut näytteet näyttävät muodostavan osin omia ryhmiään (kuva 12 a). Varsinkin epifyytisille eläimille tarkoitettulla Gerking-noutimella ja sedimentissä sekä sen pinnalla eläville eläimille tarkoitettulla Kajak-putkella otetut näytteet muodostivat selkeästi

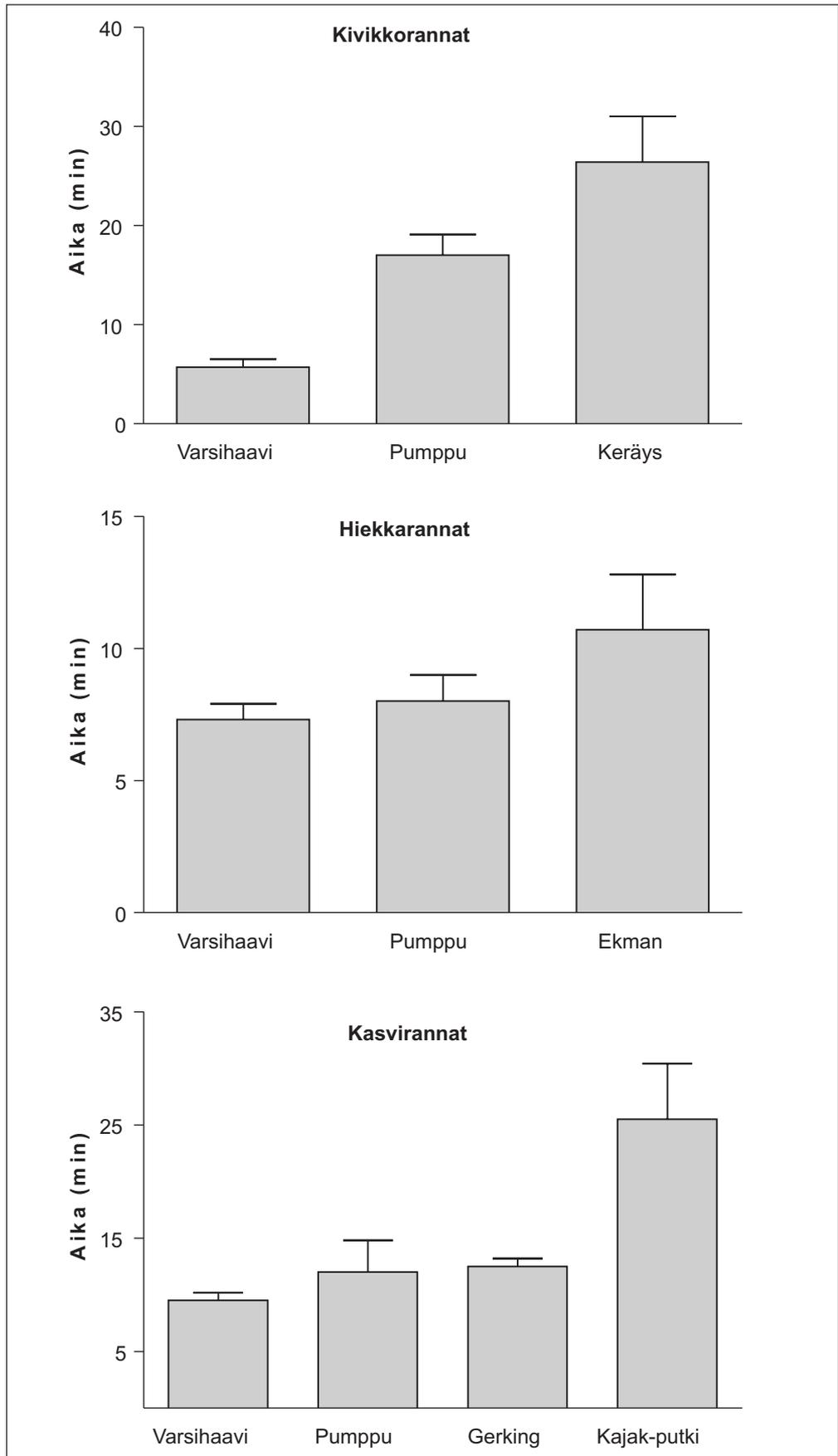
omat ryhmänsä. Sen sijaan varsihaavi- ja pumppunäytteiden koostumuksessa ei tämän perusteella näyttäisi olevan suuria eroja. Mikään tutkituista menetelmistä ei ryhmitellyt eri altaita kuorimituksen mukaiseen järjestykseen (kuvat 12 b-d). Kuitenkin Gerking-noutimella otetut näytteet muodostivat selkeitä ryhmiä tutkimusaltaittain (kuva 12 d).

5.1.5 Näytteenoton ja -käsittelyn kustannukset

Kivikkorannoilla näytteenoton aloittamisesta purkittamiseen kuluneesta ajasta oli menetelmien välisiä eroja (One-Way ANOVA, $p < 0.001$). Kaikki menetelmät erosivat toisistaan varsihaavin ollessa nopein ja kivien keräämisen hitain (kuva 13). Varsihaavilla



Kuva 12. A) Kaikkien Haukiveden kasvillisuusranta-näytteiden DCA-ordinaatio. B-D) Eri menetelmillä otettujen kasvillisuusranta-näytteiden DCA-ordinaatiot.



Kuva 13. Näytteenottoon kulunut aika eri menetelmillä ja habitaattityypeillä. Aikaan sisältyvät itse näytteenotto seulonta- ja säilöntävaiheineen.

näytteenotto oli kolme kertaa käsi-pumppua ja lähes viisi kertaa kivien keräämistä nopeampaa.

Hiekkarannoilla eri menetelmillä näytteenottoon kuluneessa ajassa oli suuntaa antavia eroja (One-Way ANOVA, $p = 0.054$). Varsihaavi oli käytetyistä menetelmistä nopein ja varsi-Ekman hitain (kuva 13). Erot eivät kuitenkaan olleet suuria. Varsi-Ekmania käytettäessä näytteenottoa vaikeuttivat ajoittain leukojen väliin jäävät kivet, jolloin jouduttiin tekemään useita yrityksiä kelvollisen näytteen saamiseksi.

Kasvirannoilla näytteenottoon käytetyt ajat erosivat toisistaan (One-Way ANOVA, $p = 0.017$). Varsihaavi oli menetelmistä nopein ja Kajak-putket hitain (kuva 13). Kajak-putkella aikaa kului yli kaksinkertaisesti muihin menetelmiin verrattuna.

Kaikista näytteiden kokonaiskäsittelyyn sisältyvistä työvaiheista näytteenoton osuus (siirtymiset, tauot ym. työvaiheet mukaan luettuna) oli habitaatista ja menetelmästä riippuen 12–39 % käytetystä henkilötyöajasta (kuva 14, liite 1). Näytekohtainen kenttätöihin käytetty henkilötyöaika oli keskimäärin yksi tunti ja 59 minuuttia, mutta vaihteli yhdestä tunnista 33 minuutista kahteen tuntiin 54 minuuttiin. Näytteiden poimintaan käytetty henkilötyöaika oli huomattava (31–69 % kokonaisajasta) ja yleisesti ottaen se oli eniten aikaa vievä työvaihe. Habitaattityypeistä kivikkorantanäytteiden poiminta-ajat olivat lyhyimpiä (keskimäärin 3 tuntia 30 minuuttia), mutta hiekka- ja kasvillisuusrantojen näytteissä poiminnan osuus korostui. Poimintaan käytetty aika oli

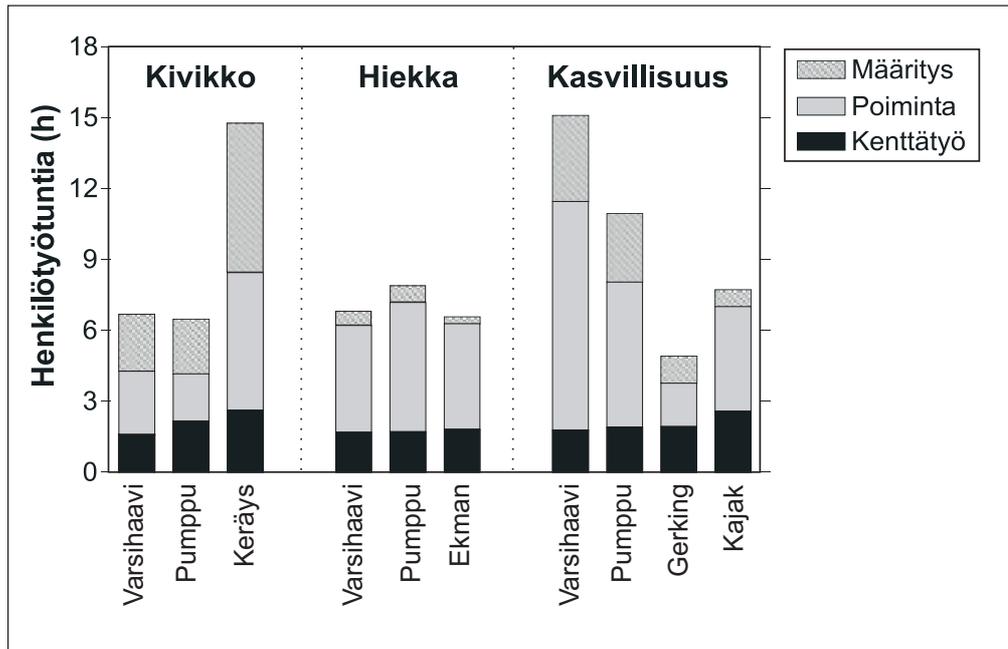
hiekkarantanäytteillä keskimäärin 4 tuntia 49 minuuttia ja kasvillisuusrantanäytteillä 5 tuntia 42 minuuttia. Kasvillisuusrannoilla eri menetelmillä otettujen näytteiden poiminta-ajoissa oli suurta vaihtelua. Gerking-näytteet olivat nopeimpia (keskimäärin 1 h 49 min.) ja varsihaavinäytteet selvästi hitaimpia (keskimäärin 10 h ja 13 min.) poimia. Taksonomiseen määrittelytyöhön käytetyn ajan osuus poikkesi selkeästi eri habitaattityypeillä. Kivikkorannoilla määrittelykseen kulunut keskimääräinen aika vaihteli 36–43 % kokonaisajasta menetelmästä riippuen. Kivien keräysmenetelmällä (6 h 20 min) määrittelyajat olivat kuitenkin selkeästi pidemmät verrattuna varsihaavi- (2 h 25 min) ja pumppumenetelmiin (2 h 19 min). Kaikilla menetelmillä otettujen hiekkarantanäytteiden määrittely oli nopeaa (4–9 % näytekohtaisesta henkilötyöajasta) ja työajat jäivät pääsääntöisesti alle yhden tunnin. Kasvillisuusrannoilla määrittelykseen kulunut aika vaihteli 9–26 % näytteen kokonaiskäsittelyyn kuluneesta ajasta. Gerking- (keskimäärin 43 min) ja Kajak-noutimien (1 h 9 min) määrittelyajat olivat kaikkein lyhimmät. Varsihaavi- (3 h 38 min) ja pumppunäytteiden (2 h 54 min) määrittelykseen kului selvästi enemmän aikaa.

Seuraava ja myös taulukossa 3 esitetty usean muuttujan askeltava regressiomalli selitti 84 % kivikkorantanäytteiden käsittelyajasta kenttätöitä, poiminta ja määrittely mukaan luettuina.

$$\log \text{Henkilötyöaika (min)} = 1.26 + 0.40 \log \text{Yks.lkm} + 0.02 \text{Taksoni lkm} + 0.20 \text{Keräys} + 0.09 \text{Detritus}$$

Taulukko 3. Yhden kivikkorannoilta otetun pohjaeläinnäytteen käsittelyaikaa (henkilötyöaika (min)) kenttä-, poiminta- ja määrittelyvaiheet mukaan luettuina mittaava usean muuttujan regressiomalli.

Malli	Muuttuja	Kerroin b	R ²	F	p
Henkilötyöaika (min) (n = 90)	Vakio a	1,26			
	log Yksilö lkm	0,40	0,59	50,40	<0.001
	Taksoni lkm	0,02	0,77	59,04	<0.001
	Kivien keräys	0,20	0,81	50,82	<0.001
	Detrituksen määrä	0,09	0,84	46,66	<0.001



Kuva 14. Näytteenkäsittelyn eri vaiheisiin kulunut aika eri näytteenottomenetelmillä ja rantavyöhykkeen habitaattityypeillä.

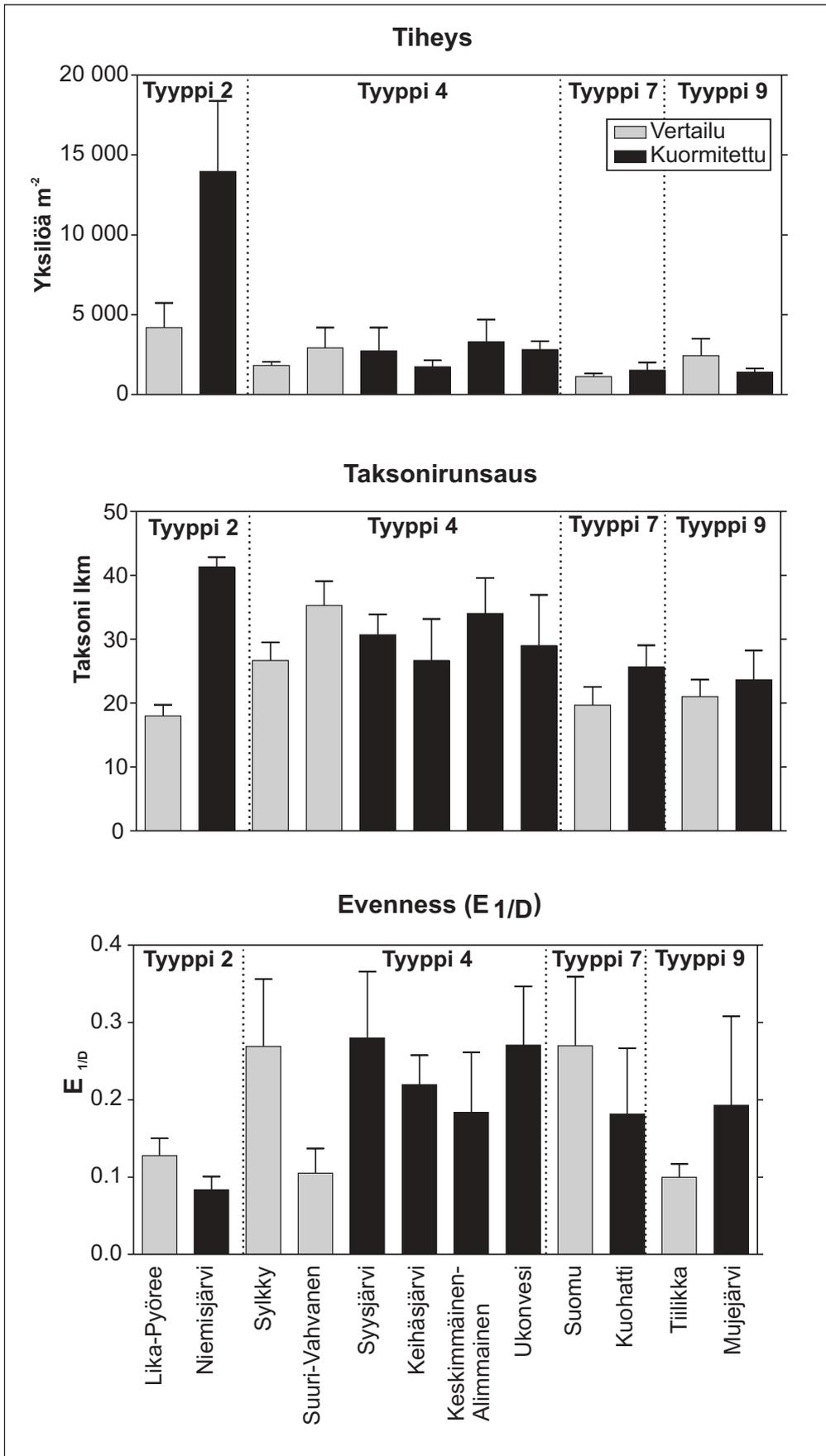
Suurimman osan vaihtelusta (59 %) selitti eläinten kokonaisuusilömäärä näytteessä. Lisäksi malliin sisältyi kolme muuta muuttujaa, joista taksonilukumäärä lisäsi 18 % selitysasteeseen. Kivien keräyksen menetelmänä ja detrituksen runsauden selittämät lisäosuudet olivat 4 ja 3 %. Kaikilla mallin muuttujilla on positiiviset kertoimet (B) eli paljon yksilöitä ja taksoneita sisältävät näytteet olivat hitaampia käsitellä. Edelleen kivien keräysmenetelmällä otetut ja toisaalta runsaasti detritusta sisältävät näytteet olivat hitaampia käsitellä, vaikka niiden selitysosuus käytetystä henkilötyöajasta oli pieni. Muut analysoidut muuttujat, kuten perifytonlevien määrä, muut käytetyt menetelmät tai poiminnan suorittanut henkilö eivät lisänneet merkittävästi mallin selitysastetta ($p > 0.05$).

5.2 Pohjaeläimet kohdejärvien ekologisen tilan arvioinnissa

5.2.1 Rantavyöhykkeen pohjaeläimet

Ekologista tilaa mittaavat muuttujat kohdejärvissä

Eläintiheddet poikkesivat merkittävästi eri järviyyppejä sekä eri kuormituksen tilaa (kuormitettu vs. vertailu) edustavissa järvissä (MANOVA, ≤ 0.038 , taulukko 4). Kuitenkin järviyypin ja kuormitustilan välillä oli yhdysvaikutus ($p = 0.001$) eli kuormituksen vaikutus tiheyteen oli päinvastainen eri järviyypeissä. Kuormitetuissa järvissä eläintihyys oli useimmiten suurempi kuin vertailujärvissä (kuva 15). Poikkeuksina olivat Mujejärvi ja Keihäsjärvi, joissa eläintihyys oli vertailuarvoa pienempi.



Kuva 15. Keskimääräiset eläintihetydet, näytekohittaiset taksonirunsaudet, Evenness-indeksin arvot (\pm keskihajonta) kuormitetuilla sekä vertailujärvillä.

Taulukko 4. Järvityypin ja kuormituksen (kuormitetut v. vertailu) vaikutus eläintihyteen, näytekohtaiseen taksonirunsauteen ja tasaisuusindeksiin ($E_{1/0}$) kohdejärvien kivikkorannoilla, usean muuttujan varianssianalyysin (MANOVA) tulokset.

	Tiheys				Taksonirunsaus				$E_{1/0}$			
	df	MS	F	p	df	MS	F	p	df	MS	F	p
Malli	7	0,42	18,23	<0.001	7	199,68	9,79	<0.001	7	0,02	2,56	0,028
Tyyppi	3	0,75	32,51	<0.001	3	187,25	9,18	<0.001	3	0,02	3,79	0,018
Kuormitus	1	0,11	4,62	0,038	1	487,15	23,87	<0.001	1	0,00	0,01	0,916
Tyyppi x Kuormitus	3	0,15	6,37	0,001	3	218,00	10,68	<0.001	3	0,02	2,31	0,091
Virhetermi	40	0,02			40	20,41			40	0,01		

Taksonirunsaus erosi merkitsevästi sekä eri järvityyppien että kuormituksen mukaan ($p < 0.001$, taulukko 4). Pieniä ja keskikokoisia, vähähumuksisia järviä (tyyppi 4) lukuun ottamatta taksonirunsaus oli kuormitetuissa järvissä vertailuloja suurempi (kuva 15). Niinpä myös taksonirunsaudessa oli järvityypin ja kuormituksen välinen yhdysvaikutus ($p < 0.001$). Tasaisuusindeksi (evenness) erosi eri järvityyppien välillä ($p = 0.018$), mutta ei kuormitustilan mukaisesti.

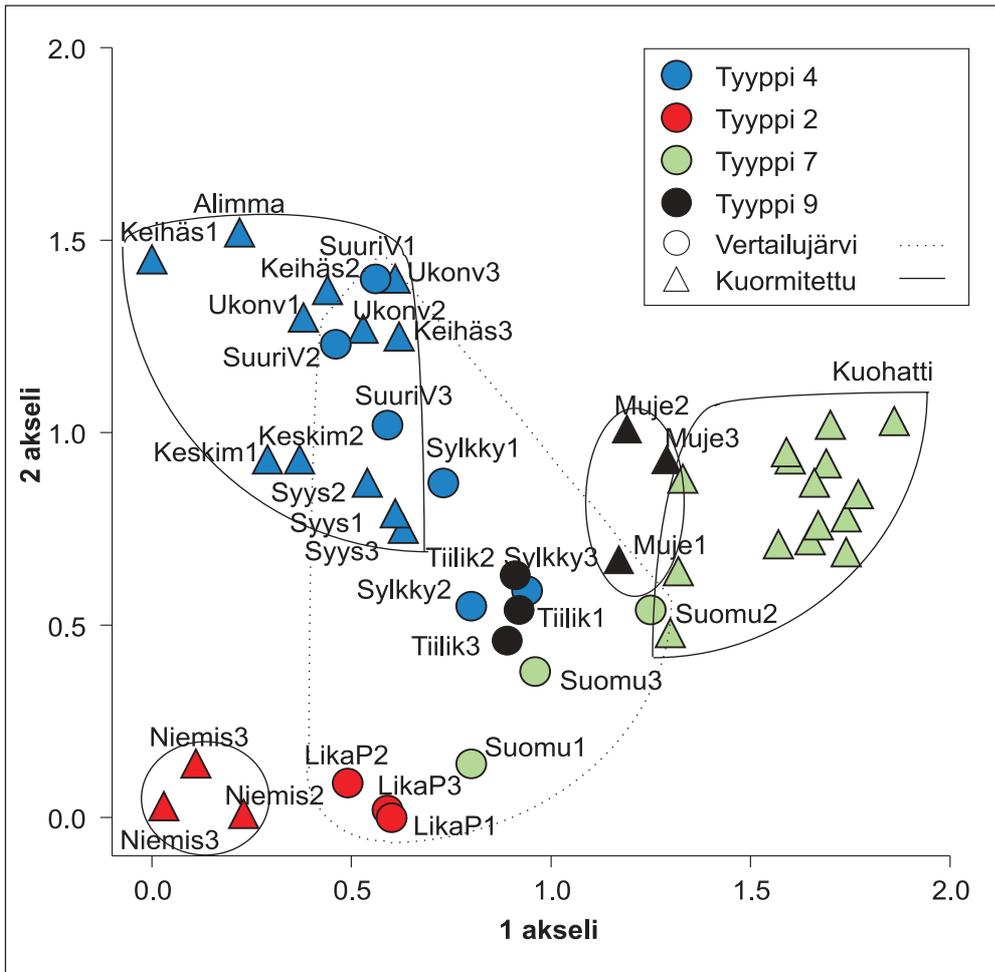
Kohdejärvien kivikkorantojen DCA-ordinaatiossa näytteet ryhmittivät järvityypeittäin, mutta samalla vahvasti myös maantieteellisen sijaintinsa perusteella (kuva 16). Kaikkien järvi-tyyppien vertailujärvet kuitenkin ryhmittivät melko lähekkäin ordinaatitason keskelle ja kunkin järven näytteet

pääsääntöisesti lähelle toisiaan (tyypit 2, 7 ja 9). Tyyppin 4 sisällä vertailu- ja kuormitetut järvet eivät erotu selkeästi toisistaan, vaan järvien ryhmittymisen heijastaa enemmän altaiden sijaintia. Esimerkiksi samaan vesistöön kuuluviin Suuri-Vahvasen, Keihäsjärven ja Keskimäinen-Alimmaisen näytteet ovat lähempänä toisiaan kuin tyyppin kaksi vertailujärveä (Suuri-Vahvanen ja Sylkky).

Eläintihyden perusteella lasketut ekologisen laatusuhteen (EQR) arvot olivat useimmissa kuormitetuissa järvisä vertailujärviä suuremmat lukuun ottamatta Keihäsjärveä ja Mujejärveä (taulukko 5). Monimuotoisuuteen liittyvistä EQR-arvoista vain Niemisjärven ja Kuohatin tasaisuusindeksin arvot olivat vertailujärviä alemmat. Lajikoostumukselle lasketut EQR-arvot olivat

Taulukko 5. Ekologisen laatusuhteen (EQR) arvot laskettuna 12 tutkimusaltaalle ja kuudelle eri muuttujalle (\pm variaatio-kerroin %). Vertailujärvet on kursivoitu.

Järvi	Tyyppi	EQR-tiheys	EQR-lajirunsaus	EQR-Evenness	EQR-koostumus Hämäläinen ym.	EQR-koostumus Jaccardin indeksi
<i>Lika-Pyöree</i>	2	1.00 \pm 36	1.00 \pm 10	1.00 \pm 18	1.00 \pm 0	1.00 \pm 12
Niemisjärvi	2	3.32 \pm 32	2.30 \pm 3	0.66 \pm 20	0.94 \pm 11	0.16 \pm 88
<i>Sylkky</i>	4	0.77 \pm 11	0.86 \pm 10	1.44 \pm 33	1.00 \pm 0	0.97 \pm 39
<i>Suuri-Vahvanen</i>	4	1.23 \pm 43	1.14 \pm 11	0.56 \pm 30	0.98 \pm 4	0.89 \pm 5
Syysjärvi	4	1.15 \pm 54	0.99 \pm 10	1.50 \pm 31	0.94 \pm 6	1.03 \pm 19
Keihäsjärvi	4	0.74 \pm 23	0.86 \pm 24	1.17 \pm 17	0.75 \pm 23	0.58 \pm 69
Keskim.-Alimm.	4	1.39 \pm 42	1.10 \pm 16	0.98 \pm 43	0.77 \pm 5	0.49 \pm 41
Ukonvesi	4	1.18 \pm 19	0.94 \pm 28	1.45 \pm 28	0.79 \pm 13	0.69 \pm 24
<i>Suomujärvi</i>	7	1.00 \pm 17	1.00 \pm 26	1.00 \pm 33	1.00 \pm 0	1.00 \pm 16
Kuohattijärvi	7	1.35 \pm 33	1.31 \pm 13	0.67 \pm 46	0.76 \pm 17	0.84 \pm 33
<i>Tiilikka</i>	9	1.00 \pm 44	1.00 \pm 13	1.00 \pm 16	1.00 \pm 0	1.00 \pm 43
Mujejärvi	9	0.57 \pm 18	1.13 \pm 19	1.93 \pm 60	0.69 \pm 7	0.47 \pm 73



Kuva 16. Kivikkorantanäytteiden DCA-ordinaatio Life Vuoksi-kohtejärvisä.

kuormitetuissa kohteissa samaa suuruusluokkaa tai pienempiä kuin vertailujärvisä.

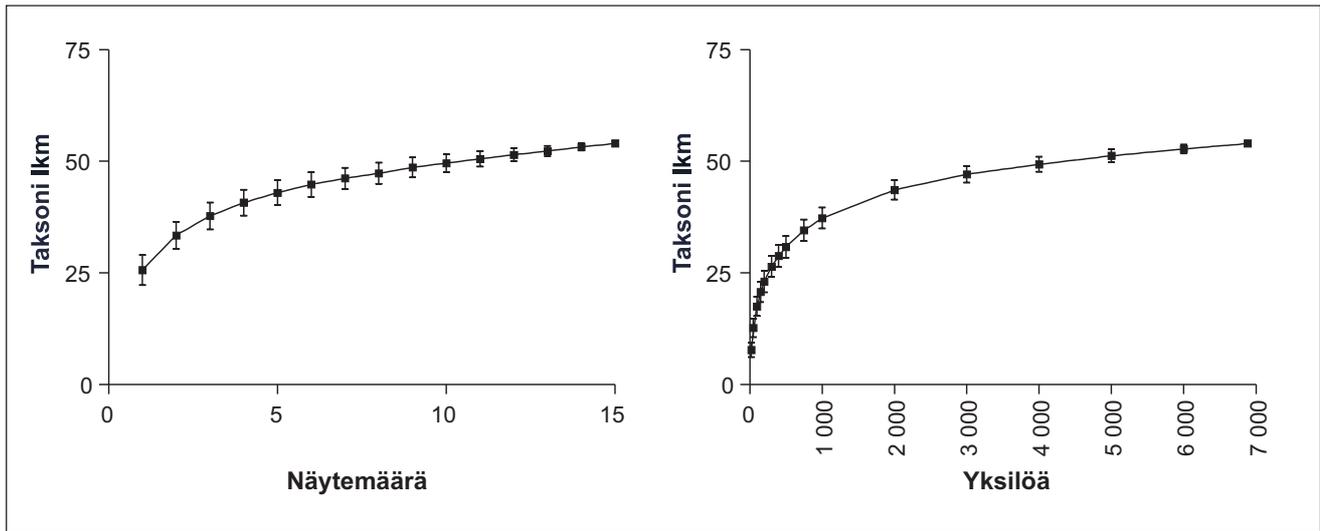
Rinnakkaisnäytteiden määrä

Kuohattijärven kivikkorannoilta määritettiin kaikkiaan 54 taksonia. Mackeyn *et al.* (1984) kriteerin 1 perusteella Kuohattijärvelle riittävä näytemäärä rantavyöhykkeellä olisi 7 näytettä, joilla löydettiin noin 85 % kokonaistaksonimäärästä. Kriteerin 2 perusteella taas 6 näytettä (83 % taksonista). Näytemäärään suhteutetulla käyrällä taksonien kertymä näyttää hidastuvan viidennen näytteen jälkeen (n. 80 % taksonista) (kuva 17). Yksilömäärän suhteen taksonikeriytyminen vähenee noin 2000 yksilön jälkeen (n. 81 % taksonista). Tämä vastaa 4,4 näytettä, kun yksilöiden lukumäärä näytteessä oli keskimäärin 459. Mikäli

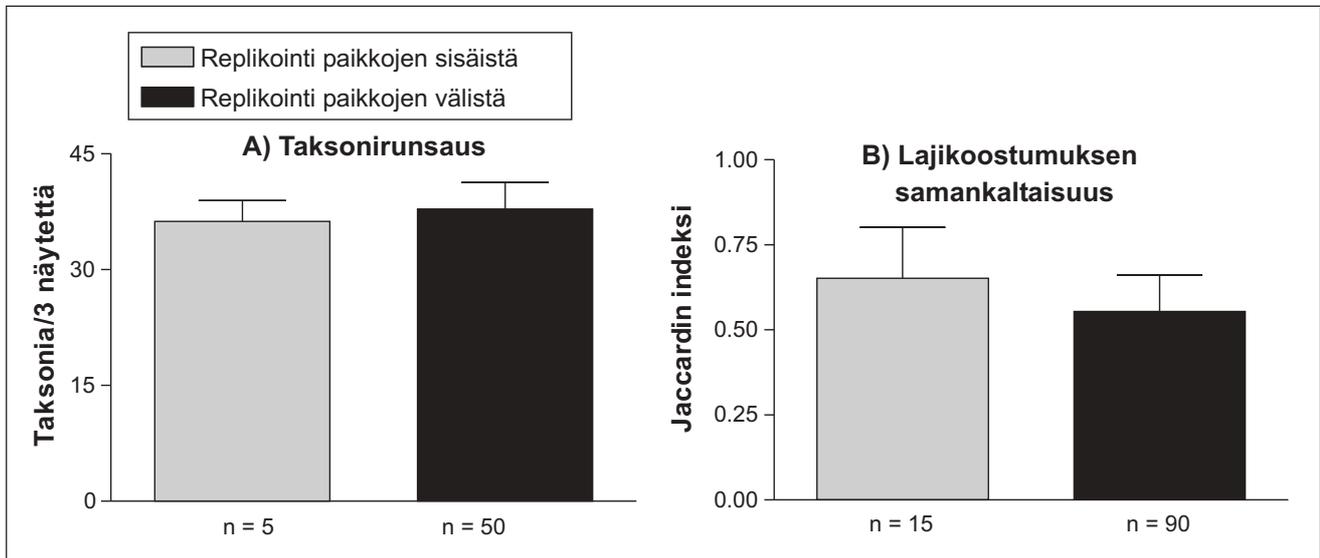
tyypin I ja II virheille asetetut todennäköisyydet ovat 5 tai 10 % ja toivotut havaittavat muutokset 25 % taksonirunsaudessa, 50 % tiheydessä ja 37,5 % Jacquardin indeksillä mitatussa taksonikoostumuksessa, 5–7 varsihaavinäytettä saattaisi olla riittävä näytemäärä Kuohattin kaltaiselle järvelle (taulukko 6).

Toistot paikkojen väliltä vai paikan sisältä?

Kuohattijärvellä kolme eri paikoilta satunnaisesti arvottua näytettä tuottivat keskimäärin vain hieman enemmän lajeja kuin kolme paikan sisäistä toistoa (kuva 18) eikä ero ollut tilastollisesti merkitsevä (One-Way ANOVA, $p = 0.317$). Sen sijaan näytteiden välisen lajikoostumuksen samankaltaisuus Jacquardin indeksillä mitattuna oli eri paikoilta otetuissa toistoissa merkitsevästi



Kuva 17. Taksonien kumulatiivinen kertymä Kuohattijärvellä suhteessa näyte- ja yksilömäärään.



Kuva 18. A) Kolmen näytteen yhteen laskettu taksonilukumäärä mikäli näytteet replikoitu saman paikan sisältä tai eri paikoilta. B) Lajikoostumuksen samankaltaisuus kahden näytteenvälillä, kun näytteet on otettu samalta tai eri paikalta.

Taulukko 6. Elzinghan ym. (2001) mukaan arvioitujen vuosien väliseen seurantaan riittävät näytemäärät Kuohattijärven kivikkorannoilla, kun pyrkimyksenä on havaita 25 %, 37,5 % tai 50 % muutos taksonirunsaussissa, eläinten kokonaistiheydessä ja Jaccardin indeksillä mitatussa taksonikoostumuksessa. Näytemäärät on arvioitu tyyppin I (α) ja II (β) virheiden todennäköisyyksien ollessa 0.05 ja 0.10.

Tyyppin II virheen todennäköisyys β	Havaittava muutos (%)	Taksonirunsaus		Tiheys		Taksonikoostumus	
		$\alpha = 0.05$	$\alpha = 0.10$	$\alpha = 0.05$	$\alpha = 0.10$	$\alpha = 0.05$	$\alpha = 0.10$
0,05	25	7,3	6	45,1	37,4	18,4	15,3
0,1	25	5,9	4,8	36,5	29,6	14,9	12,1
0,05	37,5	3,2	2,6	20,0	16,6	8,2	6,8
0,1	37,5	2,7	2,1	16,2	13,2	6,6	5,4
0,05	50	1,8	1,5	11,3	9,4	4,6	3,8
0,1	50	1,5	1,2	9,1	7,4	3,7	3,0

pienempi verrattuna paikan sisällä tehtyihin toistoihin (One-Way ANOVA, $p = 0.003$).

5.2.2 Syvänteiden pohjaeläimet

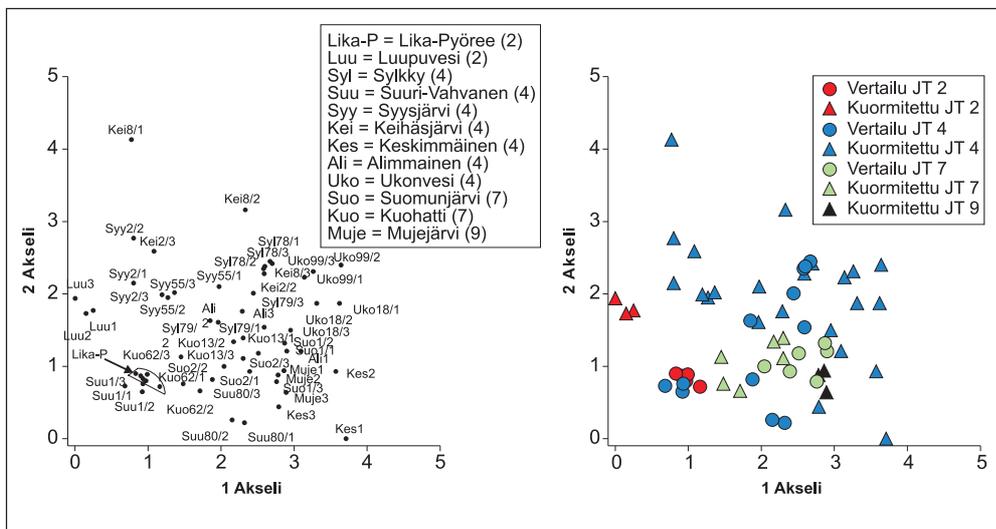
Kaikkien tutkimusjärvien syvänteiden DCA-ordinaatiossa tyyppin 4 järvien välinen vaihtelu oli suurempaa kuin muiden järvien vaihtelu yhteensä (kuva 19). Vertailujärvistä Suuri-Vahvasen näytteet erkanivat kuormitetuista järvistä, mutta Sylkky ryhmittyi kuormitettujen järvien joukkoon. Tyypeissä 2 ja 7 vertailu- ja kuormitettujen järvien näytteet ryhmittyivät erilleen. Samasta syvänteestä otetut näytteet ryhmittyivät lähemmäksi eli järven sisäisestä vaihtelusta suurin osa oli syvänteiden välistä paikan sisäisen vaihtelun ollessa pientä. Eläintiheydet ja taksonirunsaus olivat tyyppin 2 vertailujärvessä Lika-Pyöreessä suurempia kuin kuormitettussa Luupuvedessä (kuva 20). Tyyppin 7 järvissä eläintiheydet ja taksonirunsaus olivat sitä vastoin suurempia kuormitettussa Kuohatissa kuin vertailujärvenä olleessa Suomunjärvessä. Tyyppin 4 järvien syvänteiden eläintiheksissä ja lajirunsaudessa esiintyi huomattavaa järvien sisäistä ja välistä vaihtelua. Surviaisääskilajiston perusteella lasketut syvänteekohtaiset BQI-indeksin arvot olivat

kuormitetuissa järvissä pienempiä tai yhtä suuria kuin vastaavan tyyppin vertailujärvissä (kuva 20).

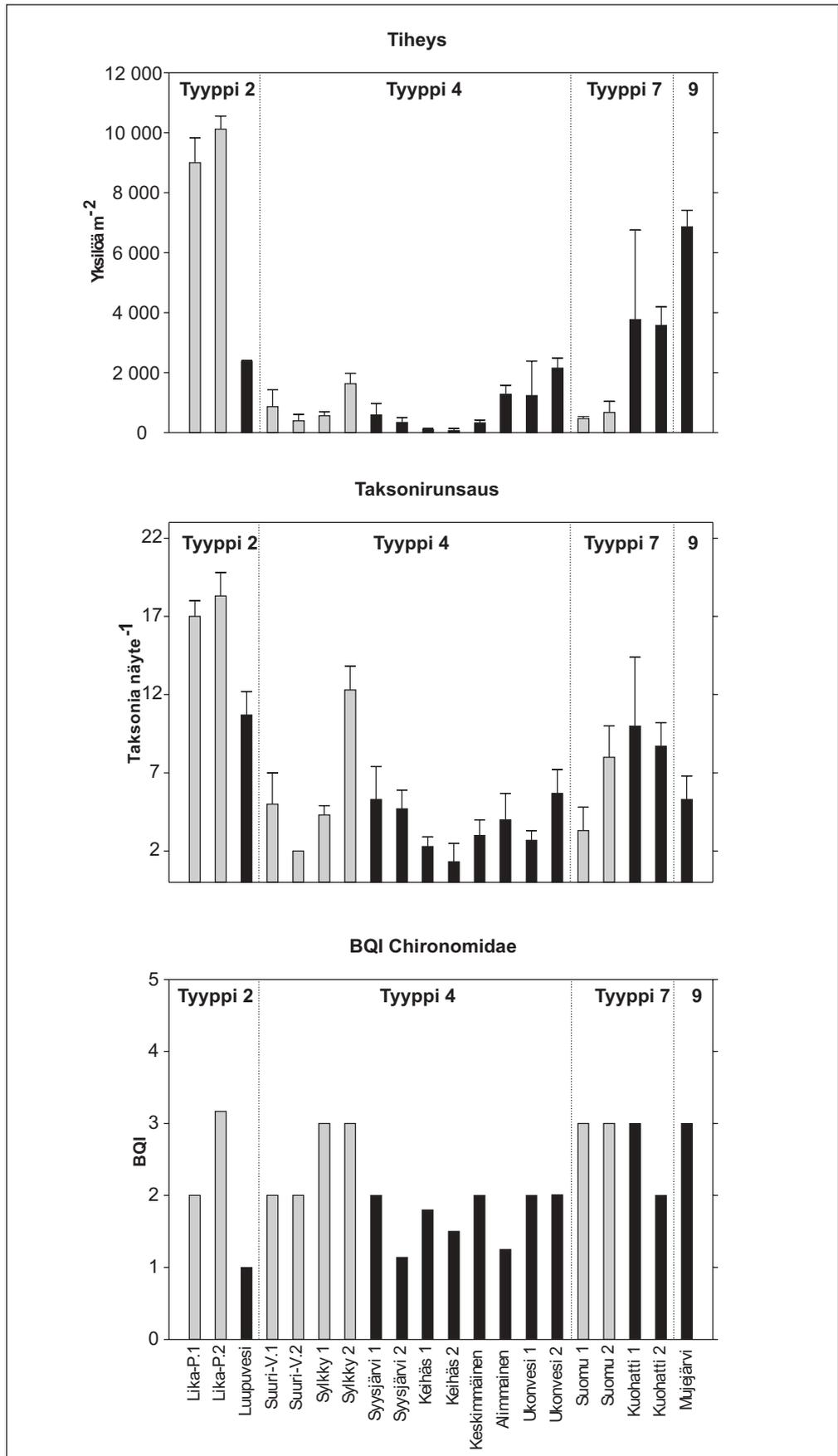
Tyyppin 4 järville tehdyssä DCA-ordinaatiossa lähivaluma-alueen fosforikuormituksella (Manninen *et al.* 2003) ja pohjaeläinyhteisön koostumuksella (DCA1) oli selvä yhteys mikäli Sylkyn näytteitä ei oteta huomioon (kuva 21). Sylkyn näytteet mukaan lukien ei yhteyttä fosforikuormituksen ja ensimmäisen ordinaatioakselin välillä esiintynyt ($p = 0.415$).

5.3 Taksonominen resoluutio

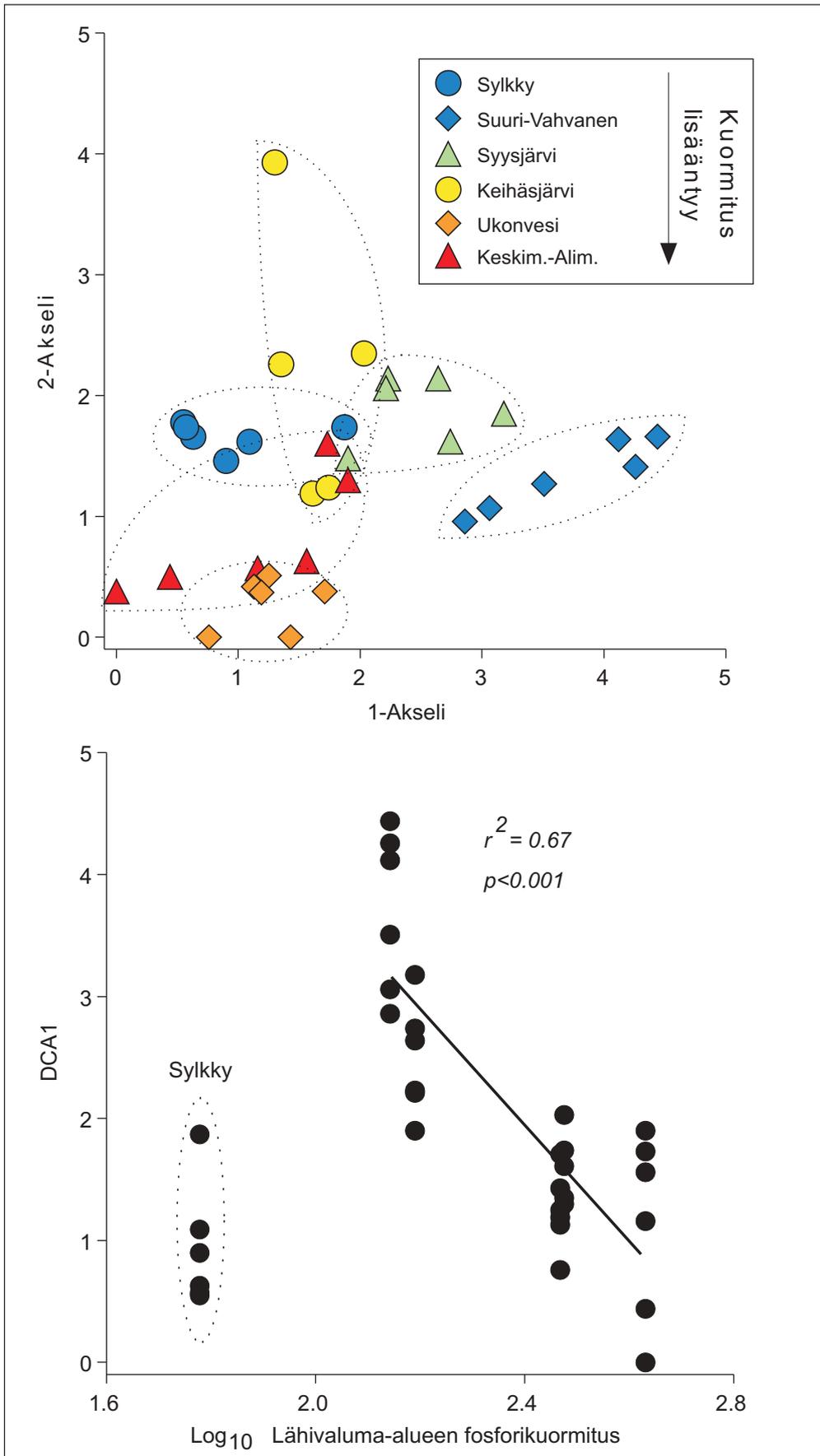
Haukiveden kivikkoranta-aineistolle tehdyissä DCA-analyysissä "laji-" ja heimotasot erottelivat kuormitettut paikat parhaiten. Lahkotason erottelukyky oli heikko (kuva 22). Lajitasolla veden kokonaisfosfori selitti 55 % ensimmäisen ordinaatioakselin arvoista, kun heimotasolla vastaava selitysaste oli 35 % (kuva 23). Lahkotasolla toinen ordinaatioakseli korreloi heikosti veden fosforipitoisuuden kanssa. Pienissä ja vähähumuksisissa järvissä (tyyppi 4) kaikki taksonomiset tasot kykenivät erottelamaan kuormitettut järvet johdonmukaisesti vertailujärvistä (kuva 24 a). Yh-



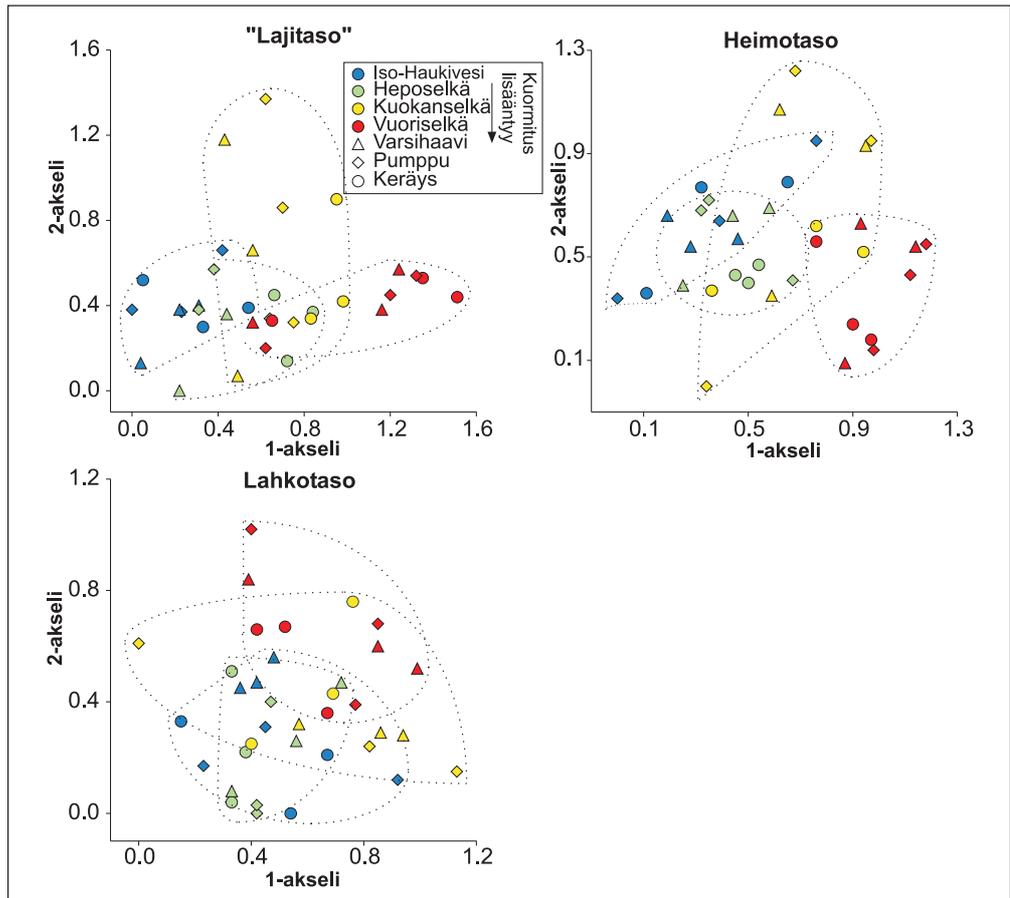
Kuva 19. Kohdejärvien syvänteiden DCA-ordinaatio.



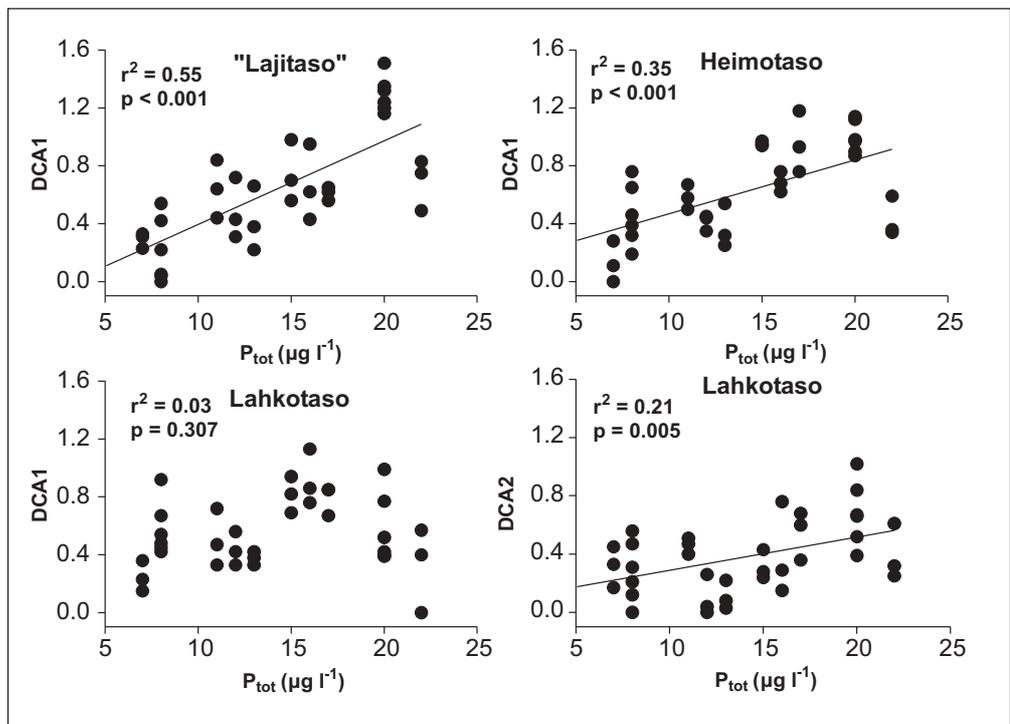
Kuva 20. Keskimääräinen eläintiheys, taksonirunsaus ja pohjanlaatuindeksi (BQI) (\pm keskihajonta) kohdejärvien syvänteissä.



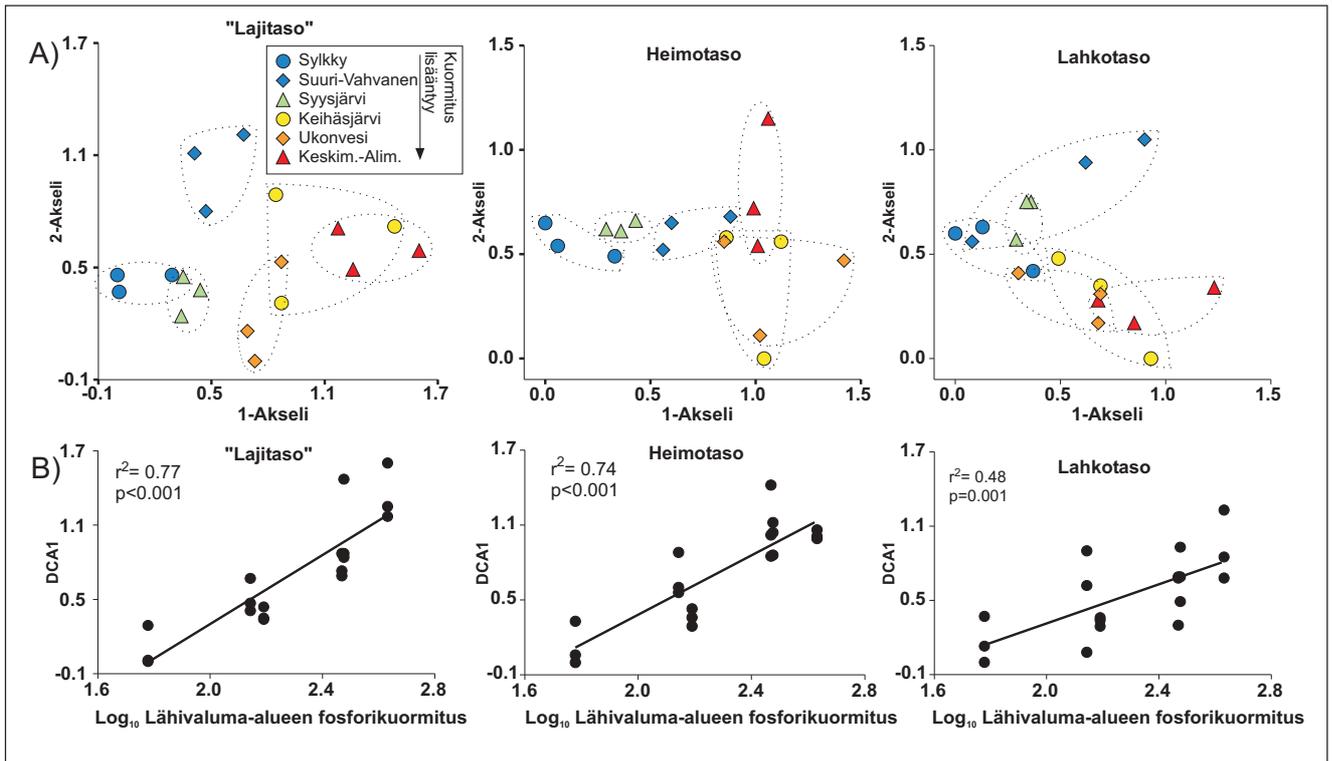
Kuva 21. Tyypin 4 järvien DCA-ordinaatio ja ensimmäisen ordinaatioakselin yhteys lähivaluma-alueen fosforikuormitukseen.



Kuva 22. Haukiveden kivikkorantänäytteille tehty DCA-analyysi kolmella eri taksonomisen määrittelyn tasolla.



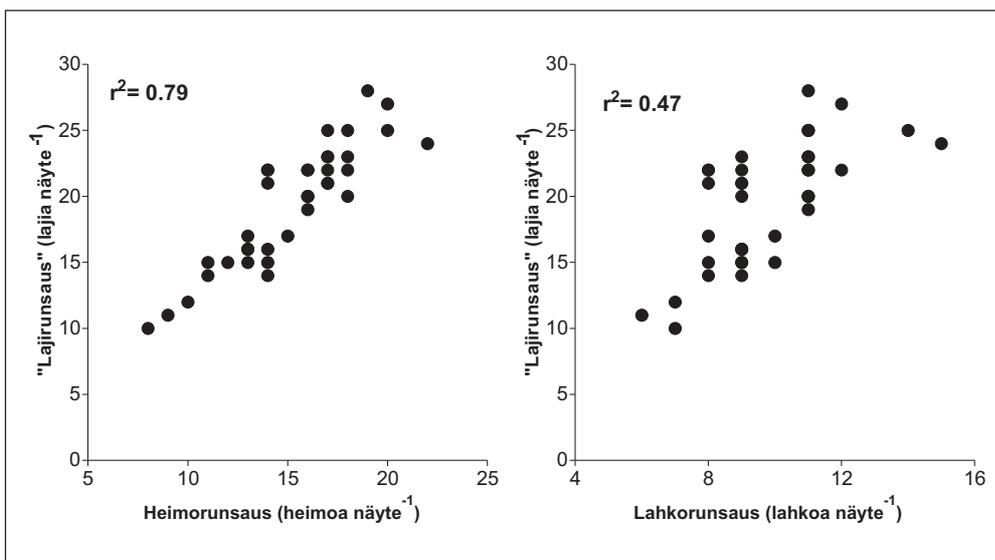
Kuva 23. Ensimmäisen DCA-akselin yhteys ihmistoiminnan kuormitusta kuvaavaan veden kokonaisfosforipitoisuuteen eri taksonomisen määrittelyn tasoilla Haukiveden kivikkorannoilla.



Kuva 24. A) Tyypin 4 järvien eri taksonomisen resoluution tasoilla tehtyt DCA-ordinaatiot. B) Ensimmäisen ordinaatioakselin ja lähivaluma-alueen fosforikuormituksen (Manninen et al. 2003) välinen yhteys.

teys lähivaluma-alueen fosforikuormitukseen näytti heikkenevän lajitasolta ylemmille tasoille siirryttäessä (kuva 24 b). Haukivedellä kivikkorantanäytettä

kohti laskettu heimojen ja lahkosten lukumäärä oli yhteydessä käytetyllä määrittelytasolla saatuun "lajirunsauteen" (kuva 25).



Kuva 25. Heimo- ja lahkotasojen yhteys "lajirunsauteen" Haukiveden kivikkorantanäytteisissä.

5.4 Näytteenoton kokonaiskustannukset

Näytteenoton ja -käsittelyn kokonaiskustannukset laskettiin yhtä kohdejärveä kohti (taulukko 7). Kustannukset (euroa) laskettiin käyttäen kaikilta järveltä otettujen näytteiden keskimäärisiä käsittelyaikoja ja olettaen, että kustakin järvestä otetaan 5 varsijaavinäytettä rantavyöhykkeestä sekä 6 Ekmannäytettä syvänteistä. Kuohattijärven aineiston perusteella näyttäisi 5 rantanäytettä antavan riittävän luotettavan arvion pohjaeläinten runsaudesta, monimuotoisuudesta ja yhteisön koostu-

muksesta. Syvännenäytteiden määränä käytettiin tässä tutkimuksessa yhdestä järvestä otettujen näytteiden määrää. Riittävää järvikohtaista syvännenäytteiden määrää ei kuitenkaan tässä tutkimuksessa pyritty arvioimaan, joten laskelmassa käytetty 6 ei välttämättä ole riittävä antamaan luotettavaa arviota järven ekologisesta tilasta (ks. Veijola *et al.* 1996). Laskelmassa kenttäryhmän koko oli kaksi henkilöä. Kustannuksissa on otettu huomioon työntekijöiden palkat, päivärahat, matkakulut ja polttoainekustannukset. Kustannuksissa eivät ole mukana aineiston käsittelystä, tulkinnasta ja raportoinnista aiheutuneet kulut.

Taulukko 7. Näytteiden oton ja käsittelyn kustannukset (euroa) yhtä tutkimusjärveä kohti.

Kustannustekijä	Rantanäytteet	Syvännenäytteet	Kokonaiskustannukset
Suunnittelu- ja valmistelutyö	100	100	200
Maastotyö	533	426	959
Näytteiden poiminta	358	77	435
Lasipreparaattien valmistus		219	219
Eläinten määrittäminen	398	102	500
Tietojen tallennus	42	42	84
Kustannukset yhteensä (euroa)	1 431	966	2 397

Tulosten tarkastelu

6.1 Rantavyöhykkeen pohjaeläimet ekologisen tilan arvioinnissa

Järvien ekologisen tilan arvioinnin kannalta ranta- eli litoraalivyöhyke muodostaa keskeisen alueen. Litoraali elinympäristönä on huomattavasti heterogeenisempi kuin järvien syvännealueet. Habitaattien runsaudesta johtuen on lajistollinen monimuotoisuus rantavyöhykkeessä huomattavasti suurempaa syvänteisiin verrattuna. Paikallisten pienelle alueelle rajautuneiden päästöjen tai häiriöiden vaikutukset, kuten ravinteiden huuhtoutuminen maa-alueelta, voivat näkyä ensin rantavyöhykkeessä. Lisäksi tiettyjen paineiden vaikutukset voivat rajautua pääasiallisesti litoraaliin. Tällaisia häiriöitä ovat mm. vedenpinnan säännöstely, rantarakentaminen ja vapaa-aikaan liittyvät toiminnot, kuten veneily ja uiminen. Myös happamoitumisen vaikutukset näkyvät voimakkaammin rantavyöhykkeen pohjaeläimistössä, koska erityisesti lyhytaikaiset happamuusvaihtelut kohdistuvat mataliin rantavesiin minne useimpien happamuudelle herkkien eläinten, kuten päivänkorenon toukkien ja kotiloiden esiintyminen on järvissä rajautunut (Meriläinen & Hynynen 1990, Brodin & Gransberg 1993, Johnson 1995).

6.2 Habitaattityypin vaikutus pohjaeläimistöön rantavyöhykkeessä

Haukiveden kolmelta litoraalihabitaatilta kerätty aineisto osoitti lajiston olevan kullekin habitaattityypille ominainen (kuva 6) ja tukee siten Saimaalla aiemmin tehtyä tutkimusta (Tolonen *et al.*

2001). Johnson ja Goedkoop (2002) havaitsivat myös pienissä ja keskikokoisissa järvissä habitaattityypin selittävän suurimman osan litoraalin pohjaeläimistön taksonomisesta ja toiminnallisesta koostumuksesta verrattuna vesikemian, rantakasvillisuuden, valuma-alueen, ekoregion ja maantieteellisen sijainnin vaikutuksiin. Myös monien virtavesitutkimuksien (mm. Rabeni 2000) tulokset viittaavat habitaattityypin usein ensisijaisesti määräävän yhteisön koostumuksen, jolloin paineiden vaikutukset tulevat esiin vasta kutakin habitaattityyppiä yksittäin tarkasteltaessa. Tämän perusteella eivät eri habitaateilta otetut näytteet olisi vertailukelpoisia. Tolonen *et al.* (2001) ovatkin suositelleet järvien välistä vertailua tehtävän vain saman habitaattityypin sisällä. Näytteenoton keskittäminen tiettyyn habitaattityyppiin ja ajankohtaan on biomonitoroinnissa yleistä kohteen sisäisen vaihtelun vähentämiseksi ja kohteiden välisen vaihtelun korostamiseksi, jolloin mm. ihmisperäisten paineiden vaikutusten havaitseminen tehostuu (Johnson 1995). Päinvastaisia tuloksia on saatu pienistä ja keskikokoisista irlantilaisista järvistä ($\leq 11 \text{ km}^2$), joissa habitaattityyppi (kivikko- ja kasviranta) ei vaikuttanut järvien pohjaeläinyhteisöihin perustuvaan erotteluun (Irvine *et al.* 2001, White & Irvine 2003). Kuitenkin järven sisällä lajikoostumuksen havaittiin olevan habitaateille ominainen, joten myös White ja Irvine (2003) suosittelivat vertailua tehtävän mieluiten tietyn habitaattityypin sisällä ekologisen "hälyn" vähentämiseksi.

Haukiveden tutkimuksessa vain kivikkorantojen pohjaeläinyhteisön koostumuksella näytti olevan selkeä yhteys kuormitustilaan. Hiekka- ja kasvillisuusrannoilta otetut näytteet erotelivat vertailualtaan ja kuormitetut alu-

et parhaimmillaankin vain heikosti toisistaan. Myös Tolonen *et al.* (2001) havaitsivat kivikkorantojen pohjaeläinten indikoivan parhaiten tutkimusaltaiden ravinnekuormitusta.

6.3 Eri näytteenotto- menetelmien sopivuus litoraalihabitaateille

Eri menetelmien kyvyssä erotella vertailu- ja kuormitetut kohteet ei ollut suuria eroja. Yhteisön koostumuksella mitattuna menetelmällisesti ja välineellisesti yksinkertainen varsihaavi erotteli kuormitustilaltaan poikkeavat altaat yhtä hyvin kuin muut käytetyt menetelmät (kuva 9). Lisäksi varsihaavimenetelmä soveltuu kaikille tutkituille habitaattityypeille. Muista tutkituista menetelmistä kaikille habitaateille sopiva on vain käsipumppu. Tosin pumpun lisäksi käytetyt oheisvälineet ja itse näytteenotto poikkesivat kivikkorannoilla muista habitaateista. Varsihaavinäytteenotto kuten monet muutkin rantavyöhykkeessä käytetyt menetelmät ovat vain semikvantitatiivisia. Vesipolitiikan puitedirektiivi ei kuitenkaan edellytä näytteenottomenetelmien kvantitatiivisuutta (EY 2000). Erityisesti kivikkorantojen varsihaavinäytteissä eläintiheydet olivat pienempiä muihin menetelmiin verrattuna. Varsihaavinäytteenotollinen teho erityisesti kiven alapinnoilla eläville eläimille lienee muita tutkittuja menetelmiä heikompi. Tämä ja eräät muut tutkimukset osoittavat, että rakenteellisesti kompleksisessa ympäristössä eri näytteenottomenetelmät ovat usein eri taksoneita valikoivia (Tolonen & Hämäläinen 2001, Muzaffar & Colbo 2002). Kuitenkin kivikko- ja hiekkarannoilla samalta paikalta eri menetelmillä otettujen näytteiden lajikoostumus oli varsin samankaltainen (kuvat 9 ja 11), mikä oli havaittavissa myös Storeyn *et al.* (1991) virtavesissä tehdyssä menetelmävertailussa. Kasvillisuusrannoilla kasvillisuuden pinnoilla eläville epifyyttisille eläimille tarkoitettulla Gerking-noutimella ja se-

dimentille tarkoitettulla Kajak-putkella otettujen näytteiden taksonominen koostumus oli odotetusti erilainen, eri habitaatteja edustava. Koostumukseltaan samankaltaisemmissa varsihaavi- ja pumppunäytteissä edustettuina ovat sekä epifyyttiset että sedimentissä elävät eläimet.

6.4 Ekologisen tilan arviointi eri järvityyppejä edustavissa kohteissa

Eri järvityyppien litoraaliyhteisöt olivat samankaltaisia kunkin tyyppin sisällä (kuva 16). Järvityyppiin lisäksi litoraalinäytteiden ryhmittymisen kuvastaa samalla myös alaiden maantieteellistä sijaintia, joten tyyppittelyn toimivuutta ei tämän analyysin perusteella voida luotettavasti arvioida.

Lajistolliseen monimuotoisuuteen liittyvät muuttujat: lajirunsaus ja tasaisuus (Evenness) reagoivat paineisiin vaihtelevasti. Lajirunsaus oli useimmiten kuormitetuissa kohteissa vertailujärviä tai -alueita suurempi. Sen sijaan lajikoostumus erotteli kuormitetut ja vertailukohteet sekä eri järvityypit varsin hyvin toisistaan. Hill *et al.* (2001) ovat todenneet diversiteettiin liittyvien mittarien voivan reagoida varsin epäjohdonmukaisesti ihmisperäisiin häiriöihin, mutta lajikoostumuksen erottelevan paremmin häiriön kohteena olevat ja vertailuyhteisöt toisistaan. Lajistollisen monimuotoisuuden epäjohdonmukainen reagointi paineisiin ilmeni myös tässä tutkimuksessa. Eläinrunsausta mittaava tiheys oli Haukiveden kuormitetuilla alueilla vertailualueita pienempi. Muissa kuormitetuissa kohdejärvisä eläintiheys oli vaihtelevasti vertailujärveä suurempi tai pienempi. Usein pohjaeläintutkimuksissa käytetty biomassa lienee kuitenkin tiheyttä parempi runsauden mittari. Biomassa on suoremmin yhteydessä ekosysteemin toimintaan, koska se huomioi yksilöiden koon. Yksilömäärältään runsaan, mutta pienikokoisen lajin toiminnallinen

merkitys saattaa olla vähäinen verrattuna suurikokoiseen ja vähälukaiseen, biomassaltaan runsaampaan lajiin.

6.5 Riittävä näytemäärä ja näytteiden edustavuus

Kuohattijärven tutkimuksen perusteella 5–7 näytettä rantavyöhykkeestä saataisi olla riittävä näytemäärä, jotta muutokset eläin- ja taksonirunsaudessa sekä yhteisön lajistollisessa koostumuksessa havaittaisiin riittävällä tarkkuudella. Tähän arvioon tulee suhtautua varauksella, sillä se on tehty vain yhdellä järvellä. Arviota tukee kuitenkin Johnsonin (1995) tulos, jonka mukaan havaittava suhteellinen ero pohjaeläinyhteisön tilaa ilmentävissä muuttujissa pienenee enää hitaasti, mikäli näytteitä otetaan enemmän kuin viisi. Myös Johnsonin tutkimuksessa rantavyöhykkeen näytteet otettiin kivikkorannoilta varsihaavilla. Tämän tutkimuksen aineisto ei anna mahdollisuuksia yhdelle järvelle riittävän syvän näytemäärän arvioimiseen. Syvänteissä ja sublitoraalissa pohjaeläinyhteisön tilaa indikoivien muuttujien kyvyn tunnistaa havaintokohteiden välinen ero on havaittu paranevan vain hitaasti viittä useammalla Ekman-näytteellä (Johnson 1995). Veijola *et al.* (1996) ovat kuitenkin arvioineet 10 rinnakkaisnäytteen olevan riittävä toistojen määrä suurelle järvelle. Tällä rinnakkaisten määrällä saavutetaan yleensä myös suomalaisen standardin suosittelema 100 eläinyksilön kokonaismäärä (SFS 5076 1989). Standardin suosittelemat 3–5 rinnakkaisnäytettä eivät suurissa järvissä aina riitä mainitun kokonaisuusilömäärän saavuttamiseksi (Veijola *et al.* 1996). Syys- ja Keihäsjärvi pois lukien tämän tutkimuksen pienemmistä järvistä otetuissa 6 näytteessä oli yhteensä yli 100 yksilöä (liite 4).

Kuohattijärven eri paikoilta otetut kolme toistoa tuottivat vain hieman enemmän lajeja verrattuna samalta pai-

kalta otettuihin kolmeen näytteeseen (kuva 18). Kuitenkin lajikoostumus oli eri paikoilta otettujen toistojen välillä selvästi erilaisempaa kuin verrattaessa samalta havaintopaikalta otettuja näytteitä. Yksi havaintopaikka ja sen lajisto ei välttämättä edusta järvityypillisiä oloja. Siksi järvikohtaisten näytteiden ottaminen on suositeltavampaa useista havaintopaikoista, jolloin näytteiden edustavuus on parempi.

6.6 Syväne vs. litoraali ekologisen tilan arvioinnissa

Syvänteiden ja litoraalivyöhykkeen pohjaeläimiin kohdistuvat paineet ovat osin erilaisia. Monet paineet kohdistuvat lähinnä rantavyöhykkeeseen ja vaikuttavat ensisijaisesti litoraalien eliöstöön. Toisaalta vaikka mm. järvien rehevöitymisestä seuraavat happikatot kohdistuvat pääasiassa syvänteiden eläimistöön, järven rehevyyden vaikutus näkyy myös litoraalien pohjaeläimistössä (Brodersen *et al.* 1998, Tolonen *et al.* 2001). Tässä tutkimuksessa yhden järvityypin sisällä tehdyssä vertailussa rantojen pohjaeläimistö ilmensi syvänelajistoa selvemmin ravinnekuormituksen vaikutuksia (kuvat 21 ja 24). Sylkky mukaan lukien ei syvänteiden yhteisörakenteen ja tyyppien 4 järvien fosforikuormituksen välillä näyttänyt olevan yhteyttä. Sylkyssä esiintyy talvisin ajoittaista alusveden happivajetta (Manninen *et al.* 2003), mitä myös järven vähälajinen *Chironomus anthracinus* surviaissäskien toukkien dominoima syväneyhteisö ilmensi. Pienten järvien syvänteet voivat olla varsin pienialaisia, jolloin niihin kertyy runsaasti järven omasta tuotannosta ja maaekosysteemistä tulevaa orgaanista ainesta. Orgaanisen aineksen runsas hajoaminen pienialaisessa syvänteessä kuluttaa happea, jolloin karun ja luonnontilaisen järvenkin syväneyhteisö voi ilmentää eutrofiaa.

6.7 Taksonominen resoluutio

Eri taksonomisten tasojen käyttökelpoisuudesta arvioitaessa vesistöjen tilaa sekä kyvystä erotella eri tavoin kuormitettuja vesistöjä on esitetty vastakkaisia mielipiteitä. Jotkin tutkimukset ovat voimakkaasti puoltaneet heimo- ja jopa lahkotason käyttökelpoisuutta arvioitaessa vesistöjen tilaa (Bowman & Bailey 1997, Bailey *et al.* 2001). Lajitasolle menevän määrityksen on arveltu lisäävän ekologista "hälyä" ja peittävän paineiden vaikutukset yhteisöissä, koska lajit reagoivat voimakkaammin ympäristön luonnolliseen vaihteluun (Bailey *et al.* 2001). Tässä ja useissa muissa tutkimuksissa (mm. Lenat & Resh 2001, King & Richardson 2002) on kuitenkin havaittu suku- ja lajitason erottelevan erilaisille paineille altistuneet yhteisöt paremmin toisistaan verrattuna ylempiin taksonomisiin tasoihin. Vaikka paineiden vaikutukset ilmenivätkin tässä tutkimuksessa laji-sukutasolla kaikkein voimakkaimmin, myös heimotason ordinaatioissa kuormitetut kohteet erosivat varsin selvästi vertailualueista (kuvat 22, 23 ja 24). Heimo- tai lahkotason käyttöä voidaan puoltaa mikäli taksonomista asiantuntemusta ei ole saatavissa, resurssit ovat vähäiset tai tavoitteena on havaita vain suhteellisen suuret ihmistoiminnasta aiheutuneet vaikutukset eliöstössä (Lenat & Resh 2001). Suku- ja lajitasoille menevää taksonomisen määrityksen tarkkuutta on Lenatin ja Reshin (2001) mukaan syytä käyttää mikäli vesistön tilan arvioissa pyritään suureen luotettavuuteen, kun myös pienet erot ja muutokset vesistöjen tilassa pyritään havaitsemaan ja vesistön suojellista arvoa arvioitaessa. Mikäli pyritään tekemään päätelmiä paineen suuruudesta ja siitä minkä tyyppisestä paineesta muutokset johtuvat, on laji- tai sukutasolle menevä määritystarkkuus välttämätön, koska indikaattoriyhteisöt ovat käyttökelpoisia vain tällä taksonomisella tasolla (Lenat & Resh 2001). Tässä tutkimuksessa saa-

dat tulokset eivät puolla lahkotason käyttöä, koska tällä tasolla ihmistoiminnan vaikutukset yhteisössä näkyivät vain heikosti. Myös heimotasolla erotelu kuormitettujen ja vertailualueen välillä oli heikompaa "lajitasoon" verrattuna. Tässä työssä tehdyt vertailut eri taksonomisten tasojen välillä tehtiin vain yhteisöjen eläinrunsauksia ordinaatiomenetelmin analysoiden. Kuitenkin useat biomonitoroinnissa käytetyt mittarit, kuten Britanniassa käytetty BMWP pisteytysjärjestelmä (mm. Armitage *et al.* 1983) perustuvat heimotasolla tehtävään määritykseen ja pelkästään taksonien esiintymiseen (esiintyy/ei esiinny). Tällaiset indikaattorimuuttujat osoittavat herkästi vesistön ekologisen tilan paranemisen, mutta eivät ilmennä luotettavasti ympäristön tilan vähittäistä heikkenemistä (Johnson 1995, 2001).

6.8 Näytteiden käsittelyn kustannukset

Ajallisesti ja kustannuksin mitattuna näytteiden poiminta- ja määritysvaiheet muodostivat suurimman kustannuserän (taulukko 7, liite 1). Kuitenkin myös maastotöiden kustannukset muodostuvat varsin suuriksi, erityisesti siirtymismatkojen ollessa pitkiä ja mikäli matkamajoitus sekä päivärahojen maksu ovat tarpeen.

Määritystyön kustannuksia voitaisiin hieman pienentää karkeampaa taksonomista määritystä käyttäen. Kuitenkin taksonomisesta tarkkuudesta tinkimisellä saavutettava kustannushyöty voi olla pieni verrattuna menetettyyn informaatioon ja ekologisen tilan määrittämisessä tarvittavaan luotettavuuteen. Syvännenäytteet vaativat välttämättä suku- tai lajitasoille menevän määrityksen, koska profundaalisyhteisöissä ylempien taksoneiden määrä on hyvin vähäinen. Lisäksi paineiden vaikutusten tunnistaminen tehostuu käytettäessä alhaisinta mahdollista taksonomista tasoa (King & Richardson 2002).

Yhteenveto

Haukiveden tutkimuksessa rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöt osoittautuivat habitaattityypille tunnusomaisiksi, mikä puoltaa vain tietyn habitaattityypin tarkastelua järvien välisissä vertailuissa. Vain kivikkorantojen yhteisökoostumuksella oli selkeä yhteys kuormitukseen. Hiekka- ja kasvillisuusrantojen näytteet erottelivat vertailu- ja kuormitetut kohteet vain heikosti toisistaan.

Tyyppin 4 järvillä tehdyssä vertailussa kivikkorantojen pohjaeläimistön havaittiin ilmentävän järviin kohdistuvaa kuormitusta syväne-eläimistöä herkemmin. Maaekosysteemistä saapuvan ja järven omasta tuotannosta peräisin olevan orgaanisen aineksen runsas hajotus pienialaisessa syvänteessä kuluttaa happea, jolloin pienen karun järven syvänepohjaeläimistö voi indikoida rehevän järven vähähappisia oloja.

Näytteiden käsittelyyn käytettävä työaika oli riippuvainen yksilö- ja taksonimäärästä, käytetystä näytteenotto-menettelmästä ja detrituksen määrästä. Eläinten poiminta oli aikaa vievin työvaihe, vaikka myös kenttätyöhön ja määrittämiseen kulunut työaika oli huomattava. Kuohattijärven tutkimuksen perusteella 5–7 varsihaavinäytettä saataisi olla riittävä näytemäärä, jotta muutokset eläin- ja taksonirunsausissa sekä yhteisön lajistollisessa koostumuksessa havaittaisiin riittävällä tarkkuudella. Järven sisäisten toistojen ottaminen useilta eri havaintopaikoilta on suositeltavaa, koska yhdeltä havaintopaikalta otetut näytteet eivät välttämättä edusta järvelle tyypillistä yhteisöä ja olosuhteita. Tulokset myös puoltavat laji-sukutason taksonomista erottelua. Karkeammasta heimotason määrittämisestä saavutettava pieni kustannushyö-

ty ei korvaa menetettyä informaatiota ja tarkkuutta ekologisen tilan arvioinnissa.

Rantavyöhykkeen pohjaeläimistöä ei ole käytettävissä laajoja eri järvi- ja habitaattityyppejä kattavia aineistoja. Life Vuoksi -hankkeen aineisto sisältää useita järvityyppejä, mutta kunkin järvityypin sisällä useimmiten vain yhden vertailujärven sekä yhden kuormitetun kohteen. Vain pienistä, vähähumuksista järvistä (tyyppi 4) oli 2 vertailu- ja 4 kuormitettua järveä edustettuina. Tutkimuksen johtopäätökset ovat siten erityisesti ekologisen tilan arvioinnin osalta lähinnä suuntaa antavia. Jatkossa tarvitaan ajallisesti, paikallisesti ja järvityypeittäin kattavampia tutkimusaineistoja luotettavien vertailuolosten määrittämiseksi ja erityyppisten paineiden vaikutusten arvioimiseksi.

Kirjallisuus

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. - *Water Res.* 17: 333-347.
- Bailey, R.C., Norris, R.H. & Reynoldson, T.B. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. - *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 280-286.
- Bowman, M.F. & Bailey, R.C. 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1802-1807.
- Brodersen, K.P. 1995. The effects of wind exposure and filamentous algae on the distribution of surf zone macroinvertebrates in Lake Esrom, Denmark. - *Hydrobiologia* 297: 131-148.
- Brodersen, K.P., Dall, P.C. & Lindegaard, C. 1998. The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. - *Fresw. Biol.* 39: 577-592.
- Brodin, Y.-W. & Gransberg, M. 1993. Responses of insects, especially Chironomidae (Diptera), and mites to 130 years of acidification in a Scottish lakes. - *Hydrobiologia* 250: 201-212.
- Cairns, J. & Pratt, J.R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. - In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.): *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. pp. 10-27.
- Conover, W.J. 1980. *Practical nonparametric statistics*. 2nd edn. John Wiley & Sons, New York. s: 228-237.
- Dall, P.C. 1979. A sampling technique for littoral stone dwelling organisms. - *Oikos* 33: 106-112.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. & Gibbs, J.P. 2001. *Monitoring plant and animal populations*. - Blackwell Science, New York.
- EY 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. - Euroopan yhteisöjen virallinen lehti 43: 1-72.
- Gerking, S.D. 1957. A method of sampling the littoral macrofauna and its application. - *Ecology* 38: 219-226.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hill, B.H., Stevenson, R.J., Pan, Y., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R. & Johnson, C.B. 2001. Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. - *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 299-310.
- Hämäläinen, H. & Huttunen, P. 1998. Macroinvertebrate-inferred stream-water acidity in north eastern Finland along a sulphur deposition gradient. - *Water, Air and Soil Pollution* 104: 223-236.
- Hämäläinen, H., Koskenniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of WPD: sketches from Finnish rivers. - *TemaNord* 566: 55-58.
- Irvine, K., White, J., de Eyto, E. & Free, G. 2001. Invertebrates as bioindicators in the implementation of the Water Framework Directive. - In: Karttunen, K. (ed.) *Monitoring and assessment of ecological status of aquatic environments*. Temanord 563: 33-36.
- ISO 7828 1985. *Water quality B methods of biological sampling B Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates*. 6 pp.
- Jaccard, P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. - *Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat.* 163: 223-269.
- Johnson, R.K. 1995. The indicator concept in freshwater biomonitoring. - In: Cranston, P.S. (ed.), *Chironomids - from genes to ecosystems*. CSIRO Publications, Melbourne, Australia. pp. 11-27.
- Johnson, R.K. 2001. Indicator metrics and detection of impacts. - In: Karttunen, K. (ed.) *Monitoring and assessment of ecological status of aquatic environments*. TemaNord 563: 41-44.
- Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2002. Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. - *Freshwat. Biol.* 47: 1840-1854.

- Kansanen, P.H. & Aho, J. 1984. Changes in the macrozoobenthos associations of polluted Lake Vanajavesi, Southern Finland, over a period of 50 years. - *Ann. Zool. Fennici* 18: 73-101.
- Kansanen, P.H., Aho, J. & Paasivirta, L. 1984. Testing the benthic lake type concept based on chironomid associations in some Finnish lakes using multivariate statistical methods. - *Ann. Zool. Fennici* 21: 55-76.
- King, R.S. & Richardson, C.J. 2002. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. - *J. N. Am. Benthol. Soc.* 21: 150-171.
- Leka, J., Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Iivonen, R. & Airaksinen, O. 2003. Vesimakrofytyt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa. - Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskukset. 96 s.
- Lenat, D.R. & Resh, V.H. 2001. Taxonomy and stream ecology - The benefits of genus- and species-level identification. - *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 287-298.
- Liess, M. & Schulz, R. 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. - *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 1948-1955.
- Mackey, A.P., Cooling, D.A. & Berrie, A.D. 1984. An evaluation of sampling strategies for qualitative surveys of macro-invertebrates in rivers, using pond nets. - *J. Appl. Ecol.* 21: 515-534.
- Manninen, P., Hammar, T., Kanninen, A., Kotanen, J., Mononen, P., Niinioja, R. & Sojakka, P. 2003. Veden laatu ja kuormitus Life Vuoksi -projektin kohdejärvillä. - Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 48. 58 s. + 14 liitettä.
- Meriläinen, J.J. & Hynynen, J. 1990. Benthic invertebrates in relation to acidity in Finnish forest lakes. - In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.). *Acidification in Finland*. Springer Verlag, Berlin. pp. 1029-1049.
- Miettinen, J., Hämäläinen, H. & Simola, H. 2002. Lika-Pyöreen paleolimnologiset analyysit. - Raportti Pohjois-Savon ympäristökeskukselle. 3 s.
- Miettinen, J., Hämäläinen, H. & Simola, H. 2003. Luupuveden paleolimnologiset analyysit. - Raportti Pohjois-Savon ympäristökeskukselle. 5 s.
- Muzaffar, S.B. & Colbo, M.H. 2002. The effects of sampling technique on the ecological characterization of shallow, benthic macroinvertebrate communities in two Newfoundland ponds. - *Hydrobiologia* 477: 31-39.
- Niinioja, R., Sandman, O., Turkia, J., Huttunen, P. & Tossavainen, T. 2001. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset Kajaanijärvessä ja Kuohattijärvessä. - Alueelliset ympäristöjulkaisut 246. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. 50 s.
- Palomäki, R. & Koskeniemi, E. 1993. Effects of bottom freezing on macrozoobenthos in the regulated Lake Pyhäjärvi. - *Arch. Hydrobiol.* 128: 73-90.
- Pilke, A., Heinonen, P., Karttunen, K., Koskeniemi, E., Lepistö, L., Pietiläinen, O.-P., Rissanen, J. & Vuoristo, H. 2002. Finnish draft for typology of lakes and rivers. - In: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (eds.): *Typology and ecological classification of lakes and rivers*. Tema-Nord 566. Helsinki, Nordic Council of Ministers. 136 pp.
- Rabeni, C.F. 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. - *Hydrobiologia* 422/423: 245-256.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. s: 1-9.
- Saether, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. - *Holarct. Ecol.* 2: 65-74.
- Simola, H., Meriläinen, J., Sandman, O., Marttila, V., Karjalainen, H., Kukkonen, M., Julkunen-Tiitto, R. & Hakulinen, J. 1996. Paleolimnological analyses as information source for large lake biomonitoring. - *Hydrobiologia* 322: 283-292.
- SFS 5076 1989. Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta. 7 s.
- SFS 5730 1992. Vesitutkimukset. Pehmeiden pohjien pohjaeläimistön ja sedimentin näytteenotto putkinoutimella. 8 s.
- SFS-EN 28265 1994. Veden laatu. Pohjaeläinten kvantitatiivinen näytteenotto matalilta kivikko-pohjilta. Noutimien mallit ja käyttö. 13 s.
- SFS-EN ISO 9391 1995. Water quality. Sampling in deep waters for macro-invertebrates. Guidance on the use of colonization, qualitative and quantitative samplers. 18 pp.

- Smith, B. & Wilson, J.B. 1996. A consumer's guide to evenness indices. - *Oikos* 76: 70-82.
- Storey, A.W., Edward, D.H.D. & Gazey, P. 1991. Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrate community structure in streams of south-western Australia. - *Hydrobiologia* 211: 111-121.
- Tolonen, K.T. & Hämäläinen, H. 2001. Pohjaeläinnäytteenotto järvien kivikkorannoilla: kahden menetelmän vertailu. - Teoksessa: Grönlund, E., Viljanen, M., Juvonen, P. & Holopainen, I.J. (toim.). Suurjärviseminaari 2001, Ympäristö ja yhteiskunta. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 133: 340-344.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Holopainen, I.J. & Karjalainen, J. 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. - *Arch. Hydrobiol.* 152: 39-67.
- Tossavainen, T. 1997. Nurmeksen Kuohattijärven ympäristönhoitosuunnitelma. - Pohjois-karjalan ympäristökeskuksen monisteita 14. 38 s.
- Valkama, J. 1998. Luuppuveden pohjaeläimistö 1997. - Raportti 5 s. + liite 1 s.
- Veijola, 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. 1995. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. - *Ann. Zool. Fennici* 32: 317-329.
- Wright, J.F. 2000. An introduction to RIVPACS. - In: Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (eds.). *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques.* Freshwater Biological Association, Ambleside. pp. 1-24.
- White, J. & Irvine, K. 2003. The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes. - *Aquat. Conserv.* 13: 331-351.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. - *J. Water Pollution Control Fed.* 52: 537-547.

Liite 1. Näytteenottoon ja käsittelyyn keskimäärin kuluneet ajat (minuuttia \pm SD) Haukivedellä.

	Kenttätyö	Poiminta	Määrittys	Kokonaisaika
Kivikko				
Varsihaavi	95.2 \pm 1.7	161.0 \pm 182.7	144.9 \pm 74.8	401.1
Pumppu	129.2 \pm 4.2	120.8 \pm 64.4	139.0 \pm 56.5	389.0
Keräys	157.4 \pm 8.3	349.0 \pm 223.5	380.1 \pm 205.8	886.5
Hiekka				
Varsihaavi	101.1 \pm 3.0	271.3 \pm 150.6	36.5 \pm 28.8	408.9
Pumppu	102.7 \pm 2.8	328.2 \pm 187.6	44.3 \pm 37.7	475.2
Ekman	108.7 \pm 4.4	268.9 \pm 190.6	17.4 \pm 14.3	395.0
Kasvillisuus				
Varsihaavi	106.7 \pm 0.6	580.8 \pm 94.6	217.5 \pm 104.4	905.0
Pumppu	114.2 \pm 2.6	369.0 \pm 45.1	174.0 \pm 102.2	657.2
Gerking	115.7 \pm 0.6	110.2 \pm 51.2	68.7 \pm 51.0	294.6
Kajak	154.7 \pm 4.5	266.0 \pm 64.2	43.4 \pm 28.8	464.1

Liite 2. Haukiveden rantavyöhykkeestä tavattu pohjaeläinlajisto tutkimusalueittain ja habitaattityypeittäin.

	Kivikkorannat				Hiekkarannat				Kasvillisuusrannat			
	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori
Porifera												
<i>Spongilla lacustris</i>	X	X	X	X					X			
Hydrozoa												
<i>Hydra</i> spp.				X					X		X	X
Nematoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Nematomorpha				X			X			X		
Turbellaria	X		X				X		X		X	X
<i>Planaria torva</i>	X											
Oligochaeta												
<i>Ripistes parasita</i>	X	X	X	X				X				
<i>Spirosperma ferox</i>				X	X	X	X	X				
<i>Stylaria lacustris</i>	X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Uncinaiis uncinata</i>		X										
Hirudinea												
<i>Erpobdella octoculata</i>	X		X	X					X	X	X	X
<i>Glossiphonia complanata</i>	X		X	X					X	X		
<i>Helobdella stagnalis</i>			X	X	X		X		X	X	X	X
<i>Piscicola geometra</i>												X
Gastropoda												
<i>Acroloxus lacustris</i>												X
<i>Anisus vortex</i>	X	X	X	X		X						
<i>Bathyomphalus contortus</i>		X	X									
<i>Gyraulus albus</i>	X	X	X	X						X	X	X
<i>Gyraulus crista</i>												X
<i>Gyraulus laevis</i>										X	X	
<i>Lymnaea truncatula</i>				X								
<i>Myxas glutinosa</i>			X									
<i>Radix peregra</i>	X	X	X	X					X	X	X	X
<i>Segmentina complanatus</i>											X	
Lamellibranchiata												
<i>Pisidium</i> spp.		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Sphaerium corneum</i>	X		X	X			X					
Hydracarina	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lebertia</i> spp.	X	X	X	X	X	X			X			X
<i>Limnochara aquatica</i>						X				X	X	X
Crustacea												
<i>Argulus</i> spp.							X			X	X	X
<i>Asellus aquaticus</i>	X	X	X	X		X	X		X	X		X
<i>Cypridopsis vidua</i>							X			X	X	
Collembola												
<i>Podura aquatica</i>										X	X	
Ephemeroptera												
<i>Baetis</i> spp.		X	X	X			X					X
<i>Baetis macani</i>									X	X	X	X
<i>Caenis horaria</i>	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X
<i>Caenis lactea</i>						X	X		X	X	X	X

	Kivikkorannat				Hiekkarannat				Kasvillisuusrannat			
	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori
<i>Caenis luctuosa</i>	X											
<i>Caenis rivulorum</i>			X									
<i>Centroptilum luteolum</i>		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Cloeon dipterum</i>									X	X	X	X
<i>Cloeon simile</i>				X			X		X	X	X	X
<i>Ecdyonurus joernensis</i>	X	X	X	X								
<i>Ephemerella ignita</i>	X	X	X	X			X	X	X			X
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	X	X	X	X								
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>				X			X				X	X
<i>Lephtophlebia marginata</i>										X		X
<i>Procloeon bifidum</i>					X						X	X
<i>Siphonurus alternatus</i>									X	X		X
Plecoptera												
<i>Diura bicaudata</i>		X	X	X							X	
<i>Leuctra fusca</i>	X	X	X	X							X	
<i>Nemoura</i> sp.		X	X				X					
Odonata												
<i>Aeshna grandis</i>									X	X		
<i>Cordulia aenea</i>									X		X	
<i>Somatochlora metallica</i>			X								X	
<i>Sympetrum danae</i>										X		
Heteroptera												
<i>Gerris lacustris</i>									X		X	
<i>Micronecta</i> spp.	X	X	X	X	X				X	X	X	X
Coleoptera												
<i>Donacia crassipes</i>										X	X	X
<i>Enochrus</i> spp.				X								
<i>Graptodytes</i> spp.			X									
<i>Gyrinus</i> spp.	X								X			
<i>Halipplus</i> spp.			X				X			X	X	X
<i>Laccobius</i> spp.			X				X		X	X	X	X
<i>Noterus clavicornis</i>												X
<i>Noterus crassicornis</i>										X		
<i>Oreochilus villosus</i>					X							
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	X	X	X	X	X	X						
<i>Porhydrus lineatus</i>										X		
Megaloptera												
<i>Sialis sordida</i>									X	X	X	
<i>Sialis</i> sp.												X
Neuroptera												
<i>Sisyra</i> spp.			X	X						X		
Trichoptera												
<i>Agraylea</i> spp.	X	X		X								X
<i>Agrypnia obsoleta</i>										X		
<i>Allotrichia</i> spp.	X											
<i>Apatania stigmatella</i>			X									
<i>Athripsodes aterrimus</i>	X	X	X	X								
<i>Athripsodes cinereus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X				X
<i>Ceraclea annulicornis</i>	X		X									
<i>Ceraclea dissimilis</i>	X	X	X	X								X
<i>Ceraclea fulva</i>	X	X	X									X

	Kivikkorannat				Hiekkarannat				Kasvillisuusrannat			
	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori	Iso-Ha	Hepos	Kuoka	Vuori
<i>Ceraclea nigronervosa</i>				X								
<i>Ceraclea senilis</i>			X	X								
<i>Chaetopteryx villosa</i>	X			X								
<i>Cyrnus flavidus</i>									X	X	X	
<i>Cyrnus insolutus</i>										X		
<i>Cyrnus trimaculatus</i>			X	X	X				X			X
<i>Ecnomus tenellus</i>	X	X										
<i>Holocentropus dubius</i>												X
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	X	X		X								
<i>Hydroptila</i> spp.	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X
<i>Lepidostoma hirtum</i>		X	X	X								
<i>Limnephilus flavicornis</i>										X		
<i>Limnephilus lunatus</i>												X
<i>Limnephilus nigriceps</i>										X		
<i>Limnephilus</i> spp.	X			X								
<i>Molanna angustata</i>										X	X	X
<i>Mystacides azurea</i>		X	X	X				X		X		
<i>Neureclipsis bimaculata</i>			X									
<i>Oecetis lacustris</i>		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Orthotrichia</i> spp.		X	X	X						X	X	X
<i>Oxyethira</i> spp.					X				X	X		X
Phryganeidae sp.									X	X		
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	X			X								
Diptera												
<i>Athripogon</i> spp.	X											
Ceratopogonidae spp.	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X
Chironomidae spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chrysops</i> spp.	X											X
Dolichopodidae			X								X	
Taksoneita yhteensä	41	38	45	49	18	16	27	13	33	46	42	50
Yksilöitä yhteensä	6 927	2 654	3 658	2 186	625	1 004	1 801	486	1 746	2 396	3 123	5 152

Liite 3. Kohdejärvien kivikkorantojen lajisto järviyypeittäin.

	Tyyppi 2		Tyyppi 4				Tyyppi 7			Tyyppi 9		
	Lika-Pyö	Niemisjä	Sylkky	Suuri-Va	Syysjärv	Keihäsjä	Kes-Ali	Ukonves	Suomu	Kuohatti	Tiilikka	Mujejärv
Porifera												
<i>Spongilla lacustris</i>		X		X	X		X		X	X	X	
Hydrozoa												
<i>Hydra</i> spp.	X	X		X	X		X		X	X	X	
Nematoda												
	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X
Nematomorpha												
		X	X			X	X			X		X
Turbellaria												
	X	X	X	X		X	X	X		X	X	
Oligochaeta												
Enchytraeidae spp.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Ripistes parasita</i>	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Spirosperma ferox</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stylaria lacustris</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hirudinea												
<i>Erpobdella octoculata</i>		X	X				X	X	X	X		
<i>Erpobdella testacea</i>		X						X				
<i>Glossiphonia complanata</i>	X				X	X		X				
<i>Helobdella stagnalis</i>		X		X		X	X	X	X	X	X	
<i>Hemiclepsis marginata</i>							X					
Gastropoda												
<i>Acroloxus lacustris</i>								X				
<i>Bathyomphalus contortus</i>	X							X			X	
<i>Gyraulus albus</i>	X	X	X					X	X		X	X
<i>Gyraulus crista</i>		X						X				
<i>Gyraulus laevis</i>					X					X	X	X
<i>Radix peregra</i>		X	X	X	X	X			X	X		X
<i>Segmentina complanata</i>				X	X		X					
Lamellibranchiata												
<i>Pisidium</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sphaerium corneum</i>		X				X	X	X	X			
Hydracarina												
<i>Lebertia</i> spp.	X	X				X		X		X	X	X
<i>Limnochara aquatica</i>	X											
Hydracarina spp.		X		X	X	X	X	X		X	X	X
Crustacea												
<i>Argulus</i> spp.							X					
<i>Asellus aquaticus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Cypridopsis vidua</i>		X										
Ostracoda spp.	X	X		X	X	X		X				
Collembola												
<i>Podura aquatica</i>		X								X	X	
Ephemeroptera												
<i>Caenis horaria</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Caenis luctuosa</i>			X	X	X	X	X	X				
<i>Centroptilum luteolum</i>		X	X	X	X		X	X				
<i>Cloeon dipterum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Ephemera vulgata</i>			X	X		X	X	X	X	X		X

	Tyyppi 2		Tyyppi 4					Tyyppi 7			Tyyppi 9	
	Lika-Pyö	Niemisjä	Sylkky	Suuri-Va	Syysjärvi	Keihäsjä	Kes-Ali	Ukonves	Suomu	Kuohatti	Tiilikka	Mujejärvi
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptophlebia marginata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Siphonurus alternatus</i>												X
Plecoptera												
<i>Nemoura</i> spp.				X		X		X		X		
Odonata												
<i>Aeshna cyanea</i>									X			
<i>Aeshna grandis</i>				X		X	X					
<i>Coenagrion</i> spp.			X	X	X	X	X					
<i>Cordulia aenea</i>	X	X					X	X				
<i>Enallagma cyathigerum</i>	X				X					X		
<i>Erythronia najas</i>	X	X	X		X	X	X					
<i>Ichnura elegans</i>							X	X				
<i>Ophiogomphus cecilia</i>				X								
<i>Platycnemis pennipes</i>							X					
<i>Somatochlora metallica</i>		X	X	X	X	X						
Heteroptera												
<i>Micronecta</i> spp.				X								
Coleoptera												
<i>Donacia</i> spp.		X				X						
<i>Halplus</i> spp.		X	X		X							
<i>Ilybius crassus</i>				X								
<i>Ilybius fenestratus</i>		X		X								
<i>Ilybius subaeneus</i>						X						
<i>Orectochilus villosus</i>								X				
<i>Oulimnius tuberculatus</i>		X	X	X	X	X			X	X	X	X
<i>Platambus maculatus</i>			X				X					
<i>Porhydrus lineatus</i>				X								
Megaloptera												
<i>Sialis lutaria</i>						X	X					
<i>Sialis sordida</i>								X		X		
Neuroptera												
<i>Sisyra</i> spp.	X	X				X	X					
Trichoptera												
<i>Agraylea</i> spp.		X										
<i>Agrypnia obsoleta</i>		X					X			X		
<i>Agrypnia varia</i>		X										
<i>Apatania auricula</i>										X		
<i>Athripsodes aterrimus</i>		X					X		X	X		X
<i>Athripsodes cinereus</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceraclea annulicornis</i>										X		
<i>Ceraclea dissimilis</i>				X				X		X		
<i>Ceraclea nigronervosa</i>			X				X			X		
<i>Cyrtus flavidus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cyrtus insolutus</i>		X			X							X
<i>Cyrtus trimaculatus</i>			X	X	X	X	X	X		X		X
<i>Ecnomus tenellus</i>			X	X	X	X	X	X		X		
<i>Erotesis baltica</i>							X					
<i>Goera pilosa</i>								X		X		
<i>Holocentropus dubius</i>				X								
<i>Holocentropus picicornis</i>	X				X		X			X	X	X

	Tyyppi 2		Tyyppi 4				Tyyppi 7			Tyyppi 9		
	Lika-Pyö	Niemisjä	Sylkky	Suuri-Va	Syysjärv	Keihäsja	Kes-Ali	Ukonves	Suomu	Kuohatti	Tiilikka	Mujejärv
<i>Hydroptila</i> spp.		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lepidostoma hirtum</i>								X	X	X		X
<i>Limnephilus marmoratus</i>										X		
<i>Limnephilus</i> spp.		X					X			X		
<i>Lype phaeopa</i>				X			X					
<i>Lype reducta</i>						X		X				
<i>Molanna albicans</i>											X	
<i>Molanna angustata</i>		X	X		X		X			X		
<i>Molannodes tinctus</i>	X		X	X			X			X		
<i>Mystacides azurea</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Mystacides longicornis</i>					X							
<i>Mystacides nigra</i>		X	X									
<i>Neureclipsis bimaculata</i>										X		
<i>Nemotaulius punctatolineatus</i>		X										
<i>Notidobia ciliaris</i>								X				
<i>Oecetis furva</i>							X					
<i>Oecetis lacustris</i>		X		X			X				X	
<i>Oecetis ochracea</i>									X		X	
<i>Oecetis testacea</i>				X	X	X						X
<i>Orthotrichia</i> spp.		X			X		X	X				
<i>Oxyethira</i> spp.	X	X		X	X		X			X	X	X
<i>Phryganea bipunctata</i>		X										
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Polycentropus irroratus</i>				X		X						
<i>Tinodes waeneri</i>			X	X	X	X	X	X		X		X
<i>Trianodes bicolor</i>				X								
Lepidoptera												
<i>Catalysta lemnae</i>							X					
<i>Nymphula stagnata</i>		X										
Diptera												
Ceratopogonidae spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chironomidae spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chelifera</i> spp.										X		
<i>Chrysops</i> spp.	X	X		X								
<i>Hybomitra</i> spp.									X			
Muscidae spp.										X		
<i>Wiedemannia</i> spp.							X					
Taksoneita yhteensä	28	58	37	52	43	44	60	45	32	52	30	36
Yksilöitä yhteensä	3 793	12 586	1 659	2 635	2 471	1 581	2 977	2 543	1 019	6 882	2 197	1 262

Liite 4. Kohdejärvien syvänteiden pohjaeläinlajisto.

	Tyyppi 2 Lika-Pyö	Luupuve	Tyyppi 4 Sylkky	Suuri-Va	Syysjärv	Keihäsjä	Kes-Ali	Ukonves	Tyyppi 7 Suomu	Kuohatti	Tyyppi 9 Mujejärv
Nematoda	X		X						X		
Turbellaria								X			
Oligochaeta											
<i>Arcteonais lomondi</i>		X									
Naididae spp.				X							
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		X			X						
<i>Potamothrix hammoniensis</i>	X							X	X	X	X
<i>Spirosperma ferox</i>	X	X	X	X	X				X		
<i>Stylodrilus heringianus</i>											X
Tubificidae spp.	X		X				X			X	X
Gastropoda											
<i>Valvata macrostoma</i>		X									
Lamellibranchiata											
<i>Pisidium</i> spp.	X	X	X				X		X	X	
Trichoptera											
<i>Cyrnus trimaculatus</i>								X			
Diptera											
Chaoboridae											
<i>Chaoborus flavicans</i>							X	X	X	X	X
Chironomidae											
<i>Ablabesmyia longistyla</i>				X							
<i>Ablabesmyia monilis</i>	X			X					X	X	X
<i>Chironomus anthracinus</i>	X		X		X	X	X	X		X	
<i>Chironomus plumosus</i>	X	X			X	X	X				
<i>Cladotanytarsus</i> spp.	X	X		X						X	
<i>Cladopelma viridula</i>	X			X	X			X		X	
<i>Cricotopus</i> spp.	X										
<i>Cryptochironomus defectus</i>	X	X									
<i>Demicrochironomus vulneratus</i>	X	X		X							
<i>Dicrotendipes pulsus</i>	X	X		X			X	X			X
<i>Glyptotendipes</i> spp.	X										
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	X			X							
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	X										
<i>Macropelopia</i> spp.										X	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>					X						
<i>Pagastiella orophila</i>	X			X	X					X	
<i>Paracladopelma nigrifula</i>	X										
<i>Paratendipes albimanus</i>				X							
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	X	X		X							
<i>Polypedilum pullum</i>	X			X	X				X	X	
<i>Procladius</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Psectrocladius sordidellus</i>	X										
<i>Psectrocladius</i> sp.										X	
<i>Sergentia coracina</i>				X							

	Tyyppi 2		Tyyppi 4				Tyyppi 7			Tyyppi 9	
	Lika-Pyö	Luupuve	Sylkky	Suuri-Va	Syysjärvi	Keihäsja	Kes-Ali	Ukonves	Suomu	Kuohatti	Mujejärvi
<i>Stictochironomus rosenschoeldi</i>				X				X	X	X	X
<i>Tanytarsus lugens</i>	X		X	X			X		X	X	
<i>Tanytarsus</i> spp.	X			X					X	X	
<i>Thienemannia</i> spp.				X							
<i>Zalutschia zalutschicola</i>	X		X	X	X				X	X	X
Taksoneita yhteensä	26	12	8	20	9	3	8	9	12	17	9
Yksilöitä yhteensä	1 699	6 778	112	195	82	15	143	301	102	653	905

Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Euroopan yhteisön vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) mukainen järvien ekologisen tilan luokittelu perustuu ensisijaisesti biologisiin sekä toissijaisesti niitä tukeviin hydrologis-morfologisiin ja fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin. Pohjaeläimet kuuluvat direktiivin määrittelemiin biologisiin tekijöihin. Järvissä pohjaeläintutkimus on jo pitkään painottunut syvänteisiin. Kuitenkin monien ihmisperäisten paineiden vaikutus kohdistuu lähinnä rantavyöhykkeeseen, johon myös suuri osa järvien lajistollisesta monimuotoisuudesta on keskittynyt. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli järvilitoraalien pohjaeläimistöjen näytteenottomenetelmien vertailu ja kustannustehokkaan menetelmän löytäminen. Tavoitteena oli myös arvioida habitaattityypin merkitystä ihmisvaikutteisten järvien erottelussa lähellä luonnontilaa olevista vertailukohteista. Lisäksi vertailtiin eri direktiivin mukaisten luokittelumuuttujien kykyä tunnistaa muutetut kohteet. Ekologisen tilan arvioinnin kannalta tutkimuksen johtopäätökset ovat vain suuntaa antavia, koska käytetyt vertailuolot perustuvat kussakin järvityypissä vain 1-2 lähellä luonnontilaa olevan vertailukohteen aineistoihin.



POHJOIS-KARJALAN
YMPÄRISTÖKESKUS

Julkaisu on saatavissa myös Internetissä:
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>

ISBN 952-11-1538-6
ISBN 952-11-1539-4 (PDF)
ISSN 1238-8610

Myynti:
Pohjois-Karjalan ympäristökeskus
puh. (013) 141 2702, fax (013) 123 622

Edita Oyj, asiakaspalvelu
puh. 020 450 05, fax 020 450 2380