

Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen,
Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen ja Outi Airaksinen

Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan
käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa



Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen,
Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen ja Outi Airaksinen

Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan
käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa

2003

Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen,
Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen ja Outi Airaksinen

Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan
käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa

2003

Julkaisu on saatavana myös internetistä
<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm>

ISBN 952-11-1456-8 (nid.)
ISBN 952-11-1457-6 (PDF)
ISSN 1238-8610

Kannen kuvat: Olavi Sandman, Outi Airaksinen
Pohjakartta-aineisto: © Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03
Gummerus Kirjapaino Oy
Saarijärvi 2003

Sisällys

Alkusanat	5
I Johdanto	7
2 Vesipolitiikan puitedirektiivi ja vesikasvit	9
3 Kohdejärvet	12
3.1 Yleistä	12
3.2 Luonnostaan rehevät järvet	14
3.3 Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	16
3.4 Suuret vähähumuksiset järvet	18
3.5 Keskikokoiset kohtalaisen humuspitoiset järvet	20
3.6 Pienet runsashumuksiset järvet	20
4 Aineisto ja menetelmät	22
4.1 Maastomenetelmien testaus	22
4.1.1 Menetelmävertailut vuonna 2001	22
4.1.2 Menetelmäkuvaus ja maastokokeet vuonna 2002	23
4.2 Ilmakuvatulkinta	28
4.2.1 Ilmakuva-aineisto	29
4.2.2 Numeerinen ilmakuvatulkinta	31
4.2.3 Visuaalinen ilmakuvatulkinta.....	32
4.3. Tyypittelyn testauksen ja ekologisen tilan arvioinnin menetelmät	34
4.3.1 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin	34
4.3.2 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston avulla	34
4.3.3 Ekologisen tilan arviointi ilmakuva-aineiston avulla	35
5 Tulokset	37
5.1 Maastomenetelmien vertailut	37
5.2 Maastotöiden tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus	38
5.2.1 Linjamäärän vaikutus lajimäärään	38
5.2.2 Subjektiivisuuden vaikutus yleisyyden ja peittävyuden arvioinnissa	41
5.3 Ilmakuvatulkinnan tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus	42
5.3.1 Vesikasvillisuuden luokittuminen numeerisella tulkintamenetelmällä	42
5.3.2 Vesikasvillisuuden luokittuminen visuaalisella tulkintamenetelmällä	45
5.3.3 Vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala ja sen muutos	50
5.4 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin	51
5.5 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi	53
5.5.1 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston perusteella	53
5.5.2 Ekologisen tilan arviointi ilmakuva-aineiston perusteella	64
5.6 Menetelmien kustannukset	67
5.6.1 Maastomenetelmä	67
5.6.2 Ilmakuvatulkinta	68

6 Tulosten tarkastelu	69
6.1. Maastomenetelmien tuottama aineisto	69
6.2 Ilmakuvatulkinta	72
6.3 Kohdejärvien ryhmittäminen tyypeihin	73
6.4 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi	73
6.5 Ekologisen tilan arvioinnin luotettavuus ja soveltuvuus eri kuormitustilanteisiin	75
6.6 Kustannustehokkuus	77
7 Yhteenveto	78
Kirjallisuus	80
Liitteet	84
Liite 1. Tutkimusjärvien vesikasvilajisto sekä siitä lasketut muuttajat.	84
Liite 2. Päävyöhykelinjosten aineistosta laskettujen vesikasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien laskentatavat93
Kuvailulehdet	94

Alkusanat

Vesi- ja rantakasvillisuus on merkittävä osa järven ekosysteemiä ja se on myös järven käyttäjien kannalta oleellinen osa järviluontoa. Ympäristötekijöiden muutokset heijastuvat vesikasvillisuuteen ja vaikuttavat kasvilajistoon sekä kasvillisuuden määrään. Vesien suurkasvillisuutta eli vesimakrofyyttejä onkin käytetty vesistöjen tilan arvioinnissa mm. kuormittajien toteuttamissa ns. velvoitetarkkailuissa sekä järvien kunnostus- ja hoitohankkeissa. Vesi- ja rantakasvillisuuden kartoituksen ja seurannan menetelmät ovat kuitenkin olleet vaihtelevia eikä yhtenäisiksi vakiintuneita menetelmiä tai standardeja ole ollut käytettävissä. Ongelma on ollut lähinnä aineistojen tulosten vertailtavuus. Valtakunnallisissa vesistöjen tilan seurannoissa vesikasvillisuutta ei ole Suomessa käytetty.

Vuoden 2000 joulukuussa voimaan tulleen Euroopan yhteisön vesipuitedirektiivin (VPD) mukaan jäsenmaiden vesistöjen tilan arvioinnissa ja seurannassa tulee tulevaisuudessa käyttää biologisia muuttujia: vesikasvillisuutta, kasviplanktonia, pohjaeläimistöä ja kalastoa. Direktiivi muuttaa siten ympäristöviranomaisen toteuttamaa vesistöjen tilan seurantaa, joka on aiemmin perustunut etupäässä veden fysikaaliseen ja kemialliseen laatuun. Direktiivin tuomat tarpeet ovat olleet myös tämän raportin hankkeiden käynnistymisen perusteena.

Tässä raportissa kuvataan Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksissa sekä Oulun yliopistossa Life Vuoksi -hankkeessa vuosina 2001 ja 2002 tehty vesikasvillisuuden seurantamenetelmien testaus ja arviointityö ja sen tulokset. Mukana on myös eräitä Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksessa aiemmin kerättyjä aineistoja täydentämässä työtä ja lisäämässä tulosten luotettavuutta. Raportti on yhteisjulkaisu Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmän hankkeen "Ilmakuvien käyttö makrofyyttien seurannassa EY:n vesipuitedirektiivin toteuttamisessa" kanssa.

Life Vuoksi on laaja, Etelä-Savon ympäristökeskuksen vetämä yhteistyöhanke, johon osallistuvat Pohjois-Savon ympäristökeskuksen ja Oulun yliopiston lisäksi myös Suomen ympäristökeskus ja Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Hankkeen tarkoituksena on arvioida ja testata järvien rantavyöhykkeen seurantaan soveltuvia menetelmiä sekä tehdä sen pohjalta ehdotus uudesta seurantajärjestelmästä. Tarkastelun kohteena ovat vesikasvillisuus, pohjaeläimistö, perifyton ja kasviplankton, joiden seurantamenetelmiä on hankkeessa testattu rinnakkain pääosin samoilla kohdejärvillä. Pohjaeläin-, perifyton- ja kasviplanktonityöt sekä niiden pohjalta tehdyn seurantajärjestelmän suunnittelun tulokset julkaistaan erillisissä raporteissa. Kolmevuotinen hanke alkoi huhtikuussa 2001 ja päättyy maaliskuussa 2004. Hanketta rahoittaa osallistujien lisäksi Euroopan unionin Life Ympäristö -rahasto.

Maa- ja metsätalousministeriön rahoittama ja Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmän toteuttama hanke "Ilmakuvien käyttö makrofyyttien seurannassa EY:n vesipuitedirektiivin toteuttamisessa" (hanke nro 310422) toteutettiin soveltuvien osien yhteistyössä Life Vuoksi -hankkeen kanssa. Tavoitteena oli vertailla erityisesti visuaalisen (MMM-hanke) ja numeerisen (Life Vuoksi -hanke) ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuutta ja taloudellisuutta. Käytännössä yhteistyö toteutettiin yhteisenä työjaksona Onkivedellä ja Suomunjärvellä kesällä 2002.

Etelä-Savon ympäristökeskuksessa biologi Jarkko Leka on koonnut raportin sekä vastannut maastotöistä vuosina 2001 ja 2002. Työtä ovat ohjanneet Etelä-Savon ympäristökeskuksessa biologi Arto Ustinov, erikoistutkija Olavi Sandman sekä Life Vuoksi -hankkeen projektikoordinaattorina Outi Airaksinen. Maastotöitä ovat tehneet Jarkko Leka, biol. yo Jarmo Halonen, biol. yo Merja Aho, Arto Ustinov, Outi Airaksinen, biol. yo Tommi Karhu, biol. yo Teemu Nieminen sekä Suomen ympäristökeskuksen vanhempi tutkija Krister Karttunen. Lisäksi tukena käytetyn vuoden 2000 aineistojen keruun ovat tehneet FL Teija Virola, Arto Ustinov, Jarmo Halonen ja biologi Teemu Hentinen (Virola 2001).

Pohjois-Savon ympäristökeskuksessa maastotöitä ovat vuosina 2001 ja 2002 tehneet tutkija Antti Kanninen, kenttämestarit Pirjo Punju ja Markku Miettinen ja fil. yo Kirsi Neuvonen. Lisäksi aiemmin kerätyt, raportissa käsitellyt Pohjois-Savon aineistot ovat keränneet Pirjo Punju ja limnologi Irmeli Taipalinen.

Oulun yliopistosta maastotöihin osallistuivat tutkija Kirsi Valta-Hulkkonen vuosina 2000 ja 2002 sekä maant. yo Riitta Ilvonen vuonna 2002. Kirsi Valta-Hulkkonen on vastannut työn numeerista ilmakuvatulkintaa käsittelevästä osasta ja toteuttanut sen yhdessä Riitta Ilvosen sekä Antti Kannisen kanssa. Oulun yliopistossa työn ohjaajana on ollut professori Olavi Heikkinen.

Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmä on vastannut raportin visuaalista ilmakuvatulkintaa käsittelevästä osasta. Työn ovat tehneet FM Sari Partanen ja erikoistutkija Seppo Hellsten. Sari Partanen, Kirsi Valta-Hulkkonen ja Antti Kanninen ovat yhdessä tehneet eri ilmakuvatulkintamenetelmiä koskevan vertailun.

Tekijät kiittävät Sergei Pogreboffia Etelä-Saimaan vesikasvitutkimukseen liittyvistä neuvoista, käytännön opastuksesta sekä pohjaharan ja Tynkkysen (1962) aineiston luovuttamisesta tutkimuskäyttöön. Raportin kommentoimisesta kiitoksemme tutkimuspäällikkö Heikki Toivoselle ja Krister Karttuselle. Raportin on taittanut tutkimusassistentti Leena Tiukka Pohjois-Savon ympäristökeskuksesta.

Mikkelissä huhtikuussa 2003

Tekijät

Johdanto

Vesi- ja rantakasvillisuus on näkyvä ja ekologisesti merkittävä osa järvien rantavyöhykettä. Rannan kasvillisuusvyöhyke sitoo valuma-alueelta tulevia ravinteita (esim. Doren ym. 1997) ja ehkäisee aallokon sekä virtausten eroosiovaikutuksia (esim. Keränen ym. 1992, Juntura ym. 1999). Vesi- ja rantakasvillisuudella on tärkeä merkitys myös järven muiden eliöryhmien kannalta. Kasvillisuusalueet ovat esimerkiksi kalaston lisääntymisen (esim. Huusko ym. 1988) sekä vesilinnuston ruokailun kannalta tärkeitä alueita (esim. Noordhuis ym. 2002).

Vesien suurkasvien eli vesimakrofyyttien merkitys veden laadun ilmentäjinä on tunnettu jo pitkään (esim. Iversen 1929, Linkola 1932, Lohammar 1938). Vesimakrofyytit soveltuvat erityisesti vesistöjen pitkäaikaisten muutosten tarkasteluun (esim. Ilmavirta ja Toivonen 1986). Vesikasvillisuus heijastaa lähinnä rantavyöhykkeen paikallisia olosuhteita, kun taas avovesialueen olosuhteet erityisesti suurissa selkävesissä voivat poiketa hyvin paljon suojaisten kasvillisuusrantojen olosuhteista (Toivonen 1984).

Etelä- ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksissa sekä Oulun yliopistossa aloitettiin vuonna 2000 järvien vesimakrofyyttien seurantamenetelmien kehittäminen. Etelä-Savon ympäristökeskus keskittyi maastotyömenetelmien tutkimiseen ja kehittämiseen. Oulun yliopiston ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksen tutkimuskohdeena oli vesikasvillisuuden ilmakuvaus ja siitä tuotettujen numeeristen aineistojen käyttö.

Kesällä 2000 Saimaan Haukivedellä, Puruvedellä ja Onkivedellä tehtyjen vesikasvitutkimusten tarkoituksena oli kokeilla ja vertailla erilaisia menetelmiä sekä selvittää millainen työmäärä ja tarkkuus olisi riittävä seurantojen tarpeisiin (Virola 2001, Valta-Hulkkonen ym. 2003a). Ilmakuvatutkimuksen kohteena oli kuvausjärjestelyn ja maastotyömenetelmien kehittäminen sekä eri vesikasvilajien ja -elomuotojen erottuminen ilmakuvilta.

Kehittelytyö jatkui vuosina 2001 ja 2002 osana Life Vuoksi -projektia. Maastotyötutkimuksen osalta kesällä 2001 jatkettiin samojen asioiden selvitystä kuin vuonna 2000. Painotukset olivat kuitenkin erilaiset: kohdejärvet olivat pieniä (56 - 490 ha), testattiin neljän eri maastomenetelmän käyttökelpoisuutta, verrattiin erityyppisten harojen toimivuutta sekä selvitettiin peittävyysarvioinnin vaihtelua eri henkilöiden välillä. Ilmakuvaustutkimuksessa keskityttiin vesikasvillisuuden ajalliseen ja alueelliseen muutokseen Luupuvedellä.

Kesällä 2002 maastotyötutkimuksessa valittiin aikaisempien vuosien tutkimusten perusteella soveliaain menetelmä ja keskityttiin ekologisen tilaluokittelun testaamiseen. Ilmakuvauksen osalta testattiin aiempina vuosina kehitettyjä menetelmiä sekä tuotettujen aineistojen käyttömahdollisuuksia ekologisen tilan arvioinnissa.

Vuosina 2000-2002 maastotyömenetelmien testauksen kohteena oli yhteensä 21 järveä tai järven osaa ja ilmakuvaustutkimuksessa 15 järveä. Tutkimusjärvet olivat pääosin samoja, mikä mahdollistaa ilmakuvauksen ja maastotöiden välisen vertailun.

Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmä on käyttänyt vesikasvillisuuden visuaalista ilmakuvatulkintaa vuodesta 1996 lähtien lukuisten järvisäännöstelyn kehittämiselvitysten yhteydessä (esim. Suoraniemi ym. 2000). Vuonna 2002 käynnistynyt erillinen selvityshanke "Ilmakuvien käyttö makrofyyttien seurannassa EY:n vesipuitedirektiivin toteuttamisessa" suunniteltiin siten, että voitiin toimia yhteistyössä Life Vuoksi -hankkeen kanssa. Visuaalista menetelmää testattiin samoilla alueilla rinnakkain numeerisen tulkintamenetelmän kanssa. Vertailua menetelmien välillä tehtiin Onkivedellä ja Suomunjärvellä.

Tässä raportissa kuvataan Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskusten sekä Oulun yliopiston vuosina 2001 ja 2002 Life Vuoksi -hankkeessa tekemä vesikasvillisuuden seurantamenetelmien kehittelytyö ja sen tulokset sekä vuonna 2002 toteutettu yhteistyö Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmän kanssa.

Vesipolitiikan puitedirektiivi ja vesikasvit

2

Euroopan yhteisön vesipuitedirektiivi (VPD) astui voimaan joulukuussa 2000 (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY). Direktiivin tavoitteena on parantaa ihmistoiminnan vaikutuksesta pilaantuneiden pohja- ja pintavesien tilaa siten, että vesistön eliöstön kannalta hyvä ekologinen tila saavutetaan eräitä poikkeuksia lukuun ottamatta vuoteen 2015 mennessä. Direktiivin mukaan ekologinen tila arvioidaan biologisiin muuttujiin perustuen. Järvien ekologisen tilan arvioinnissa käytetään vesimakrofyyttejä, pohjaeläimistöä, kasviplanktonia sekä kalastoa. Biologisten muuttujien tukena käytetään veden laadun fysikaalisia ja kemiallisia laatutekijöitä.

Vesistöjen ekologisen tilan määrittelyä varten valitaan jokaiselle pintavesimuodostumatyypille ihmistoiminnan mahdollisimman vähän muuttamia referenssi- eli vertailuvesistöjä tai määritetään vertailutila muulla tavalla. Ekologisen tilan määrittely tehdään yleisesti vertaamalla havaitun ja odotetun lajimäärän tai runsausarvon välistä suhdetta O/E, havaittu (observed) arvo / odotettu (expected) arvo. Odotettu arvo määritellään referenssivesistöjen (tai muulla tavalla määritellyn vertailutilan) perusteella. Direktiivin mukaan käytetään ekologisen tilan määrittelyssä ns. ekologista laatusuhdetta (EQR, 'ecological quality ratio'), joka saa arvoja välillä 0 - 1. EQR voidaan määrittää esim. edellä mainitun havaitun ja odotetun arvon suhteeseen perustuen. Yhtenä mahdollisuutena ekologisen tilan määrittelyssä EQR:ään perustuen on tuotu esille, että käytettäisiin tasavälistä asteikkoa, jossa arvot 1 - 0,8 edustaisivat erinomaista tilaa, arvot 0,8 - 0,6 hyvää tilaa jne.

VPD:n ekologisia laatutekijöitä koskevassa osiossa (direktiivin liite V) ei eritellä tarkemmin, mitä lajiryhmällä 'makrofyytit' tarkoitetaan. Suomalaisessa vesistötutkimuksessa on vesikasvien osalta perinteisesti viitattu Linkolan (1933) lajilistaan sisävesien putkilokasveista. Linkola jakoi lajit varsinaisiin vesikasveihin eli hydrofyytteihin (55 lajia) sekä muihin vesikasveihin (37 lajia), jotka kasvavat Suomen olosuhteissa vallitsevasti vedessä tai joita ainakin yleisesti tavataan verraten syvässäkin vedessä kasvavina. Lisäksi on suuri joukko vesirajan tuntumassa ja ajoittain vedessäkin kasvavia lajeja, joita Linkola ei ole luokitellut kumpaankaan ryhmään, vaan piti niitä lähinnä rantakasveina. Käytännössä Linkolan luokittelujen vesikasvilajien lisäksi vesikasvillisuusselvityksissä on mukaan usein otettu suursarat (*Carex* spp.), vesisammalet (Koponen ym. 1995) ja tietyt suurlevät, esim. järvissä näkinpartaislevät (*Characeae*).

Makrofyyttejä käsitellään direktiivin mukaan samalla tavoin kuin muitakin eliöryhmiä. Yleisesti ottaen tulee tarkastella taksonikoostumusta, runsaussuhteita ja haitallista runsastumista. Lisäksi mainitaan erikseen tyyppille ominaiset yhteisöt. Taulukkoon 1 on koottu VPD:n mukaiset järvien ekologista tilaa koskevat määritelmät makrofyyttien ja fyto bentoksen eli pohjalevästön perusteella.

Taulukko 1. Järvien ekologista tilaa koskevat VPD:n määritelmät vesimakrofyyttien ja fyto bentoksen (pohjalevät) mukaan.

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

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

Makrofyyttejä voidaan tarkastella vesien ekologisen tilan kannalta monin eri tavoin (taulukko 2). Taksonikoostumus on jokseenkin yksiselitteinen käsite, jossa tosin taksonikäsitteen rajausta muodostaa avoimen tekijän. Tässä työssä taksonikoostumuksen käyttöä kokeiltiin maastotöihin pohjautuvassa järvien ekologisen tilan arvioinnissa (luku 5.5) sekä osin myös ilmakehän aineistojen käytössä (luku 5.3). Keskimääräiset runsaussuhteet antavat mahdollisuuden erilaisiin tarkasteluihin, jotka voivat vaihdella kasvillisuusalueiden pinta-alasuhteista yleisyysarviointeihin (luvut 5.3 ja 5.5). Kasvillisuuden haitallista runsastumista käsitellään pääasiassa luvussa 5.5.2, mutta tyypille ominaisten yhteisöjen merkitystä ei tässä tutkimuksessa käsitellä lukuun ottamatta ilmakehässä havaittuja tyypillisiä ilmaversois- ja kelluslehtisyhteisöjä.

Taulukko 2. Vesipuidedirektiivin makrofyyttejä koskevat tilamääritelmät ja sitä käsittelevät osiot tässä raportissa.

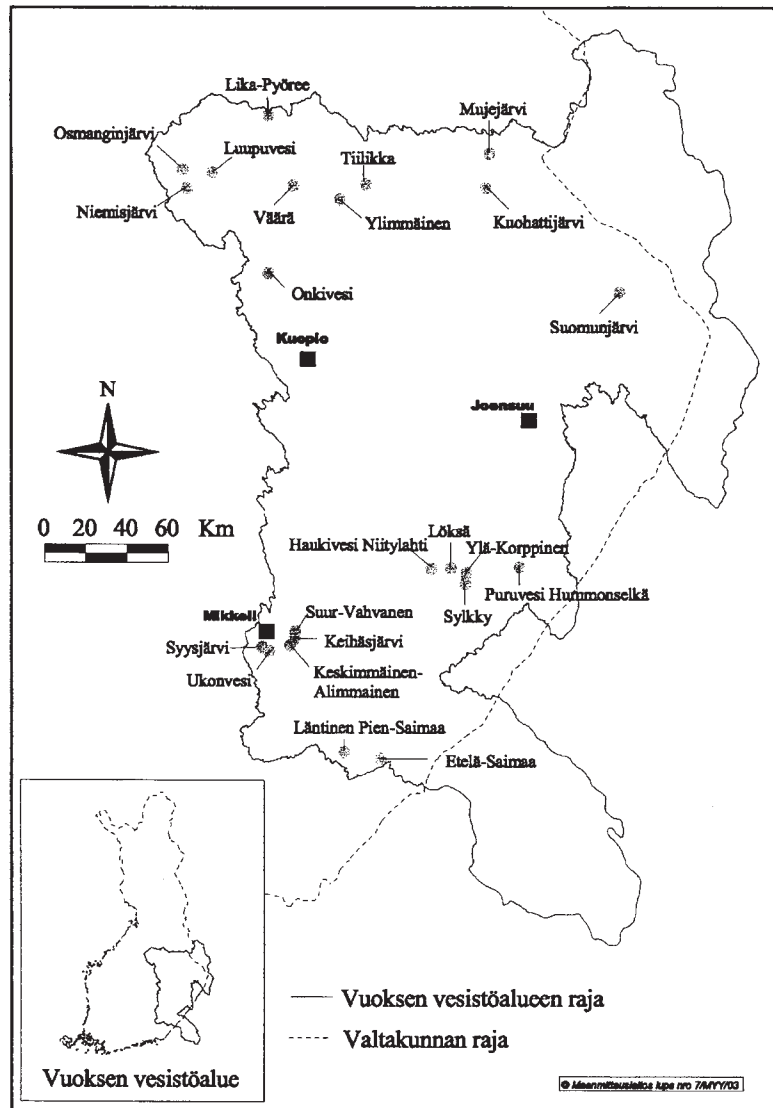
Määritelmä	Maastomenetelmät	Ilmakuvatulkinta
Taksonikoostumus	x	(x)
Runsaussuhteet	x	x
Haitallinen runsastuminen	(x)	x
Tyypille ominaiset yhteisöt	-	(x)

3

Kohdejärvet

3.1 Yleistä

Tutkimuksen kohteena on kaikkiaan 23 järveä Vuoksen vesistöalueelta (kuva 1). Niistä 18 on Life Vuoksi -hankkeen vuosien 2001 ja 2002 kohdejärviä, kolme vuoden 2000 menetelmäk kehittelyn kohteita sekä kaksi Pohjois-Savon ympäristökeskuksen jo aiemmin tutkima järveä (taulukko 3).



Kuva 1. Tutkimuksen kohdejärvet vuosina 2000-2002.

Taulukko 3. Perustietoja kohdejärvistä. Järvet on ryhmitelty niiden arvioidun luontaisen järvityypin (Pilke ym. 2002) mukaan. Vedenlaatutiedot ovat Mannisen ym. (2003) raportista. Kokonaisfosforipitoisuudet ja väriarvot perustuvat vuosien 1992 - 2002 ympärivuotisten pintavesihavaintojen keskiarvoihin.

Järvi	Sijaintikunta	Vesikasviaineisto vuodelta	Pääasiallinen kuormituslähde	Pinta-ala, km ²	Kok P, µg / l	Väri, mg Pt / l
Luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2, sijaitsevat savikkoalueilla tai runsasravinteisen kallio- tai maaperän alueella)						
Lika-Pyöree	Sonkajärvi	2002	vertailualue	1,95	30	160
Niemisjärvi	Kiuruvesi	2001-2002	maatalous	4,18	63	200
Onkivesi	Lapinlahti	2000	maatalous	114	50	120
Luupuvesi	Kiuruvesi	2001	maatalous ja turvetuotanto	7,04	72	280
Osmanginjärvi	Kiuruvesi	2001	maatalous ja turvetuotanto	2,78	68	320
Väärä	Sonkajärvi	1993-1995	maatalous ja hajakuormitus	0,7	45	58
Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (tyyppi 4, väriarvo alle 30 mgPt/l ja koko alle 40 km ²)						
Suuri-Vahvanen	Mikkeli	2002	vertailualue	1,32	5	16
Keihäsjärvi	Mikkeli	2002	hajakuormitus	1,39	13	42
Keskimmäinen	Mikkeli	2002	hajakuormitus	0,8	14	51
Alimmainen	Mikkeli	2002	hajakuormitus	0,74	25	70
Syysjärvi	Mikkeli	2001-2002	hajakuormitus	1,75	8	23
Sylkky	Kerimäki	2001	vertailualue	1,06	9	11
Ukonvesi (Saimaa)	Mikkeli	2001	hajakuormitus	4,9	22	35
Löksä	Kerimäki	2001	hajakuormitus	0,84	12	34
Suuret vähähumuksiset järvet (tyyppi 5, väriarvo alle 30 mgPt/l ja koko yli 40 km ²)						
Läntinen Pien-Saimaa	Lappeenranta, Taipalsaari	2002	vertailualue	n. 17	10	30
Etelä-Saimaa alue 1; 0-3 km Kaukaan tehtaasta	Lappeenranta	2002	tehtaan jätevedet	n. 3,5	22	54
Etelä-Saimaa alue 2; 3-6 km Kaukaan tehtaasta	Lappeenranta	2002	tehtaan jätevedet	n. 6	21	52
Etelä-Saimaa alue 3; 11-15 km Kaukaan tehtaasta	Taipalsaari	2002	tehtaan jätevedet	n. 3,5	8	32
Puruvesi, Saimaa, Hummonsellä	Kerimäki	2000	vertailualue	416 / n. 20	5	6
Haukivesi, Saimaa, Niittylahti	Savonlinna	2000	hajakuormitus	560 / n. 7	11	35
Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet (tyyppi 7, väriarvo 30-90 mgPt/l ja koko 5-40 km ²)						
Suomunjärvi	Lieksa	2002	vertailualue	6,63	6	70
Kuohattijärvi	Nurmes	2002	metsätalous	10,81	12	70
Pienet, runsashumuksiset järvet: (tyyppi 9, väriarvo yli 90 mgPt/l ja koko alle 5 km ²)						
Tiilikka	Rautavaara	2002	vertailualue	4,2	13	100
Mujejärvi	Nurmes	2002	metsätalous	3,51	29	150
Ylimmäinen	Sonkajärvi	2002	vertailualue	0,68	16	167
Ylä-Korppinen	Kerimäki	2001	metsätalous	0,55	27	140

Vuosien 2001 ja 2002 kohdejärviksi valittiin mahdollisimman kattavasti erilaisia, Vuoksen vesistöalueelle tyypillisiä luontaisia järvityyppejä. Lisäksi kohteet valittiin siten, että ne edustavat alueelle tyypillisiä kuormitustilanteita. Myös käynnissä olevat hankkeet ja olemassa olevat biologiset aineistot tukivat kohteiden valintaa.

Kohdejärvet jaoteltiin Suomen ympäristökeskuksen tyypittelyehdotuksen (Pilke ym. 2002) mukaisesti järvityyppeihin, joista edustettuina on viisi tyyppiä (taulukko 3). Tyyppien määrittäminen tehtiin asiantuntija-arviona käyttäen tukena paleolimnologisia tutkimuksia, jos sellaisia oli saatavilla. Kuhunkin järvityyppiin valittiin vertailukohde ja kuormitettu kohde tai useita kuormitettuja kohteita. Vertailukohteiden katsottiin valuma-alueen maankäytön ja painetarkastelun (Manninen ym. 2003) perusteella olevan lähellä luonnontilaa. Kuormitettujen kohteiden valinnassa painotettiin Vuoksen vesistöalueen maakunnille ominaisten järvi- en pääasiallisten kuormituslähteiden mukaista jaottelua: Pohjois-Savossa maatalous, Pohjois-Karjalassa metsätalous ja Etelä-Savossa hajakuormitus (haja-asutus, maa- ja metsätalous). Pistekuormituksen kohdealueeksi valittiin Lappeenrannassa sijaitsevan Kaukaan sellu-paperitehtaan kuormittama Etelä-Saimaa.

Kohdejärvi kuvausten ja taulukon 3 maankäyttö- ja kuormitustiedot sekä vedenlaatutiedot perustuvat Life Vuoksi -hankkeen 3. osakokonaisuuden raporttiin (Manninen ym. 2003), jossa on tarkasteltu kohdejärvien kuormitusta ja vedenlaadun yleistä tilaa. Löksän, Puruveden Hummonselän, Haukiveden Niittylahden, Väärän, Ylimmäisen ja Ylä-Korppisen kuormitusta arvioitiin yleispiirteisenä karttatarkasteluna ja vedenlaatutiedot on haettu ympäristöhallinnon tietojärjestelmästä (Hertta).

3.2 Luonnostaan rehevät järvet

Lika-Pyöree

Lika-Pyöree on hyvin matala, runsashumuksinen ja ravinteikas järvi. Lika-Pyöreeen ei kohdistu merkittävää ihmisen aiheuttamaa kuormitusta. Turvemaiden osuus järven valuma-alueesta on noin 38 %. Pientä taustakuormitusta aiheuttavat kaakkoisosan metsä- ja suo-ojitukset sekä valuma-alueen pohjoisosassa sijaitsevan turvetuotantoalueen kuormitus. Paleolimnologinen tutkimus (Miettinen ym. julkaisematon) antaa viitteitä siitä, että järvi on luontaisesti rehevä.

Vesirajassa kasvilinjojen kohdalla pohja on useimmiten turvetta ja syvemmällä lähinnä mutaa. Mineraalipohjia tavataan harvakseltaan. Mataluudesta johtuen Lika-Pyöree on suurelta osin kasvittunut, vaikka vesi on tummaa. Kelluslehtiset ja ilmaversoiset ovat järvellä yleisiä ja runsaita, samoin vesisammalet kasvavat runsaina lähes koko järven alueella. Järvellä on tehty yksi vesikasvillisuus selvitys vuonna 2001 (Pohjois-Savon ympäristökeskus / 4 linjaa) ennen vuoden 2002 vesikasvitöitä.

Niemisjärvi

Niemisjärvi on matala, hyvin tummavetinen ja ravinteikas järvi. Sen valuma-alueesta noin viidesosa on peltoviljelyssä ja karjatalouden laidunmaina. Järven ravinteet ovat peräisin pääasiassa humukseen sitoutuneina, valuma-alueen ojitetuilta soilta sekä maataloudesta.

Niemisjärven pohjanlaatu on vesikasvinjoilla valtaosin mutaliejua. Turvepohjia on jonkin verran, mutta mineraaliainesta hyvin harvoin. Niemisjärvellä on runsaat kelluslehtis- ja ilmaversoiskasvustot. Runsaina kasvavia lajeja ovat mm. ulpukka (*Nuphar lutea*), pohjanlumme (*Nymphaea alba* ssp. *candida*), uistinvita (*Potamogeton natans*), pullosara (*Carex rostrata*) ja järviruoko (*Phragmites australis*). Matalat lahdet ovat paikoittain umpeenkasvaneet. Niemisjärvi on yksi Mariston (1941) kartoituskohteista. Hän teki siellä vesikasvitutkimuksen elokuussa 1936. Rintanen (1996) tutki Niemisjärven 1980-luvun alkupuolella samalla menetelmällä kuin Maristo.

Onkivesi

Onkivesi on tummavetinen ja ravinteikas järvi. Järveen kohdistuva voimakas hajakuormitus on peräisin lähinnä maataloudesta. Lisäkuormitusta aiheuttavat Lapinlahden kunnan jätevedet. Suuren kuormituksen lisäksi Iisalmen reitin järvet ovat luontaisesti reheviä johtuen maaperän ravinteikkuudesta. Paleolimnologisten tutkimusten (Miettinen ym. 2002) mukaan Onkivesi on jo luonnontilaisena ollut vähintään keskiravinteinen järvi. Onkivettä on säännöstelty vuodesta 1951 alkaen muun muassa maataloudelle aiheutuvien tulvahaittojen vähentämiseksi (Kanninen ym. 2002).

Pohjanlaatu on valtaosin pehmeää: mutaliejua, liejua ja turvetta. Onkivesi on hyvin sokkeloinen ja keskimäärin loivarantainen järvi. Vesikasvillisuuden kannalta suotuisia alueita ovat Onkiveden lukuisat matalat ja suojaiset lahdet. Kelluslehtiset ja ilmaversoiset kasvavat järvellä yleisinä ja runsaina.

Luupuvesi

Luupuvesi on matala, hyvin tummavetinen ja runsasravinteinen järvi. Järveen kohdistuu merkittävää maatalouden ravinnekuormitusta ja turvetuotannon kiintoainekuormitusta. Turvetuotannon ja suo-ojitusten takia veden väriarvot ovat poikkeuksellisen suuria. Paleolimnologisen tutkimuksen perusteella Luupuvesi on rehevöitynyt ihmistoiminnan vaikutuksesta, mutta ollut ennen ihmistoiminnan alkuakin rehevä järvi (Miettinen ym. julkaisematon).

Luupuveden pohja on pehmeää mutaliejua. Hiekka- ja kivipohjia on hyvin vähän. Luupuveden vesikasvillisuutta luonnehtivat laajat ilmaversoiskasvustot. Kelluslehtiset ovat myös yleisiä. Vesikasvillisuuden niittoja on tehty kesinä 1997 ja 1998. Luupuvedellä on tehty vesikasvillisuuden maastotutkimuksia aiemmin vuonna 1980 (Pohjois-Savon ympäristökeskus). Luupuvesi on Pohjois-Savon merkittävimpiä lintuvesiä ja kuuluu valtakunnalliseen lintuvesien suojeluohjelmaan.

Osmanginjärvi

Osmanginjärvi on matala, hyvin tummavetinen ja runsasravinteinen. Siihen kohdistuva hajakuormitus on peräisin peltoviljelystä, karjataloudesta ja turvetuotannosta. Koska järven rannat ovat kauttaaltaan viljeltyjä ja monin paikoin alavia, huuhtoutuu ranta-alueilta keväisin runsaasti ravinteita. Järven valuma-alueen pinta-alasta on 25 % peltoa ja 60 % metsää.

Osmanginjärven vesikasvilinjojen kohdalla pohja on yleensä mutaliejua, johon on paikoin sekoittunut savea. Järven matalissa lahdissa umpeenkasvu on edennyt pitkälle. Rannoilla valtalajeina ovat järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*) ja suursarat. Järven keskiosassa on runsaasti kelluslehtisiä. Valuma-alueen vähäjärvisyydestä johtuen Osmanginjärven vedenkorkeusvaihtelut ovat suuret. Järven vedenpintaa onkin laskettu kahdesti, yhteensä noin metrin, tulvahaittojen torjumiseksi.

Väärä

Väärä on melko ruskeavetinen ja keski-runsasravinteinen järvi, jolla on pieni valuma-alue. Valuma-alueen pinta-alasta savimaan osuus on samaa suuruusluokkaa (11 %) kuin muilla Iisalmen reitin luontaisesti rehevillä järvillä, joten myös Väärä on todennäköisesti luontaiselta tyypiltään rehevä. Suurin osa järveen tulevasta ihmistoiminnan kuormituksesta on peräisin peltoviljelystä. Järven kunnostussuunnittelun pohjaksi sekä harvinaisten vesikasvilajien kartoittamiseksi on vuosina 1993-1995 toteutettu laaja vesikasvikartoitus (Pohjois-Savon ympäristökeskus). Vesikasvillisuus on monimuotoista ja järvellä kasvaa mm. harvinainen suomenlumpeen (*Nymphaea tetragona*) punakukkainen muoto.

3.3 Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet

Suuri-Vahvanen

Suuri-Vahvanen on kirkasvetinen ja karu latvajärvi, joka on varsin lähellä luonnontilaa. Järveen kohdistuva vähäinen hajakuormitus on peräisin maa- ja metsätaloudesta. Noin 80 % järven valuma-alueen pinta-alasta on erityyppisiä kangasmaita. Peltojen osuus valuma-alueesta on 7,7 %.

Suuri-Vahvasella mineraalipohjat ovat yleisiä. Rannassa pohja on useimmiten kalliota, kivikkoa tai hiekkaa ja harvemmin liejumutaa, joka kuitenkin syvemmälle mentäessä yleistyy selvästi. Suuri-Vahvasen vesikasvillisuus on niukkaa. Yleisimpiä lajeja ovat ruskoärviä (*Myriophyllum alterniflorum*), ulpukka ja jouhisara (*Carex lasiocarpa*).

Keihäsjärvi

Keihäsjärvi on suhteellisen kirkasvetinen ja niukka-keskiravinteinen järvi. Siihen kohdistuva hajakuormitus on jonkin verran suurempaa kuin vertailukohteena olevaan Suuri-Vahvaseen kohdistuva kuormitus. Suurimmat fosforikuormituksen lähteet ovat pellot, kangasmaat sekä kaukovaluma-alueelta tuleva kuormitus. Kerrostuneisuuskausina järvessä on ajoittain selvä hapen vajaus. Keihäsjärven vedenpintaa on laskettu 1920-luvulla noin 0,8 metriä.

Vallitseva pohjanlaatu vesikasvilinjoilla on siltti ja liejumuta. Linjojen alussa on monesti myös kiviä, hiekkaa tai turvetta. Muodoltaan kapealla ja vaihtelevalla Keihäsjärvellä on paljon vesikasvillisuudelle soveliaista ranta-aluetta. Keihäsjärven vesikasvisto on monipuolinen ja kasvillisuus on kohtalaisen runsasta. Kelluslehtiset ovat elomuotoryhmistä runsaimpia. Ilmaversoisista järviruoko ja suursarat ovat valtalajeja. Keihäsjärvellä vesisammalet ovat yleisiä ja muodostavat melko runsaita kasvustoja.

Keskimmäinen ja Alimmainen

Keskimmäinen-Alimmainen on tummahkovetinen ja keskiravinteinen kapean salmen erottama järvipari. Järviin kohdistuva hajakuormitus on peräisin valtaosin maataloudesta. Pääosa järveen tulevasta vedestä laskee Keihäsjärvestä Saarisen ja Kortteisen kautta Alimmaisen itäosaan. Kortteisen ja Alimmaisen välisellä osuudella tulouoma kulkee laajahkon, uomaan rajoittuvan peltoalueen läpi. Vapaa-ajan asuntoja on melko paljon kummallakin järvellä.

Vaikka Keskimmäisen ja Alimmaisen väriarvot viittaavat kohtalaisen humuspitoiseen järvityyppiin, on niiden oletettu olevan luonnontilassa vähähumuksista tyyppiä. Järven veden väriarvoihin vaikuttaa valuma-alueen suopinta-ala. Keskimmäinen-Alimmaisen valuma-alueella suopinta-alan suhteellinen osuus on samaa luokkaa kuin vertailujärvenä olevan Suuri-Vahvasen valuma-alueella. Siten voidaan ajatella, että Keskimmäisen-Alimmaisen korkeat väriarvot johtuvat todennäköisesti hajakuormituksesta. Tätä tukee myös se, että Alimmaisella, johon ravinnekuormitus pääasiassa kohdistuu, on väri ollut keskimäärin 70 mg Pt/l, kun se vastaavasti Keskimmäisellä on ollut 51 mg Pt/l. Vesikasvillisuudeltaan ja vedenlaadultaan (taulukko 3) Keskimmäinen ja Alimmainen poikkeavat toisistaan niin paljon, että niitä on käsitelty tässä raportissa erillisinä järvinä. Pinta-alaltaan Keskimmäinen ja Alimmainen ovat melko samansuuruiset.

Keskimmäisen vesikasviliinjoilla hieta-, hiesu- ja kivipohjat ovat yhtä yleisiä kuin pehmeät liejumutapohjat. Keskimmäisen runsaimpia vesikasveja ovat ulpukka, järviruoko, jouhisara ja järvinäkinsammal (*Fontinalis antipyretica*). Alimmaisen vesikasviliinjoilla pehmeät liejumutapohjat ovat vallitsevia. Alimmaisella vesikasvillisuus on selvästi runsaampaa kuin Keskimmäisellä. Ulpukka on Alimmaisella selkeä valtalaji. Vesisammalkasvustot ovat melko runsaita ja järvellä kasvaa runsasravinteisuutta ilmentäviä vesikasveja kuten karvalehteä (*Ceratophyllum demersum*) ja kapeaosmankäämiä (*Typha angustifolia*). Keskimmäisen-Alimmaisen neljältä linjalta löydettiin Suomessa erittäin uhanalaiseksi luokiteltu (Rassi ym. 2001) hentonäkinruoho (*Najas tenuissima*).

Syysjärvi

Syysjärvi on melko kirkasvetinen ja niukkaravinteinen järvi. Siihen kohdistuva kuormitus on pääosin peräisin järven pohjoisosaa ympäröivältä laajahkolta peltoalueelta. Peltojen osuus järven valuma-alueen pinta-alasta on 19 %.

Syysjärven pohja on suurelta osin pehmeää mutaliejua, etenkin yli metrin syvyydessä. Matalassa rantavedessä on yleisesti hiekka- ja hietapohjia. Ravinnekuormitus näkyy pohjoisosan matalassa Parikkalanlahdessa, jossa on tiheä kelluslehtisten ja vesisammaleiden muodostama kasvillisuus. Järven keski- ja eteläosaa puolestaan luonnehtivat niukkaravinteisuutta ilmentävät pohjalehtiset sekä hyvin yleisenä kasvava ruskoärviä.

Sylkky

Sylkky on kirkasvetinen ja niukkaravinteinen latvajärvi. Järveen ei kohdistu merkittävää ihmistoiminnasta peräisin olevaa kuormitusta. Sylkyn valuma-alueen maapinta-ala on vain 218 ha ja itse järven pinta-ala on 106 ha. Lähes 90 % järven valuma-alueesta on karuhkoa kangasmaata. Valuma-alueen pinta-alasta on peltoa 3,8 % ja turvemaita noin 5 %. Järven itäosan rantaan rajoittuvan peltolohkon vaikutus järven tilaan ei näkynyt havaittavasti vesikasvillisuudessa ainakaan vuonna

2001. Sylkyn eteläosassa sijaitsevaan Kaupinlahteen laskee kuivatusojia pieneltä mäntyvaltaiselta turvemaalta, mutta niidenkään vaikutus ei näkynyt pohjanlaadussa tai vesikasvillisuudessa.

Sylkyn vesikasvinjoilla pohja on valtaosin hiekkaa tai hietaa. Kivikkorantoja on kohtalaisen paljon. Sylkky on Mariston (1941) järviyyppiluokituksen mukaan selvä nuottaruohojärvi. Uposlehtisistä vesirutto (*Elodea canadensis*), ruskoärviä ja ahvenvita (*Potamogeton perfoliatus*) ovat yleisiä. Ilmaversoiskasvustoja on vähän ja ne ovat harvoja.

Ukonvesi

Ukonvesi on melko kirkasvetinen ja lievästi rehevöitynyt selkävesi, joka on osa Mikkelin alapuolista Saimaata. Ukonveteen kohdistuu kuormituspaineita Mikkelin kaupungin asumajätevesistä ja suhteellisen runsaasta hajakuormituksesta. Asumajätevesien vaikutus Ukonveteen on kuitenkin ollut selvästi vähäisempi kuin sitä pohjoisempana olevaan Kyyhkylänselkään, jossa vesikasvillisuus on rehevämpää kuin muilla lähialueen selillä (Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry 2001).

Noin puolella Ukonveden kasvinjoista pohjanlaatu on pehmeää mutaliejua ja loppuilla mineraalainesta. Järvelle ovat leimallisia laajat ruovikot ja niitä reunustavat ulpukkakasvustot. Uposkasvillisuus on niukkaa.

Löksä

Löksä on matalahko, melko kirkasvetinen ja keskiravinteinen järvi. Löksän lähivaluma-alueella on Louhen kylä ja kalkkitehdas, jonka läjitysalueelta Löksään johtavan laskuojan pH on ollut lähes 8. Löksän alkaliniteettiarvot ovatkin keskimäärin noin kolmanneksen korkeammat kuin läheisellä Kuhajärvellä. Löksän itäosaan laskee pintavesiä laajahkolta ojitetulta suoalueelta. Järven luusuan itäpuolella kasvaa laaja ja tiheä ruovikko, jonka menestymiseen ovat saattaneet vaikuttaa Louhen kylää ympäröiviltä pelloilta huuhtoutuneet ravinteet.

Hiekka- ja hietapohjat ovat Löksällä yleisiä. Mutapohjia on kohtalaisesti varsinkin syvän veden alueella. Turvepohjia on vähän. Löksän rantoja kiertää lähes yhtenäinen ruovikko, joka on runsaimmillaan järven keskiosassa. Ulpukka kasvaa yleisenä koko järvellä. Nuottaruohon (*Lobelia dortmanna*) yleisyyttä on todennäköisesti lisännyt kyseisillä alueilla tehdyt ruovikon niitot.

3.4 Suuret, vähähumuksiset järvet

Läntinen Pien-Saimaa

Pien-Saimaa on luonteeltaan rikkonainen vesialue ja hydrologialtaan verrattain erillisten osa-alueiden muodostama. Tässä tutkimuksessa maastotyöt tehtiin Pien-Saimaan länsisosassa Vehkasalonselän ja Niemisenselän ympäristössä. Läntinen Pien-Saimaa on kirkasvetinen ja lievästi rehevöitynyt vesialue. Läntisen Pien-Saimaan kuormitustilanne parani oleellisesti 1990-luvun puolivälissä, kun asumajätevesikuormitus loppui ja Maavettä kuormittavan turvetuotannon vedet alettiin käsitellä kemiallisesti. Pien-Saimaan valuma-alueita reunustavat Salpausselän pääte-moreenit etelässä ja pohjoisessa sekä pitkittäisharjut lännessä ja idässä. Läntisen Pien-Saimaan valuma-alueesta 54 % on metsää ja joutomaita, 30 % säännöstelemättömiä luonnonvesiä sekä 7 % monivuotisia nurmia ja niittyjä.

Vesikasvilinjoilla kivi-, hiekka- ja hietapohjat ovat vallitsevia. Pehmeitä mutaliejupohjia on alueen pohjoisosan linjoilla. Selkävesille tyypilliset ruovikot ovat yleisiä. Kelluslehtisistä ulpukka, siimapalpakko (*Sparganium gramineum*) ja kelluskeiholehti (*Sagittaria natans*) ovat runsaimpia. Pohjalehtisiä kasvaa yleisesti koko alueella.

Etelä-Saimaa, Kaukaanselkä-Päihänniemi

Etelä-Saimaa on Lappeenrannan edustalla rehevöitynyt ja vesi on sameaa. Päihänniemen edustalla, noin 15 km päässä Lappeenrannasta, vesi on jo kirkasta ja varsin niukkaravinteista. Etelä-Saimaata ovat kuormittaneet jo 1900-luvun alkupuolelta Kaukaan puunjalostustehtaan jätevedet. Muiden kuormituslähteiden vaikutus tutkimusalueen vedenlaatuun on vähäinen suhteessa pistekuormitukseen.

Tutkimusalue ulottuu Lappeenrannassa sijaitsevan Kaukaan sellu- ja paperitehtaan edustalta noin 15 km koilliseen sijaitsevaan Päihänniemeeseen. Tehtaan vaikutuspiirissä oleva tutkimusalue jaettiin kolmeen osa-alueeseen, siten että osa-alue 1 on 0-3 km etäisyydellä tehtaasta, osa-alue 2 on 3-6 km tehtaasta ja osa-alue 3 on 11-15 km tehtaasta. Vertailualueena on läntinen Pien-Saimaa, joka on yhteydessä muuhun tutkimusalueeseen Pappilansalmen, Sudensalmen ja Vehkataipaleen kautta. Aluejako noudattaa Pogreboffin vuonna 1992 (Pogreboff 1994) tekemän vesikasvitutkimuksen osa-alueita, paitsi että vuonna 2002 ei kerätty aineistoa kaikilta Pogreboffin osa-alueilta. Tässä tutkimuksessa työt kohdennettiin voimakkaimman kuormituksen alueelle, Päihänniemen etävaikutusalueelle sekä vertailualueelle.

Etelä-Saimaalla on runsaasti avoimia ja vesikasvillisuudeltaan niukkoja kalliorantoja. Vesikasvilinjat sijoitettiin usein suojaisiin lahtiin. Kuormitettujen alueiden linjoista noin neljäsosalla pohja on pehmeää mutaliejua ja lopuilla pääasiassa kiviä ja hiekkaa. Ulpukka on kuormitettujen osa-alueiden selvä valtalaji. Järviruoko, karvalehti, pullo- ja viiltosara (*Carex rostrata* ja *C. acuta*) sekä heinävita (*Potamogeton gramineus*) kasvavat myös runsaina. Päihänniemen alueelle ovat tyypillisiä laajat hiekkarannat. Ruovikoiden lisäksi alueella tavataan yleisesti pohjalehtisiä ja muun muassa ruskoärviää.

Puruveden Hummonseltä

Puruvesi on hyvin kirkasvetinen ja erittäin karu järvi. Hummonseltä sijaitsee Kerimäellä Puruveden koillisosassa. Hummonseltän väriarvot ja kokonaisfosforipitoisuudet ovat samalla tasolla kuin koko altaan keskimääräiset pitoisuudet. Vuoden 2000 ruutulinjoilla yleisimmät vesikasvit olivat tummalahnanruoho (*Isoetes lacustris*), nuottaruoho, järviruoko ja hapsiluikka (*Eleocharis acicularis*) (Virola 2001).

Haukiveden Niittylahti

Haukiveden Niittylahti sijaitsee noin 14 km Savonlinnasta luoteeseen. Tämä Haukiveden osa on suhteellisen kirkasvetinen ja niukka-keskiravinteinen. Lähivaluma-alueelta tuleva hajakuormitus on peräisin suurelta osin pelloilta. Niittylahden peltojen ravinnekuormitus kohdistunee kuitenkin ensisijaisesti kasvillisuudeltaan hyvin rehevään Niittyjärveen, josta vedet laskevat Niittylahden kautta Haukiveeteen. Vuoden 2000 ruutulinjoilla yleisimmät vesikasvit olivat järviruoko, tummalahnanruoho, hapsiluikka ja vaalealahnanruoho (*Isoetes echinospora*) (Virola 2001).

3.5 Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet

Suomunjärvi

Suomunjärvi on melko ruskeavetinen ja karu järvi. Siihen kohdistuva kuormitus on peräisin lähinnä sadannasta ja luonnonhuuhtoumasta. Metsätaloustoimista aiheutuva kuormitus on vähäistä. Lieksan kunnassa sijaitseva Suomunjärvi ja osa sen valuma-alueesta kuuluu vuonna 1982 perustettuun Patvinsuon kansallispuistoon.

Suomunjärveä ympäröivät suurimmaksi osaksi hiekka- ja moreenimailla kasvavat kangasmetsät. Mineraalipohjien osuus koko rantaviivasta on 80 % (hiekkarantoja 70 % ja sorarantoja 10 %) ja orgaanisten pohjien vastaavasti 10 % (Toivonen ja Lappalainen 1980). Suomunjärven pohjalehtisyhteisö on runsas ja monilajinen. Harvat ruovikot ja kortteikot ovat yleisiä loivilla hiekkarannoilla ja matalikoilla.

Kuohattijärvi

Kuohattijärvi on Kuohatinjoen valuma-alueen latvajärvi, jonka vesi on ruskeaa ja keskiravinteista. Kuohattijärven valuma-alueella metsätalous on selkeästi suurin ihmistoiminnasta aiheutuva kuormitustekijä (Tossavainen 1997). Luonnonhuuhtoutuman osuus järven fosforin kokonaiskuormituksesta on 42 % ja typen vastaavasti 61 %. Vaikka metsätaloustoimenpiteistä aiheutuva kuormitus on vähentynyt huomattavasti, voidaan Kuohattijärveä pitää metsätaloustoimien lievästi rehevöittäjänä mesotrofisena järvenä (Niinioja ym. 2001).

Pitkät, yhtenäiset kivikkorannat ovat tyypillisiä Kuohattijärvellä. Vesikasvillisuutta niillä ei ole lainkaan tai se on hyvin niukkaa pohjalehtiskasvillisuutta. Vesikasviliinjoilla hiekka- ja hietapohjat ovat yleisimpiä. Viidenneksellä linjoista pohjanlaatu on mutaa tai turvetta. Vesisammalet ja pohjalehtiset ovat Kuohattijärvellä yleisiä ja melko runsaita. Suojaisissa lahdissa on ulpukkakasvustoja sekä harvaa kortteikkaa tai ruovikkoa.

3.6 Pienet, runsashumuksiset järvet

Tiilikka

Tiilikka on matala, tummavetinen ja karu järvi. Se on Euroopan ympäristöviraston koordinoiman ns. EUROWATERNET-seurantaverkon vertailujärvi, johon ei kohdistu kuormituspaineita. Tiilikan pohjoisosaan on kaivettu 1970-luvulla avo-ojia, jotka täyttämisen jälkeen ovat jo umpeenkasvaneet. Valuma-alueella ei ole viljeltyjä peltoja. Järvi kuuluu vuonna 1982 perustettuun Tiilikan kansallispuistoon.

Tiilikan selkiä halkovat luoteesta kaakkoon suuntautuneet, karkeasta sorasta kasaantuneet harjanteet, jotka muodostavat matalia hiekka- ja sorarantaisia harjueniemiä. Hiekkapohjat ovatkin järvellä yleisiä. Yleisimpiä vesikasveja ovat järvikortte (*Equisetum fluviatile*), vaalealahnanruoho, pullosara, ulpukka ja isovesiherne (*Utricularia vulgaris*). Tiilikalla on tehty ranta- ja vesikasvillisuustutkimus vuonna 1984 (Nykänen 1987).

Mujejärvi

Mujejärvi on tummavetinen ja suhteellisen ravinteikas järvi. Sen valuma-alueesta yli kolmannes on turvemaita. Mujejärveen kohdistuu kuormituspainetta pääasias-
sa metsätaloudesta ja laskeumasta. Valtaosan ravinnehuuhtoutumasta on arvioitu
olevan luonnonhuuhtoutumaa.

Mujejärven rantaviivasta noin kolmannes on avointa kivikkorantaa, jossa ve-
sikasvillisuus on hyvin niukkaa tai sitä ei ole lainkaan. Noin 60 %:lla Mujejärven
vesikasvivilinjoista pohjanlaatu on mineraaliainesta. Turvepohjien osuus on noin 20 %.
Mujejärven vesikasvillisuuden valtalaji on ulpukka. Vesisammalet ovat melko yleis-
siä ja runsaita. Kortteikot, saraikot ja ruovikot ovat kohtalaisen yleisiä, mutta har-
voja.

Ylimmäinen

Ylimmäinen on tummavetinen ja keskiravinteinen latvajärvi. Valuma-alueesta on
turvemaata noin 40 %. Järveen ei kohdistu merkittävää ihmistoiminnasta peräisin
olevaa kuormitusta, lukuun ottamatta valuma-alueen joitakin metsäojituksia ja
vähäistä loma-asutusta. Turve-, muta- ja hiekkapohjia on vesikasvivilinjoilla suun-
nilleen yhtä paljon. Ylimmäisen vesikasvillisuuden valtalajeja ovat jouhi- ja pullo-
sara, pohjanlumme ja isovesiherne. Pohjalehtiset ovat melko yleisiä ja vesisamma-
leita kasvaa melko harvakseltaan.

Ylä-Korppinen

Ylä-Korppinen on matala, tummavetinen ja rehevätkö järvi. Sen valuma-alueesta
noin 20 % on ojitettuja suoalueita. Peltojen osuus valuma-alueen pinta-alasta on
noin 10 %. Vallitseva pohjanlaatu Ylä-Korppisella on muta ja turve. Paikoin järven
kovaa hietapohjaa peittää yli metrin paksuinen turveliejukerros. Muutamilla pai-
koilla on hiekka- ja hietapohjia. Vesikasvillisuuden ulkoraja on noin 1,3 metrin sy-
vyydessä. Runsaimpia vesikasveja ovat ulpukka, järviruoko, suursarat ja järvikor-
te. Pohjalehtiset puuttuvat Ylä-Korppiselta lähes kokonaan. Ylä-Korppisen veden-
pintaa on laskettu 1900-luvulla yli 2 metriä.

4

Aineisto ja menetelmät

4.1 Maastomenetelmien testaus

4.1.1 Menetelmävertailut vuonna 2001

Heinä-elokuussa 2001 vesikasvillisuuden kartoittamisessa vertailtiin linja- ja aluekartoitusmenetelmiä. Linjamenetelmiä oli kolme: ns. ruutulinja (näytealat 0,25 m² ja 1 m²), 5 m leveä ns. kasvillisuuslinja (Venetvaara ym. 1993) sekä 10 m leveä ns. päävyöhykelinja. Ruutulinja oli lähes poikkeuksetta vakiomenetelmä. Ruutulinnan viereen perustettiin joko kasvillisuus- tai päävyöhykelinja. Linjojen välisellä osuudella tehtiin ns. aluekartoitus. Linjat ja aluekartoitus ulottuivat vesirajasta tai luhtarannan yläosasta järvelle päin niin pitkälle kuin vesikasvillisuutta riitti.

Testattavien menetelmien valintaan vaikuttivat niiden käytön yleisyys aikaisemmissa vesikasvillisuustöissä, käytännöllisyys, kustannustehokkuus (työvoiman ja kaluston tarve) ja saatavan aineiston tilastollinen käyttökelpoisuus. Menetelmät on kuvattu yksityiskohtaisesti väliraportissa "Järvien vesikasvillisuusseurantojen maastotyömenetelmien kehittäminen Etelä-Savossa" (Leka 2002).

Ruutulinjamenetelmässä ranta- ja vesikasvillisuutta tutkittiin 0,25 m²:n ja 1 m²:n näytealoilta, jotka sijoitettiin järven rantaa vastaan kohtisuorassa olevan linjan viereen, jokaiselle tai joka toiselle metrille linjan pituuden ja kasvillisuuden yhtenäisyyden mukaan. Näytealoilta merkittiin ylös havaitut lajit peittävyyksineen prosenttiasteikolla +, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, ..., 90, 100 %.

Jari Venetvaaran (esim. Venetvaara ym. 1993) kasvillisuuslinjamenetelmässä ranta- ja vesikasvillisuutta kartoitettiin 5 metriä leveältä alueelta, joka sijaitti rantaa vastaan kohtisuoraan vedetyn linjanarun vieressä. Alue tutkittiin näytealoittain, joiden rajat määritettiin 10 - 20 cm:n syvyysvälein. Kasvillisuuslinjan näytealoilta merkittiin ylös havaitut lajit peittävyyksineen em. prosenttiasteikolla, vaikka Venetvaaran mukaan menetelmässä kuluisikin arvioida kasvilajien runsaus kuusiportaisella asteikolla. Menetelmää on ehdotettu pohjoismaiseksi standardiksi ja siihen liittyen on saatavilla myös NajasTM 1.0 -tietokoneohjelma mm. aineiston käsittelyä varten (www.venetvaara.com).

Päävyöhykelinjamenetelmässä ranta- ja vesikasvillisuutta kartoitettiin rantaan nähden kohtisuoraan sijoitetulta 10 metriä leveältä alueelta. Tutkittava alue jaettiin osiin, joiden rajat määritettiin kasvillisuuden pääelomuotojen mukaan. Osa-alueilta merkittiin ylös havaitut lajit yleisyyksineen 7-portaisella luokka-asteikolla. Päävyöhykelinja on hieman muunneltu versio säännöstelyjärvien kehittämisselvityksissä käytetystä vyöhykelinjasta, jossa vyöhykkeet voivat olla limittäin eikä lajien yleisyyttä arvioida joka vyöhykkeeltä erikseen (Hellsten ym. 2000, 2002).

Aluekartoituksessa tutkittiin 350 - 500 m pitkiä rantaviivan suuntaisia alueita, jotka leveysuunnassa alkoivat vesirajan tuntumasta ja päättyivät vesikasvillisuuden ulkorajaan. Alueet käytiin läpi soutamalla ne päästä päähän 15 - 25 minuutissa. Alueilta merkittiin muistiin havaitut lajit sekä arvioitiin lajien yleisyys ja runsaus 7-asteikolla. Menetelmä on käytännössä sama kuin perinteinen, esimerkiksi Mariston (1941) käyttämä kasvillisuuden kartoitusmenetelmä.

4.1.2 Menetelmäkuvaus ja maastokokeet vuonna 2002

Päävyöhykelinja

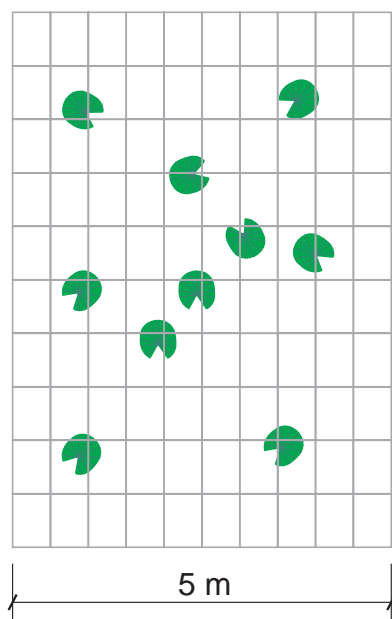
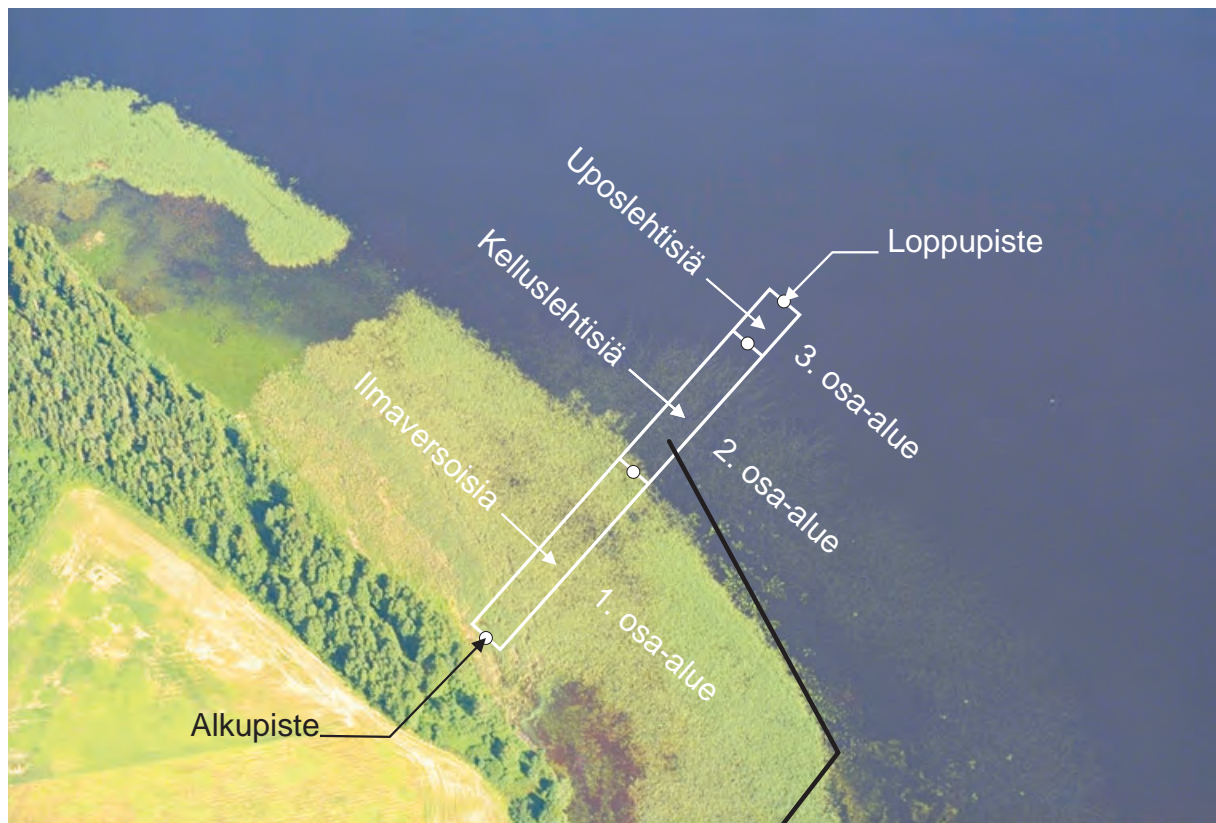
Vuonna 2002 vesikasvillisuustutkimuksissa käytettiin päävyöhykelinjamenetelmää. Sen pohjana on vuonna 2001 käytetty vastaava menetelmä, johon kokemusten perusteella tehtiin joitakin muutoksia, kuten vesikasvien yleisyyden ja peittävyiden erilliset arviot osa-alueilta sekä tutkittavan alueen leveyden muutos.

Päävyöhykelinja on 5 metriä leveä, rantaviivaa vasten kohtisuorassa oleva linja. Linja alkoi tulva- eli ylävesirajasta, käytännössä usein metsä- ja rantakasvillisuuden vaihettumisalueesta, ja loppui vesikasvillisuuden ulkorajaan. Mikäli vesikasvillisuus jatkui vastarannalle saakka, linja lopetettiin alkupisteestä vastarannalle ajatellun suoran puolivälissä. Tutkittava alue oli alkupisteestä loppupisteeseen ajatellusta suorasta 2,5 metriä sekä oikealla että vasemmalla puolella.

Rantaa vastaan kohtisuorassa oleva 5 m leveä linja jaettiin osa-alueisiin eli päävyöhykkeisiin kasvillisuuden mukaan (kuva 2). Jaottelu perustui kasvillisuuden elomuotoryhmiin ja valtalajin tai -lajien mukaisiin tarkennuksiin: ilmaversoiset (esim. saraikko, kortteikko, ruovikko), kelluslehtiset, uposlehtiset, pohjalehtiset, vesisammalet, irtokellujat ja -keijujat sekä sekakasvustot (esim. järviruoko-ulpukakasvusto). Jos linjan alussa oli luhtainen vaihettumisalue, esim. heinikko tai rahkasammalikko, se erotettiin omaksi osa-alueeksi.

Päävyöhykelinjan tekeminen aloitettiin etsimällä linjan alkupisteen paikka, joka oli määritetty toimistossa karttapohjalle ennen maastotöiden aloittamista. Mikäli mahdollista, alkupisteen tarkempi sijainti valittiin jonkin maastossa hyvin erottuvan kohteen luota (esim. suuri puu tai kivi) ja siitä tehtiin muistiinpanot kenttälomakkeeseen. Alkupiste paikannettiin GPS-paikantimella (Trimble GeoExplorer 3). Vastarannalta valittiin selkeä kohde, jota kohti linja tehtiin. Kohteesta tehtiin muistiinpanot kenttälomakkeeseen. Linjasta otettiin lisäksi kompassisuunta. Suunta-merkkinä työn aikana käytettiin myös linjan loppupisteeseen vietyä lippupoiijua. Suurimmalla osalla kohteista otettiin valokuva linjan alkupisteestä järvelle päin sekä loppupisteestä alkupistettä kohden. Valokuvat tallennettiin mahdollista myöhempiä käyttöä varten.

Osa-alueiden loppupisteistä otettiin koordinaatit ja mitattiin veden syvyys. Seuraavan osa-alueen alkupiste oli samalla edellisen loppupiste. Jos osa-alueen pituus oli alle 10 m, mitattiin se metrin tarkkuudella GPS-paikantimen tarkkuuden varmistamiseksi. Osa-alueet käytiin läpi kahlaten tai veneellä soutaen. Kahlaaminen tapahtui edestakaisella kävelyllä vyöhykkeen reunalta toiselle. Osa-alueet soudettiin läpi pituussuunnassa kahteen kertaan siten, että tarkastelualueena pyrittiin pitämään vyöhykkeen puolikas eli 2,5 m leveä alue.



Kuva 2. Päävyöhykelinja maastossa. Tässä esimerkitapauksessa linja on jaettu kolmeen osa-alueeseen. Kelluslehtisten osa-alueesta on lähikuva, johon on esimerkin vuoksi piirretty ruudukko yleisyys- ja peittävyysarvioinnin menetelmän havainnollistamiseksi.

Osa-alueilta merkittiin ylös pääasiallinen elomuototyyppi, pohjan laatu, havaitut kasvilajit, niiden yleisyydet ja peittävyudet, alkupisteen koordinaatit sekä viimeisestä osa-alueesta myös loppupisteen koordinaatit. Pohjan laatua kuvaavat luokat olivat: kivi, sora, hiekka, hieta/hiesu, savi, lieju/muta ja turve. Yleisyyden ja peittävyyden arvioinnissa käytettiin prosenttiasteikkoa: 0.5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 40, ..., 100 %. Yleisyys määriteltiin tarkasteltavan päävyöhykkeen suhteen siten, että päävyöhyke jaettiin mielessä 100 osaan (ruutuun, jonka koko laskettiin tarkasteltavan osa-alueen pinta-alan suhteen) ja arvioitiin kuinka monella osalla kukin laji kasvoi. Peittävyys arvioitiin yleisyyden jälkeen keskimääräisenä peittävyysprosenttina niiltä osilta (ruuduilta), joilla lajin yleisyyden arvioinnissa katsottiin esiintyvän. Putkilokasvit ja vesisammalet määritettiin lajitasolle lukuun ottamatta joitakin hankalasti määritettäviä lajeja tai yksilöitä kuten kukinnottomia palpakoita (*Sparganium* spp.) ja vesitähtiä (*Callitriche* spp.) sekä joitakin vesisammalia. Lajien nimeäminen perustui Retkeilykasvioon (Hämet-Ahti ym. 1998) ja Suomen vesisammalkasvioon (Koponen ym. 1995). Näkinpartaislevien määrittäminen jäi suku- tai heimotasolle.

Uposkasvien havainnoinnissa käytettiin vesikiikaria rantavedestä aina näkyvyyden ääri rajoille. Lajinmäärittämistä varten otettiin näytteitä haravalla. Matalassa vedessä käytettiin 1,5 m varrella varustettua pientä, tiheäpiikkistä haravaa (haravanpään leveys noin 10 cm), jolla pystyi kohdentamaan näytteenoton tarkasti haluttuun kohtaan. Syvässä vedessä käytettiin Gardena-merkkistä 3,9 m teleskooppivarrella varustettua tiheäpiikkistä haravaa. Gardena-haravan käyttö onnistui noin 3 metrin syvyyteen saakka. Tätä syvemmällä käytettiin Luther-haravaa (Luther 1951), jonka leveys oli 40 cm ja piikkien lukumäärä 40. Luther-haralla haraukset tehtiin kohtisuoraan linjaa vastaan eli rannan suuntaisesti koko vyöhykkeen leveydeltä (5 m). Haraussyvyys ja saadut lajit sekä lajikohtaiset runsaudet merkittiin ylös. Harauksia tehtiin vähintään puolen metrin syvyysvälein niin syväälle kuin kasvillisuutta esiintyi. Koska haraustuloksissa on huomattavia epävarmuustekijöitä, saatujen lajien runsaus arvioitiin 3-portaisella luokka-asteikolla: niukasti, kohtalaisesti ja runsaasti. Näkösyvyys mitattiin halkaisijaltaan 20 cm valkolevyllä keskimäärin joka toisen linjan loppupisteen läheltä.

Maastotyöt tehtiin 15.7.-23.8.2002. Kenttätöryhmiä oli Etelä-Savon ympäristökeskuksella kaksi sekä Pohjois-Savon ympäristökeskuksella ja Oulun yliopistolla yhdestä kahteen yhteistä. Työryhmään kuului 2 - 3 henkilöä.

Päävyöhykelinja-aineistosta lasketut vesikasvillisuusmuuttujat

Linja-aineiston rungon muodostavat lajilista yleisyyksineen ja peittävyyksineen. Aineiston käsittelyssä vesikasveiksi luettiin Linkolan (1933) määrittelemät sisävesien putkilokasvit, suursarat (*Carex acuta*, *C. aquatilis*, *C. elata*, *C. lasiocarpa*, *C. rostrata* ja *C. vesicaria*), vesisammalet (Koponen ym. 1995) ja näkinpartaiset. Muut linjoilta löydetyt ns. rantakasvit jätettiin tässä raportissa aineiston käsittelyn ulkopuolelle.

Laji- ja runsaustietojen perusteella laskettiin vesikasveille kohdejärvittäin esiintyminen (on/ei), linjafrekvenssi (%-osuus kuinka monella linjalla tutkituista linjoista laji on havaittu), keskimääräinen peittävyys (lajin kaikkien esiintymien peittävyyskeskiarvo) sekä kasvillisuusindeksi (liite 1). Kasvillisuusindeksi yhdistää lajin yleisyyden ja runsauden yhdeksi tunnusluvuksi, joka kuvaa lajin esiintymistä tutkimusalueella. Kasvillisuusindeksin sovelluksia on käytetty Päijänteen säännöstelyn kehittämiselvityksissä (Hellsten 2000) ja Konnivesi-Ruotsalaisen kunnostusvaihtoehdoista valittaessa (Hulkko ym. 2002). Kasvillisuusindeksi laskettiin Ilmavirran ja Toivosen (1986) kaavalla:

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

jossa,

V = kasvillisuusindeksi,

yleisyys = kuinka monella linjalla tutkituista linjoista laji on esiintynyt (%), muutettuna 7-asteikolle seuraavasti: 1 = alle 0,5 %, 2 = 0,5-1 %, 3 = 1-5 %, 4 = 5-25 %, 5 = 25-50 %, 6 = 50-75 % ja 7 = 75-100 %.

runsaus = lajin keskimääräinen peittävyys esiintymispaikoillansa (=linjojen osa-alueilla) muutettuna 7-asteikolle.

Lisäksi laskettiin lajien yleisyydet tutkimusalueilla suhteessa linjojen kokonaispituuteen sekä lajien peittämät pinta-alat suhteessa linjojen kokonaispinta-alaan. Edellistä muuttujaa kutsutaan jäljempänä pituusfrekvenssiksi ja jälkimmäistä pinta-alapeittävyudeksi. Pituusfrekvenssin laskemisessa hyödynnetään lajin kaikkien osa-aluekohtaisten esiintymien yleisyys ja osa-alueen pituus sekä järven kaikkien linjojen yhteispituus. Tulokseksi saadaan luku, joka kertoo kuinka suurella osalla tutkitusta linjapituudesta laji esiintyi. Pinta-alapeittävyuden laskemisessa hyödynnetään kaikki lajien runsauteen liittyvä linjatieto: lajien yleisyydet ja peittävyudet osa-alueilla, osa-alueiden pinta-ala (osa-alueen pituus x linjaleveys) sekä linjojen kokonaispinta-ala (linjojen yhteispituus x linjaleveys). Tulokseksi saadaan luku, joka kertoo kuinka suurella osalla tutkitusta linjapinta-alasta laji esiintyi, kun lajesiintymät ajatellaan yhdeksi yhtenäiseksi kasvustoksi (100 % peittävyys). Muuttujien laskemiseksi käytetyt kaavat on esitetty liitteessä 2.

Linjojen määrä ja niiden sijoittuminen järvelle

Järvikohtaiset linjamäärät (taulukko 4) laskettiin Jensénin (1977) kehittämän kaavan pohjalta. Kaavassa otetaan huomioon järven pinta-ala, rantaviivan pituus sekä järven kokoluokan mukainen perusprofiilimäärä. Ns. profiilit sijoitetaan tasavälein suoralle, joka asetetaan kulkemaan järven toisistaan kaikkein kauimpana sijaitsevien rantapisteiden kautta. Kukin profiili leikkaa ko. suoran kohtisuorasti sekä rantaviivan vähintään kahdessa pisteessä (sekä mahdollisten saarien rantaviivalla). Vesikasvilinjat asetetaan profiilin ja rantaviivan leikkauspisteisiin. Jensén (1977) testasi kaavansa mukaista linjamäärää (ruutulinja, leveys 1 m) kolmella ennestään tarkkaan tutkitulla järvellä. Tulosten mukaan todellinen ja arvioitu vesikasviyhteisön levinneisyys ranta-alueella vastasivat hyvin toisiaan.

Vuoden 2002 kohdejärvillä linjamäärä vaihteli 12 - 54 välillä eli 1,1 - 1,8 linjaa rantakilometriä kohti. Suuresta työmäärästä johtuen tehtiin kuitenkin useilla kohdejärvillä vain osa Jensénin (1977) kaavan mukaisesta linjamäärästä. Esimerkiksi Etelä-Saimaalla työaika rajattiin kahteen viikkoon, joiden aikana ehdittiin tehdä 70 linjaa.

Linjat sijoitettiin Jensénin (1977) menetelmän mukaan tasavälein järven pituusakseliin nähden. Toinen menetelmä oli sijoittaa linjat planimetrin avulla tasavälein tutkittavan alueen rantaviivalle. Jälkimmäistä menetelmää käytettiin useilla monimuotoisilla järvillä (Keihäsjärvi, Keskimmäinen-Alimmainen). Molemmissa vaihtoehtoissa oletetaan, että linjojen tasaisella sijoittelulla saadaan mahdollisimman hyvä kuva tutkittavan järven vesikasvillisuudesta. Linjojen sijainnin määräämisen karttatyöskentelynä ilman maastokäyntiä voidaan olettaa antavan tilastollisesti edustavamman otoksen kuin pelkästään järvellä tapahtuva valinta. Etelä-Saimaalla linjat pyrittiin sijoittamaan samoille alueille kuin Pogreboffin (1994) havaintopisteet.

Taulukko 4. Kohdejärvien vesikasvilinjojen määrä, linjojen keskipituus, havaittujen vesikasvilajien määrä ja linjojen keskimääräinen päättymissyvyys. Linjojen keskipituus ja keskimääräinen päättymissyvyys on laskettu vain vuoden 2002 kohdejärville.

Järvi	Linjojen määrä	Linjojen keskipituus / m	Vesikasvilajien määrä	Linjojen keskimääräinen päättymissyvyys / cm
Lika-Pyöree	12	326	33	91
Niemisjärvi	12	115	26	140
Suuri-Vahvanen	24	30	15	243
Keihäsjärvi	32	60	36	226
Keskimmäinen	15	34	29	210
Alimmainen	15	80	34	198
Syysjärvi	52	-	41	211
Läntinen Pien-Saimaa; vertailualue	16	35	29	171
Etelä-Saimaa alue 1; 0-3 km Kaukaan tehtaasta	18	23	28	170
Etelä-Saimaa alue 2; 3-6 km Kaukaan tehtaasta	26	37	38	160
Etelä-Saimaa alue 3; 11-15 km Kaukaan tehtaasta	10	59	30	187
Suomunjärvi	43	40	33	165
Kuohattijärvi	31	65	28	135
Tiilikka	32	41	26	120
Mujejärvi	28	34	28	98
Onkivesi	10	-	31	-
Luupuvesi	11	-	28	-
Osmanginjärvi	7	-	28	-
Väärä	56	-	37	-
Sylkky	7	-	26	-
Ukonvesi (Saimaa)	10	-	23	-
Löksä	10	-	33	-
Puruvesi, Hummonseltä	14	-	14	-
Haukivesi, Niittylahti	11	-	26	-
Ylimmäinen	10	-	22	-

Linjamäärän vaikutus lajimäärään

Mikkelin Syysjärvellä (175 ha) tehtiin vuoden 2002 heinä-elokuussa 52 vesikasvilinjaa noin 300 metrin välein. Työn tarkoituksena oli selvittää, miten tutkittujen linjojen lukumäärä vaikuttaa havaittuun vesikasvien lajimäärään. Lähtöoletuksena oli, että 52 linjaa riittää kaikkien tai lähes kaikkien vesikasvilajien havaitsemiseen. Jensénin (1977) kaavan mukainen linjamäärä Syysjärvelle on 26.

Puolella linjoista käytettiin päävyöhykelinjamenetelmää ja lopuilla yksinkertaistettua menetelmää, jossa tutkittua 5 m leveää linjaa ei jaettu osa-alueisiin, vaan havaittujen lajien yleisyydet arvioitiin koko alueen suhteen 3-portaisella asteikolla: 1 = laji esiintyi alle 10 %:lla tutkitusta linja-alasta, 2 = esiintyi 11-50 %:lla linja-alasta ja 3 = esiintyi yli 51 %:lla linja-alasta.

Syysjärven aineiston lisäksi hyödynnettiin aiemmin julkaisematonta Pohjois-Savon ympäristökeskuksen keräämää Väärän aineistoa. Vuosina 1993-95 Väärällä tehtiin 56 vesikasvilinjaa (Jensénin kaavan mukainen linjamäärä on 12) hyvin

samantyyppisellä menetelmällä kuin päävyöhykelinjamenetelmä. Väärällä käydytyn menetelmän linjaleveys ja osa-aluejako olivat samat kuin päävyöhykelinjamenetelmässä, mutta lajien runsaudet arvioitiin osa-alueilta Norrlinin 7-asteikolla.

Lisäksi vuosina 2001 - 2002 kerättyjä aineistoja käytettiin analysoitaessa kuinka suuri linjamäärä tarvitaan erottamaan saman tyyppin järvet toisistaan niiden lajimäärän perusteella. Tarkastelulla pyrittiin määrittämään optimaalinen linjamäärä toisaalta riittävän lajimäärän löytämiseksi ja toisaalta menetelmän kustannustehokkuuden maksimoimiseksi eli linjojen tekoon tarvittavan työajan minimoimiseksi.

Järvien linjakohtaisista esiintymätiedoista laskettiin ns. rarefaktiokäyrät PC-Ord-ohjelmiston "Species-area curves" -toiminnolla. Laskenta tuottaa estimaatit otoskokokohtaisesta keskimääräisestä havaitusta lajimäärästä sekä lajimäärän keskihajonnasta (McCune ja Mefford 1999).

Subjektiiivisuuden vaikutus peittävyden ja yleisyyden arvioinnissa

Eri henkilöiden tekemien arvioiden välisten suuruuserojen ja hajonnan selvittämiseksi tehtiin kokeita, joissa kolme henkilöä teki linjojen eri kokoisilta (vaihteluväli noin 5-500 m²) osa-alueilta omat yleisyys- ja peittävyysarviot vesikasvilajeista. Arvioinneissa käytettiin samaa prosenttiasteikkoa ja periaatetta kuin päävyöhykelinjamenetelmässä.

Yleisyys- ja peittävyysarviot tehtiin kaikkiaan 125 tapauksesta, joiden elomuo-to-osuudet jakaantuivat seuraavasti: ilmaversoiset 57, kelluslehtiset 40, uposlehtiset 12 ja pohjalehtiset 16. Vertailupareja muodostui siten 375 (3 henkilöä x 125 tapusta) sekä yleisyyden että peittävyden osalta.

Eroja henkilöiden välisissä arvioissa testattiin Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin avulla.

Aluekartoitus

Vuonna 2001 tehtyjen menetelmävertailujen täydentämiseksi tehtiin Mujejärvellä vuonna 2002 aluekartoitusta 8 alueella, joiden pituus rantaviivaa pitkin mitattuna oli 100 - 250 m. Leveyssuunnassa alueet alkoivat vesirajasta ja päättyivät vesikasvillisuuden ulkorajaan. Alueet tutkittiin veneestä käsin ja matalassa vedessä myös kahlaamalla. Alueilta merkittiin ylös havaitut lajit yleisyyksineen ja peittävyksineen prosenttiasteikolla (0,5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 40, ..., 100 %). Yleisyys arvioitiin lajin kasvustojen yhteenlasketun pituuden suhteena kartoitetun alueen rantaviivan pituuteen. Peittävyys arvioitiin lajin "keskimääräisen" kasvuston peittävyyttenä kartoitetulla alueella.

Aluekartoitusmenetelmällä arvioidun peittävyden ja päävyöhykelinjoilta arvioidun peittävyden eroa testattiin parittaisella t-testillä.

4.2 Ilmakuvatulkinta

Ilmakuvatulkinnassa järven kasvillisuudesta tuotetaan karttamuotoinen esitys, jonka perusteella voidaan laskea pinta-alat eri kasvustotyypeille sekä tarkastella kasvillisuuden ajallista ja alueellista vaihtelua. Tulkinta perustuu kasvustoille tai lajeille ominaisiin piirteisiin, joiden perusteella kasvillisuus jaetaan luokkiin. Tässä hankkeessa testattiin kahta erilaista ilmakuvatulkintamenetelmää sekä verrattiin niitä keskenään. *Numeerisessa* tulkinnassa vesikasvillisuuden ryhmittely luokkiin perus-

tuu valon eri aallonpituusalueille eli kanaville ominaisten heijastusarvojen vaihteluun kasvustotyypeittäin. Vesikasvillisuuden ryhmittely tehdään tietokoneavusteisesti tilastollisin menetelmin. *Visuaalisessa* tulkinnassa kasvillisuus tunnistetaan ilmakuville silmämääräisesti esim. perustuen kohteiden väriin, muotoon, kokoon, pintarakenteeseen, sävyyn, tekstuuriin tai sijaintiin muihin kohteisiin nähden (Lillesand ja Kiefer 1994). Visuaalisessa tulkinnassa kasvillisuuden tunnistaminen ja jakaminen luokkiin tehdään digitoimalla eli rajaamalla kasvillisuusalueet ilmakuvilta niiden visuaalisen ilmiön perusteella.

4.2.1 Ilmakuva-aineisto

Ilmakuva-aineistoa hankittiin tilaamalla ilmakuvaus 15 :sta Life Vuoksi -hankkeen kohdejärvestä sekä tilaamalla kymmenestä järvestä arkistoilmakuvat (taulukko 5). Kuvatuista järivistä tilattiin sekä pintakopiot että skannattu numeerinen aineisto. Arkistokuvat tilattiin pelkästään numeerisessa muodossa. Vuosina 1996 - 2002 kuvatut väärävärικuvat sisältävät valon vihreän (500 - 575 nm), punaisen (575 - 675 nm) ja lähi-infrapun (675 - 900 nm) aallonpituusalueet, jotka eroteltiin omiksi kanavikseen numeerista tulkintamenetelmää varten. Malthusin ja Georgen (1997) tutkimuksen mukaan edellä mainitut aallonpituusalueet soveltuvat parhaiten vesikasvillisuuden erotteluun. Väärävärικuvat ovat erityisen sopivia myös visuaaliseen tulkintaan lähi-infrapunakanavan parantaessa eri kasvustojen ja lajien erotuskykyä tavallisiin väri-ilmakuviin verrattuna. 1940- ja 50-lukujen aineisto on mustavalkoista sisältäen heijastustietoa näkyvän valon aallonpituuksilta (400 - 700 nm).

Koko ilmakuva-aineisto on kuvattu mittakaavaan 1:20 000 lukuun ottamatta vuoden 1996 ilmakuva, joka on mittakaavassa 1:30 000. Onkivedeltä tutkimuksen kohteina olivat järven pohjois- ja eteläosa. Muita tutkimusjärviä käsiteltiin kokonaisuuksina lukuun ottamatta Suomunjärveä ja Ukonvettä, joissa molemmissa yksi lahti jäi peiliheijastuksen (mm. Ahmad ja Deering 1992) vuoksi pois käsittelystä. Lisäksi Niemisjärveltä 1950-luvun aineistoa oli saatavissa vain järven pohjoisosasta.

Mahdollisimman laadukkaan ja vesikasvillisuustutkimukseen parhaiten soveltuvan ilmakuva-aineiston hankkimiseksi kuvauksia varten laadittiin seuraavat kriteerit (Valta-Hulkkonen ym. 2003b):

- 1) kuvausajankohta ajoittuu vesikasvillisuuden runsaimpaan esiintymiseen (keskimäärin heinäkuun puolivälistä syyskuun alkupuolelle),
- 2) auringon korkeuskulma (horisonttitasosta) vähintään 33°, pitkien rannan kasvillisuutta peittävien puiden varjojen sekä voimakkaan peiliheijastuksen välttämiseksi (taulukko 5),
- 3) tuulen nopeus enintään 4 m/s, korkean aallokon välttämiseksi,
- 4) ilmakuviin pituuspeitto 80 %, peiliheijastuksen eliminoimiseksi.

Taulukko 5. Kohdejärvien ilmakeu-aineisto.

Tutkimusjärvi	Kuvauspäivä	Kuvausaika	Auringon korkeuskulma (°)
Onkivesi, pohj.	29.7.2002	10.33	37
Onkivesi, etel.	26.8.2000	12.05-12.09	36
Onkivesi, etel.	3.7.1949	n. 8.25	38
Luupuvesi	27.7.2001	9.38-9.42	38
Luupuvesi	8.8.1996	10.38	39
Luupuvesi	12.9.1953	10.12.-10.30	22
Niemisjärvi	27.7.2001	8.48-8.53	33
Niemisjärvi	12.9.1953	n. 10.00	26
Osmanginjärvi	27.7.2001	8.58-9.00	34
Osmanginjärvi	12.9.1953	n. 10.31	28
Lika-Pyöree	19.8.2002	10.11	34
Lika-Pyöree	10.7.1955	n. 7.50	30
Tiilikka	19.8.2002	9.56	33
Mujejärvi	31.7.2002	8.37	32
Kuohattijärvi	31.7.2002	8.32-8.34	32
Suomunjärvi	31.7.2002	8.57	34
Keihäsjärvi	29.7.2002	8.45-8.46	34
Keihäsjärvi	23.6.1955	n. 7.30-7.45	30
Keskimmäinen- Alimmainen	29.7.2002	8.41-8.42	33
Keskimmäinen- Alimmainen	23.6.1955	n. 7.25	29
Suuri-Vahvanen	12.8.2002	8.40-8.41	30
Suuri-Vahvanen	23.6.1955	n. 7.50	32
Syysjärvi	29.7.2002	8.32-8.33	32
Syysjärvi	23.6.1955	n. 7.10-7.20	27
Ukonvesi	29.7.2002	8.37	33
Ukonvesi	23.6.1955	n. 7.10-7.20	27
Sylkky	31.7.2002	9.25-9.26	37

4.2.2 Numeerinen ilmakuvatulkinta

Numeerisen tulkintamenetelmän näytealat

Numeerisen ilmakuvatulkinnan tukena käytettiin luvuissa 4.1.1 ja 4.1.2 kuvatun maastoaineiston lisäksi erillisiltä näytealoilta kerättyä aineistoa. Näytealat paikannettiin Trimble GeoExplorer 3-satelliittipaikannuslaitteella alumuodossa käyttäen jälkilaskentaan perustuvaa differentiaalikorjausta. Näytealat sijoitettiin pääosin yhden kasvilajin vallitsemiin, tiheydeltään tasaisiin kasvustoihin ja niiden koko oli vähintään 3 x 3 metriä. Näytealoja sijoitettiin jokaiselle järvellä vallitsevalle kasvustotyypille, vähintään viisi näytealaa kullekin tyyppille. Alat sijoitettiin siten, että ne edustivat peittävydeltään ja tiheydeltään erilaisia kohtia kasvustossa. Kultakin näytealalta määritettiin vallitseva kasvilaji tai -lajit, keskimääräinen vesisyvyys, pohjan laatu ja arvio kasvillisuuden kokonaispeittävydestä. Vuonna 2002 käytetty peittävyden arviointiasteikko oli 0,5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, ..., 90 ja 100 %. Vuoden 2001 maastotöissä käytetty asteikko poikkesi hieman tästä ja oli +, 0,5, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 25, 30, ..., 90, 95 ja 100 %.

Edellä mainittujen näytealojen lisäksi Luupuvvedellä tehtiin biomassamittauksia vuonna 2001. Biomassan määrittämistä varten järvikaislakasvustoista valittiin 19 aluetta. Alueet valittiin tiheydeltään tasaisista kasvustoista siten, että ne edustivat tiheydeltään erilaisia järvikaislakasvustoja. Kultakin alueelta tehtiin vähintään 5 biomassamittauksia käyttäen 0,25 m²:n kehikkoa. Mittauksia varten järvikaisloista kerättiin maanpäälliset osat ja punnittiin ne käyttäen ns. lumivaakaa. Näistä märkäbiomassamittauksista laskettiin keskiarvot, joita käytettiin jatkossa.

Numeerisen ilmakuva-aineiston esikäsittely

Ilmakuvien numeerista tulkintamenetelmää varten ilmakuvat skannattiin n. 0,5 metrin maastotarkkuuteen. Ilmakuvat yhdistettiin peruskarttakoordinaatistoon Maanmittauslaitoksen digitaalisen peruskartan 1:20 000 avulla. Ilmakuville ominaisia häiriöitä, kuten valon vähenemistä (mm. Pellikka 1998), säteissiirtymää (mm. Lillesand ja Kiefer 1994) ja peiliheijastusta pystyttiin välttämään valitsemalla tutkimusalueet huolellisesti ilmakuvilta. Valon vähenemisen vaikutus poistettiin 1940- ja 1950-lukujen aineistoista Pellikan (1998) menetelmällä. 2000-luvulla ilmakuvatun aineiston kohdalla kaksisuuntaisheijastuksen (mm. Mikkola ja Pellikka 2002) vaikutusta vesikasvillisuuteen tutkittiin järviruo'olla. Tulokset osoittivat, että kaksisuuntaisheijastuksen vaikutus järviruo'okoalueilla oli vain harvoin tilastollisesti todennettavan voimakasta. Kun kaksisuuntaisheijastusta ilmeni tilastollisesti merkittävästi, sen vaikutus pystyttiin poistamaan Pellikan (1998) menetelmällä (Valta-Hulkkonen ym. 2003b).

Tutkimusalueet yhdistettiin tarvittaessa kuvamosaiikiksi kahdesta tai useammasta ilmakuvasta. Kuvien maastotarkkuus eli pikselikoko suurennettiin runsaaseen metriin. Maa-alueet maskattiin, eli poistettiin, käyttämällä digitaalisen peruskartan vesiosaa.

Vesikasvillisuuden luokitus ja tulkinnan tarkkuuden määrittäminen

Vesikasvillisuuden jakaminen kasvillisuusluokkiin tehtiin ohjatulla luokituksella käyttämällä ns. "maximum likelihood" -menetelmää sekä maastossa päävyöhyke- linjoilta ja erillisiltä ilmakuvauksen näytealoilta kerättyä aineistoa. Tulkinnan tarkkuudet määritettiin ns. virhematriisin (mm. Lillesand ja Kiefer 1994) avulla. Kunkin

kasvillisuusluokan luokitustarkkuus määritettiin tarkastamalla, onko yli puolet tarkkuusmäärittelyn pohjana olleiden näytealueiden kasvillisuudesta luokitunut oikein verrattuna maastomittauksiin. Ilmakuvatulkinnan tuloksena määritettiin vesikasvillisuuden pinta-alat kullekin kasvillisuusluokalle kuvaamaan kasvillisuuden runsaussuhteita tutkimusjärvillä.

Vesikasvillisuudessa tapahtuneen muutoksen tutkimus Luupuvehdellä

Vesikasvillisuuden ajallista muutosta ja alueellista vaihtelua tarkasteltiin Luupuvehdellä vuosina 1953, 1996 ja 2001 kuvattujen ilmakuviin avulla vuonna 1997 alkaneen järvikunnostuksen (veden pinnan nosto, kasvillisuuden niitto ym.) vaikutusten arvioimiseksi (Valta-Hulkkonen ym. 2003c). Kasvillisuudessa tapahtuneita muutoksia tarkasteltiin vertaamalla vesikasvillisuuden pinta-aloissa tapahtuneita muutoksia koko järven mittakaavassa ja lahdittain. Lisäksi tarkasteltiin muutaman kasvillisuuden sijoittumiseen vaikuttavan tekijän (syvyys ja tuulenpyyhkäisemä ala) avulla, missä muutosta oli tapahtunut. Muutostarkastelua varten vesikasvillisuuden luokituskuvat "vähennettiin toisistaan" ja näin tuotettu muutoskuva asetettiin rasterimuotoisten syvyyskartan ja tuulenpyyhkäisemää alaa kuvaavan kartan päälle. Muutosta tutkittiin ryhmittämällä syvyydet ja tuulenpyyhkäisemän alat luokkiin ja suhteuttamalla näissä luokissa tapahtunut muutos kunkin kasvillisuuden kokonaispinta-alaan.

Luupuveuden kunnostuksen aiheuttamaa muutosta tutkittiin myös järvellä valitsevan kasvilajin, järvikaislan, biomassan avulla. Järvikaislan kokonaisbiomassassa tapahtuneen muutoksen selvittämiseksi luotiin vuosille 1996 ja 2001 teemakartat biomassan vaihtelusta. Kartat luotiin maastossa mitattujen märkäbiomassarvojen ja infrapunakanavan heijastusarvojen suhteesta tehdyn regressiokaavan ($p < 0,001$, $R^2 = 0,889$) avulla. Jotta samaa regressiokaavaa pystyttiin soveltamaan molemmille kuville, kuvien heijastusarvot kalibroitiin keskenään (Pellikka 1998).

4.2.3. Visuaalinen ilmakuvatulkinta

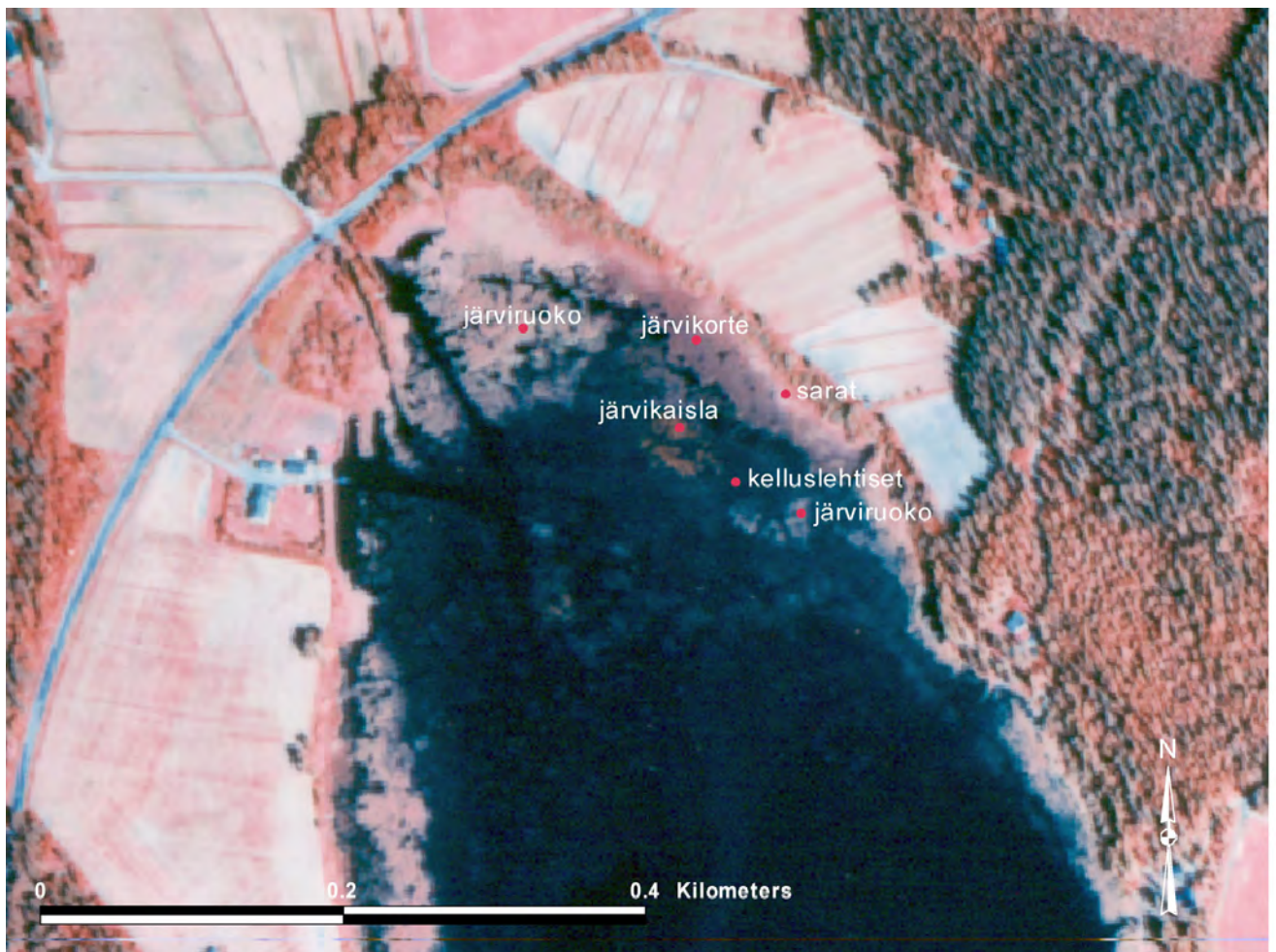
Visuaalisen tulkintamenetelmän maastoaineisto

Visuaalisessa ilmakuvatulkinnassa maastoaineisto koostui järvellä tehdyistä havainnoista ilmaversoisten ja kelluslehtisten lajien esiintymisestä. Havainnot tehtiin joko veneestä tai maalla tai vedessä kävellen. Tutkimusaluetta käytiin läpi ilmakuvan kanssa ja havainnot kasvillisuuden sijoittumisesta ja koostumuksesta merkittiin ilmakuvalle tai sen kopiolle tai suurennokselle. Ilmakuvalle merkittävät havainnot kasvillisuudesta käytettiin apuna kasvillisuusalueiden digitointivaiheessa tulkittaessa ilmakuvalla visuaalisesti eri kasvustojen erottumista toisistaan. Kasvillisuutta luokiteltiin elomuototarkkuudella (esim. ilmaversoiset, kelluslehtiset), kasvustotarkkuudella (esim. sarat, heinät, keiholehdet) ja lajitarkkuudella, esim. järviruoko, vesitatar (*Persicaria amphibia*), sekä näiden yhdistelmillä.

Visuaalisen ilmakestä aineiston käsittely ja vesikasvillisuuden luokitus

Visuaalisessa tulkintamenetelmässä väärävärivä skannattiin 1,27 metrin maastotarkkuuteen. Ilmakestä oikaistiin peruskarttakoordinaatistoon Maanmittauslaitoksen digitaalisen peruskartan 1:20 000 avulla käyttäen ArcView 3.2 RIFT -laajennusta. Referenssitasona digitoimisessa käytettiin peruskartan digitaalista rantaviiv-

va-aineistoa 1:20 000. Kasvillisuuden luokituksessa käytettiin apuna stereolaseja. Kahden samalta jonolta olevan vierekkäisen pintakopion avulla stereolaseilla tarkasteltiin kasvillisuutta kolmiulotteisesti. Stereolasien käyttö mahdollisti kasvillisuuden erottamisen esimerkiksi hiekasta, joka heijastuu veden läpi. Korkeat ja matalat elomuodot myös erottuivat selvemmin toisistaan. Kasvillisuuden luokittelu perustui pitkälti luokitusta tekevän henkilön kokemukseen. Kuvausolosuhteista johtuen väärävärivierissä saman lajin kasvustot voivat olla hyvinkin erilaisia toisiinsa verrattuna. Visuaalisessa ilmakuvatulkinnassa käytettiin mm. kasvillisuuden väriin, muotoon, kokoon, pintarakenteeseen ja sijaintiin perustuvia tuntomerkkejä (mm. Wallsten 1974, Toivonen ja Nybom 1989) (kuva 3).



Kuva 3. Esimerkkejä visuaalisessa ilmakuvatulkinnassa käytetyistä tuntomerkeistä Onkiveden Suolahdella.

Tutkitun rantaviivan pituuden vaikutus kasvustotyyppien pinta-aloihin

Tutkitun rantaviivan pituuden vaikutusta kasvustotyyppien absoluuttisiin (ha) ja suhteellisiin (%) pinta-aloihin tutkittiin Suomunjärvellä. Tarkastelu tehtiin visuaalisen kasvillisuusluokituksen avulla. Tutkimusta varten mantereen ja suurimpien saarien rantaviiva jaettiin kolmeen kymmeneen yhden kilometrin pituiseen osaan, joiden kohdalla olevien kasvustojen pinta-ala laskettiin. Kilometrin pituiset osiot lajiteltiin satunnaisesti Excel-taulukkolaskentaohjelman random-funktion avulla.

4.3. Tyypittelyn testauksen ja ekologisen tilan arvioinnin menetelmät

4.3.1 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin

Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin testattiin NMS-ordinaation (Non-metric Multidimensional Scaling) avulla. Se sopii erityisesti aineistoille, jotka eivät noudata normaalijakaumaa, ovat epäjatkuvia tai joiden mitta-asteikko on muuten kyseenalainen (McCune ja Mefford 1999). NMS-ordinaatiota suositellaan käytettäväksi erityisesti ekologisten aineistojen ryhmittelyyn (McCune ja Mefford 1999).

4.3.2 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston avulla

Ekologisen tilan arvioinnissa on soveltuvin osin käytetty REFCOND-työryhmän (Wallin ym. 2002) esittämiä tulkintoja VPD:n normatiivisista tilamääritelmistä. Työryhmän ehdotusten mukaan vesikasvien taksonikoostumusta voidaan tarkastella vertaamalla arvioitavan järven taksonikoostumusta vertailujärven taksonikoostumukseen sekä vertaamalla sitä, ovatko arvioitavassa järvessä dominoivat lajit valitsevia myös vertailuolosuhteissa. Lisäksi vaihtoehtoisena taksonikoostumuksen mittarina esitetään havaittujen taksonien kokonaislukumäärän vertaamista vertailuolujen perusteella odotettuun lukumäärään.

REFCOND-työryhmän mukaan vesikasvillisuuden runsaussuhteita tarkastellaan vertaamalla havaittujen taksonien runsausarvoja ja kasvittuneen kokonaispinta-alan määrää vertailuolujen perusteella odotettuihin arvoihin.

Koska vertailujärviä on vuoden 2002 koeasetelmassa kussakin tyypissä vain yksi, tyypille ominaisia taksonia ei voitu määrittää. Vesikasvillisuuden taksonikoostumuksen mittarina kokeiltiin sen sijaan vesikasvien lajiesiintymien perusteella laskettavaa Jaccardin samankaltaisuusindeksiä (SPSS 10.1). Jaccardin samankaltaisuusindeksin laskeminen perustuu on/ei tietoon ja se saa arvoja välillä 0 - 1. Indeksillä saa arvot 0, kun vertailtavien otosten välillä ei ole yhteyttä ja arvot 1, kun otokset ovat identtiset. Tulokseksi saatava luku on siten yhteismitallinen ekologian laatusuhdetta kuvaavan 0 - 1 asteikon kanssa. Vertailujärven ja kuormitetun järven välinen Jaccardin samankaltaisuusindeksi kuvaa siis lajikoostumuksen samankaltaisuutta ko. järvien välillä ja sitä käytettiin havaittuna arvona (O = observed) laskettaessa

ekologista laatusuhdetta ja arvioitaessa kuormitetun järven ekologista tilaa. Mikäli vertailujärvien lajijainetoja oli enemmän kuin yksi, laskettiin Jaccardin samankaltaisuus myös vertailujärvien välille. Saatua lukua käytettiin odotettuna arvona ($E = \text{expected}$), koska se kuvaa osaltaan vertailujärvien luontaista hajontaa. Ekologinen laatusuhde laskettiin lopuksi jakamalla havaittu arvo odotetulla arvolla ($EQR = O/E$). Lajikoostumuksen mittarina käytettiin lisäksi lajien kokonaislukumäärää.

Vesikasvien runsauksien vertailussa käytettiin prosenttisen samankaltaisuuden indeksiä. Prosenttiset samankaltaisuudet laskettiin Excel-taulukkolaskentaohjelmalla, Rannan ym. (1994) esittämän kaavan mukaan vesikasvien linjafrekvensseille, keskimääräisille peittävyyksille, pituusfrekvensseille, linjapinta-aloille ja kasvillisuusindekseille. Myös prosenttinen samankaltaisuusindeksi saa arvoja välillä 0-1. Ekologisen laatusuhteen laskemisessa käytettiin samaa menetelmää kuin Jaccardin samankaltaisuusindeksin kohdalla. Koska vesikasvitaksonien runsausarvojen vaihtelua ei pystytty koeasetelman avulla tilastollisesti arvioimaan, odotettuina runsausarvoina käytettiin vertailujärven arvoja. Ainostaan pienelle, runsashumuksiselle järviyyypille voitiin laskea runsausmuuttujille odotetut arvot Tiilikan ja Ylimmäisen aineistoista, koska molemmat järvet tutkittiin päävyöhykelinjamenetelmällä vuonna 2002.

Kohdejärvien luokittelun testauksessa käytettiin NMS-ordinaatiota sekä klusterianalyysiä.

4.3.3 Ekologisen tilan arviointi ilmakuva-aineiston avulla

Ekologisen tilan määrittelyssä käytettävien vesikasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien tuottamista kokeiltiin ilmakuvatulkinta-aineiston pohjalta kahdella menetelmällä. Ensimmäisessä menetelmässä ilmakuvilta numeerisella menetelmällä tulkittu vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala suhteutettiin vesikasvien mahdollisen esiintymisvyöhykkeen pinta-alaan. Kyseistä muuttujaa (vesikasvillisuuden peittävä osuus litoraalivyöhykkeestä eli litoraalin 'kasvittumisaste') on ehdotettu käytettäväksi VPD:n mukaisessa ekologisen tilan arvioinnissa vesikasvillisuuden runsauden mittarina (Wallin ym. 2002). Muuttujaa voidaan pitää myös mittarina vesikasvillisuuden 'haitalliselle runsastumiselle' (kts. luku 2).

Litoraalin kasvittumisastetarkastelu tehtiin niillä kohdejärvillä, joista oli olemassa syvyyskäyräaineistoa. Syvyyskäyräaineiston puuttumisen vuoksi tarkastelu toteutettiin pienistä vähähumuksisista järvistä vain Ukonvedellä. Muilla tämän tyyppin järvillä arviointi tehtiin vertaamalla vesikasvillisuuden nykyistä kokonaispinta-alaa tilanteeseen 1940- ja 1950-luvuilla (=muutostarkastelu). Sylkyllä tarkastelua ei tehty aineiston puutteellisuuden vuoksi lainkaan. Menetelmien (litoraalin kasvittumisaste ja muutostarkastelu) vertailtavuuden vuoksi muutostarkastelu tehtiin myös luonnostaan reheville järville.

Mahdollinen kasvillisuuden esiintymisalue määritettiin vesikasvillisuuden kenttäaineiston perusteella. Kenttäaineistosta määritettiin ilmaversoisen ja kelluslehtisen kasvillisuuden havaittu maksimikasvusyvyys kullakin kohdejärvellä ja käytettiin sitä mahdollisen esiintymisen alarajana. Tätä matalamman alueen, rajausta tehtiin kohdejärvistä vektorimuotoisen syvyyskäyräaineiston perusteella luodun N60-korkeusjärjestelmään sidotun korkeusmallin (DEM) avulla. Rajausta ja vesikasvillisuuden pinta-alojen analysointi tehtiin GIS-ohjelmisto ArcView 3.2:n Spatial Analyst -laajennuksella. Ilmaversoisen ja kelluslehtisen kasvillisuuden alarajalla ei käytetyn aineiston perusteella ollut tilastollista yhteyttä niiden muuttujien (veden väri ja näkösyvyys) kanssa, joita yleensä käytetään tuottavan vyöhykkeen alarajan määrittelyssä (esim. Eloranta 1997).

Kasvittumisastetta tarkasteltiin suhteessa järven yleiseen rehevyystasoon, jota kuvaavina vedenlaatumuuttujina käytettiin tuotantokauden loppupuolen pääravinteiden, fosforin ja typen, kokonaispitoisuuksia. Typpipitoisuuden on todettu selittävän parhaiten ilmaversoisen kasvillisuuden suhteellista peittävyttä järvissä (Smith ja Walsten 1986). Kasvittumisasteen ja kokonaisravinnepitoisuuden suhdetta tarkasteltiin Pearsonin korrelaation avulla.

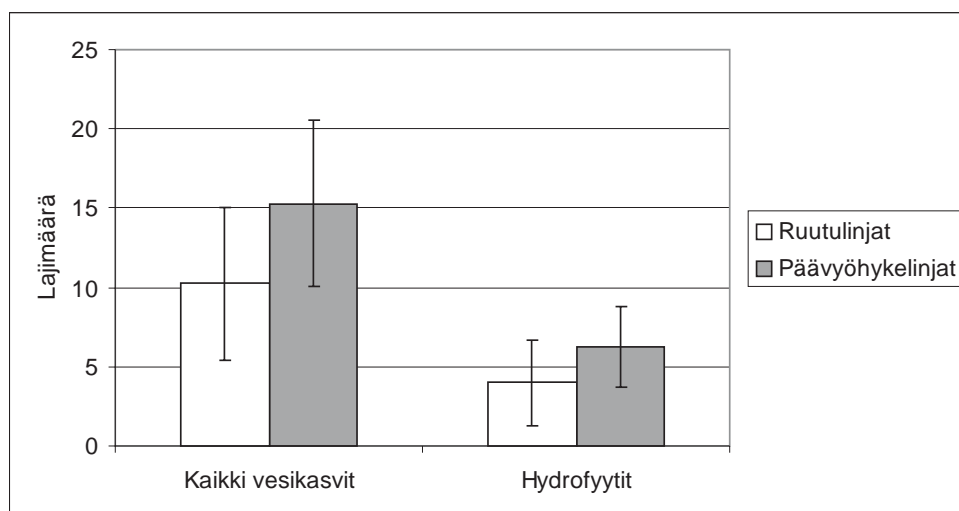
Ekologinen laatusuhde laskettiin kasvittumisasteesta suhteuttamalla havaittu kasvittumisaste (O) odotettuun (E) ja ottamalla tästä suhteesta käänteisluku. Käänteislukua havaitun ja odotetun arvon suhteesta joudutaan käyttämään EQR:n määrittämisessä tilanteissa, joissa havaittu arvo on heikompaa ekologista tilaa edustavassa järvessä korkeampi kuin odotettu arvo (Wallin ym. 2002). Odotettu kasvittumisaste määritettiin vertailujärven kasvittumisasteen perusteella. Muutostarkastelussa kullakin järvellä 2000-luvulla havaittu vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala suhteutettiin 1950-luvun kokonaispinta-alaan. Vertailuarvona (E) käytettiin vertailujärvessä tapahtunutta suhteellista muutosta, johon kuormitetuissa järvissä tapahtunut suhteellinen muutos (O) suhteutettiin ja otettiin ko. suhdeluvusta käänteisluku. Oletuksena näin määritellyissä ekologisissa laatusuhteissa on, että vesikasvillisuuden lisääntyminen (umpeenkasvu) heikentää järven ekologista tilaa. Menetelmien avulla saatiin välille 0-1 skaalautuva ekologisen laatusuhteen arvo.

Tulokset

5.1 Maastomenetelmien vertailut

Vuoden 2001 menetelmätestauksissa verrattiin kolmea erilaista linjamenetelmää (Leka 2002) sekä aluekartoitusmenetelmää.

Tulosten perusteella verrattiin havaittuja vesikasvilajimääriä ja ajankäyttöä ruutulinjoilla (ruudun koko 0,5 m² tai 1 m²) sekä niiden viereen tehdyillä päävyöhykelinjoilla (leveys 10 m). Päävyöhykelinjoilta löydettiin enemmän vesikasveja kuin ruutulinjoilta (kuva 4; parittainen t-testi: kaikki vesikasvit, $p < 0,001$, $t = 5,43$, $df = 20$; vain hydrofytyt: $p < 0,001$, $t = -4,502$, $df = 20$).



Kuva 4. Ruutu- ja päävyöhykelinjoilta ($n = 21$) havaitut keskimääräiset lajimäärät keskihajontoineen. Hydrofyytteihin eli varsinaisiin vesikasveihin sisältyvät kelluslehtiset, irtokellujat ja uposkasvit. Kaikkiin vesikasveihin sisältyvät edellisten lisäksi ilmaversoiset (myös suursarat). Tulokset perustuvat vuoden 2001 aineistoon Ylä-Korppiselä (8 linjaa), Sylkyttä (4 linjaa), Ukonvedeltä (8 linjaa) ja Syysjärveltä (1 linja)

Yhden ruutulinjan tekemiseen kului keskimäärin 61 minuuttia ($n = 13$, keskihajonta 30 min) ja päävyöhykelinjan tekemiseen vastaavasti 38 min ($n = 13$; keskihajonta 17 min). Lisäksi on huomioitava, että ruutulinjan tekemiseen osallistui aina kaksi henkilöä, kun päävyöhykelinjan teko oli pääosin yhden henkilön varassa.

Päävyöhykelinjan ja Venetvaaran linjan välistä eroa lajimäärien ja työajan suhteen ei pystytä koeasetelman hajanaisuuden takia vertaamaan. On kuitenkin epätodennäköistä, että havaitut lajimäärät poikkeavat toisistaan, jos molempien menetelmien vyöhykeleveys vakioidaan esim. 5 metriin. Kyseisten menetelmien pää-

asiallinen ero on vyöhykelinjan osa-aluejako. Työaikakin on näissä menetelmissä samaa luokkaa riippuen Venetvaaran menetelmän syvyysvälijaosta eli siitä, kuinka moneen osa-alueeseen linja jaetaan.

Mujejärvellä vuonna 2002 tehdyiltä aluekartoitusalueilta ($n = 8$) ja päävyöhykelinjoilta ($n = 28$) löytyi 24 yhteistä lajia. Näiden lajien keskimääräiset peittävyudet (arvioitu samalla periaatteella) olivat parittaisen t-testin perusteella suurempia aluekartoituksessa kuin päävyöhykelinjoilla ($p = 0,006$; $n = 24$). Ilmaversoisten ja kelluslehtisten kohdalla tämä johtuu siitä, että kaukaa katsottuna kasvustot näyttävät tiheämmiltä kuin läheltä ja ylhäältä arvioituna. Muun muassa tästä systemaattisesta erosta johtuen aluekartoituksesta ja päävyöhykelinjoilta saadun runsaustiedon vertailu ei näyttäisi olevan mielekästä.

Päävyöhykelinja valittiin vuoden 2002 menetelmäksi luotettavimpana ja tehokkaimpana vuonna 2001 testatuista menetelmistä. Sen valintaa suhteessa Venetvaaran menetelmään puolsi ekologisesti mielekkäältä vaikuttava osa-aluejako vesikasvien elomuotojen mukaan. Lisäksi Venetvaaran menetelmässä lajien runsaus määritellään eri tavalla kuin päävyöhykelinjametelmässä. Sukeltaminen jätettiin sen kalleuden takia päävyöhykelinjametelmän ulkopuolelle, vaikka sen avulla saadaankin tarkkaa tietoa uposkasveista (Virola 2001).

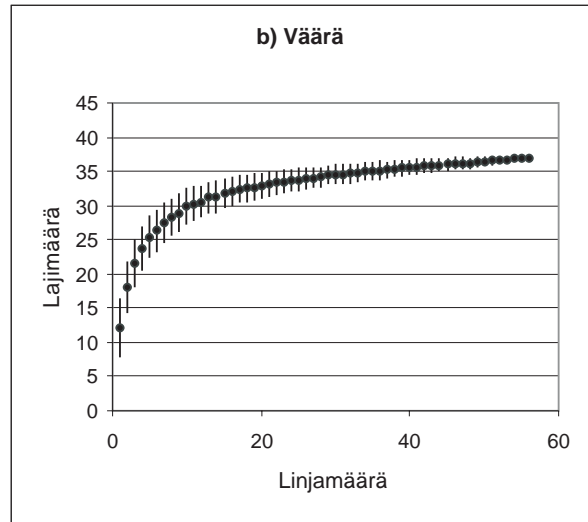
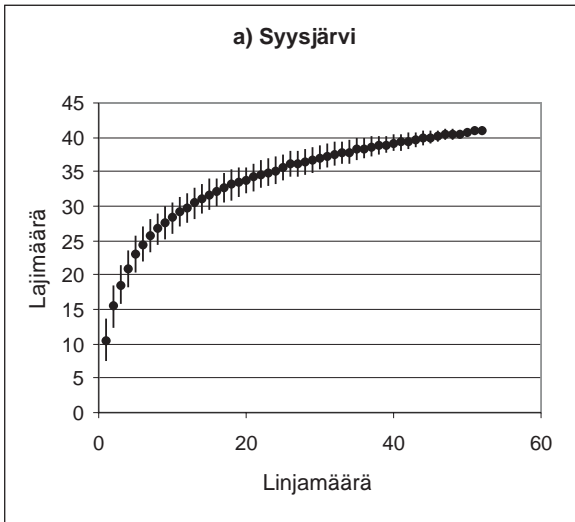
5.2 Maastotöiden tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus

5.2.1 Linjamäärän vaikutus lajimäärään

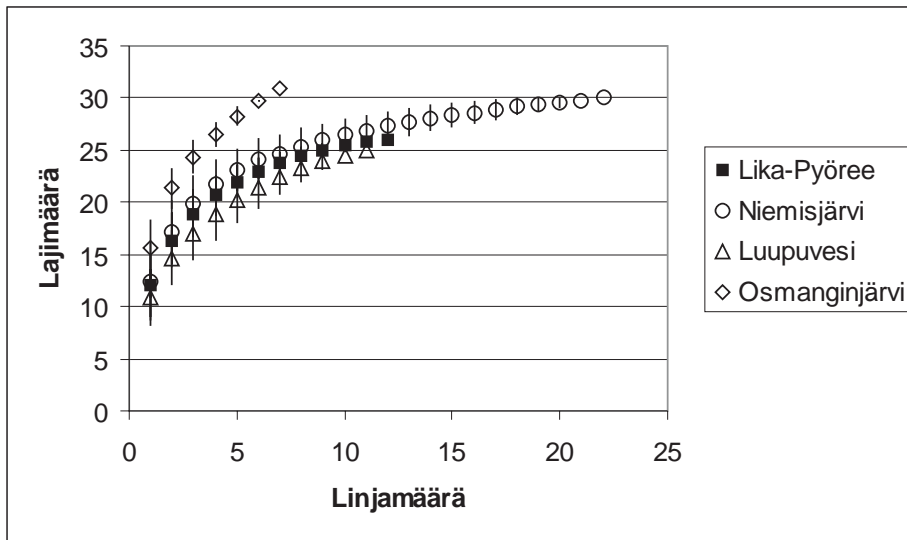
Syysjärven 52 linjalta löydettiin yhteensä 41 vesikasvilajia (putkilokasvit, vesisammalet ja näkinpartaiset). Rarefaktiotulosten mukaan 30 linjan tutkimisella havaitaan keskimäärin 90 % kaikista lajeista ja vastaavasti 17 linjan tutkimisella 80 % kaikista lajeista (kuva 5a). Jensénin (1977) kaavan mukainen linjamäärä Syysjärvelle on 26. Linjoilta löydettiin 7 harvinaista lajia, jotka tavattiin vain yhdeltä linjalta. Rarefaktiokäyrässä tämä näkyy siten, että käyrä jatkaa nousuaan vielä suurillakin linjamäärillä (kuva 5a).

Väärän 56 linjalta löydettiin yhteensä 37 vesikasvilajia (putkilokasvit; ei vesisammaleita eikä näkinpartaisia). Tulosten mukaan 22 linjan tutkimisella havaitaan keskimäärin 90 % kaikista lajeista ja vastaavasti 10 linjan tutkimisella 80 % kaikista lajeista (kuva 5b). Jensénin kaavan mukainen linjamäärä Väärälle on 12. Linjoilta löydettiin 4 harvinaista lajia, jotka tavattiin vain yhdeltä linjalta. Kuvasta 5b nähdään, että lajimäärän kasvu on jo lähes tasoittunut (vrt 5a). Jotain muutosta tuloksiin olisi kuitenkin saattanut tulla, mikäli vesisammalet olisi otettu mukaan havaintoihin.

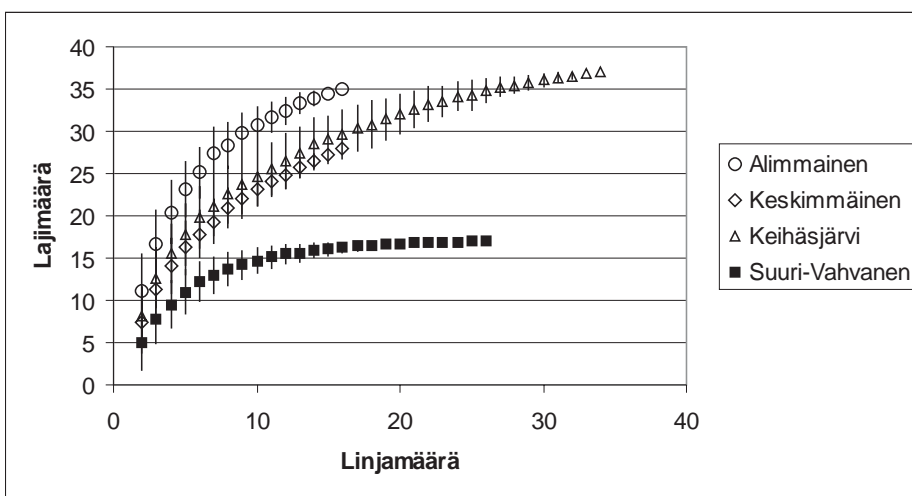
Lisäksi vuosien 2001-2002 aineistoja käytettiin analysoitaessa kuinka suuri linjamäärä tarvitaan erottelemaan vertailujärvi kuormitetusta järvestä niiden lajimäärien perusteella. Luonnostaan rehevässä järvityypissä Osmanginjärvi erottui selvästi muista järivistä (kuva 6). Siellä havaittu lajimäärä oli suuri jo vähäisellä linjamäärällä. Toisaalta Niemisjärvellä päädyttiin lähes samaan lajimäärään yli 20 linjan tutkimisella. Vertailujärvi Lika-Pyöree ei lajimäärän perusteella eroa Niemisjärvestä tai Luupuvedestä. Huomattavaa on kuitenkin, että Lika-Pyöreen rarefaktiossa käytetty aineisto ei sisällä vesisammalia lajitasolla, koska niitä ei ollut muista järivistä määritetty lajitasolle. Jos vesisammalet huomioitaisiin, Lika-Pyöreeillä esiintyvien lajien määrä olisi todennäköisesti korkeampi kuin Niemisjärvellä ja Luupuvedellä, koska näillä järvilla vesisammalia oli hyvin niukasti Lika-Pyöreeseen verrattuna.



Kuva 5a ja 5b. Linjamäärän vaikutus havaittujen vesikasvien lajimäärän kertymiseen Syysjärvellä (a) ja Väärällä (b). Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa. Syysjärven pinta-ala on 175 ha ja Väärän 70 ha.



Kuva 6. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen luonnostaan rehevillä järvilla. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.

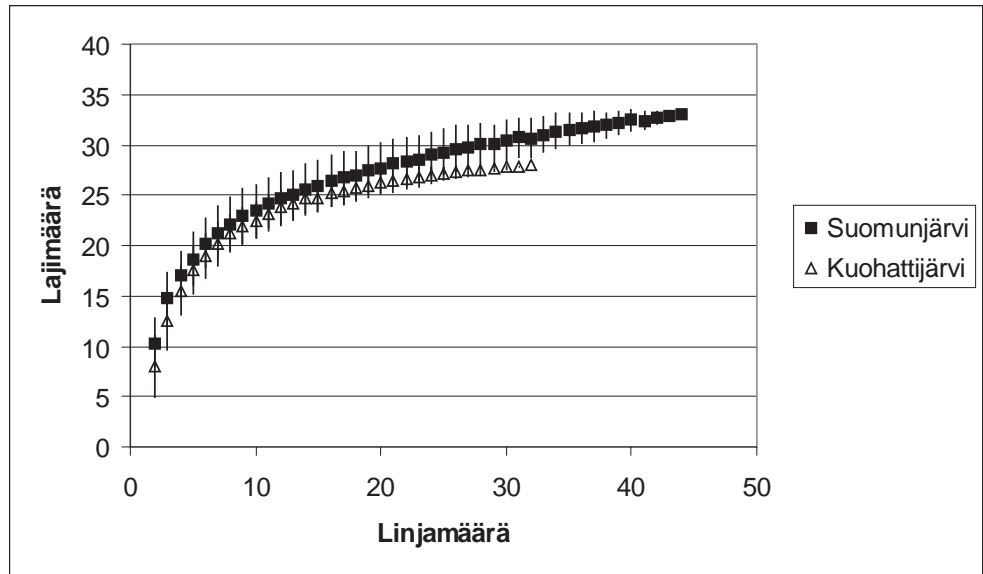


Kuva 7. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen pienillä, vähähumuksisilla järvilla. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.

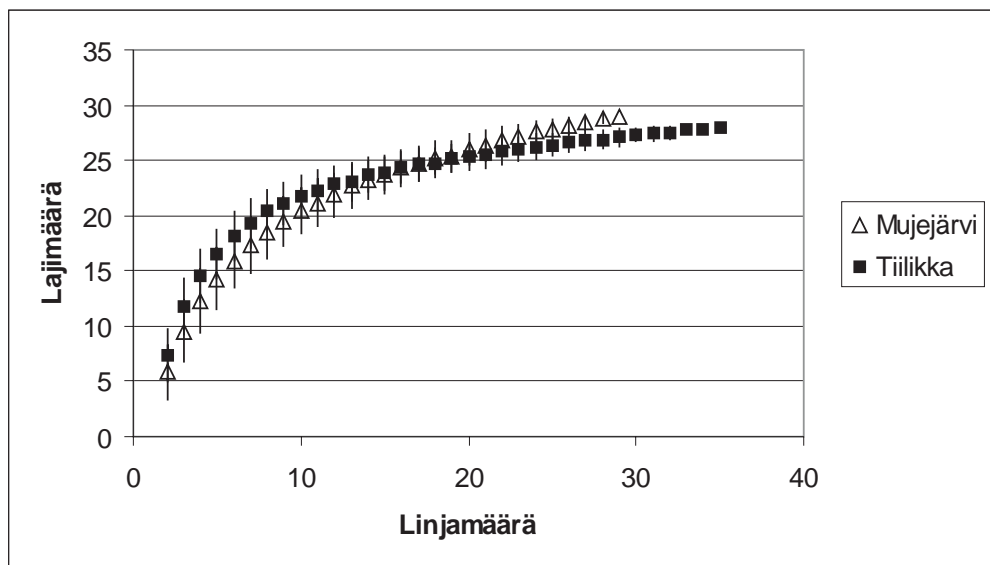
Pienessä vähähumuksisessa järvityypissä vertailujärvi Suuri-Vahvanen erottui selvästi kuormitetuista järvistä (kuva 7). Lisäksi Alimmainen erottui Keihäsjärvestä ja Keskimmaisestä jo noin 12 linjan perusteella. Suuri-Vahvasen vesikasvien lajimäärän varsin hyvään arvioon päästään jo 15 linjan tutkimisella.

Keskikokoisella, kohtalaisen humuspitoisella järvityypillä lajimäärän kertymisessä ei vertailujärven ja kuormitetun järven välillä ole juuri eroa (kuva 8). Kuohattijärvellä lajimäärän kertyminen näyttää tasaantuvan noin 25 linjan tutkimisella.

Pienellä, runsashumuksisella järvityypillä lajimäärän kertymisessä ei vertailujärven ja kuormitetun järven välillä ole juuri eroa (kuva 9).



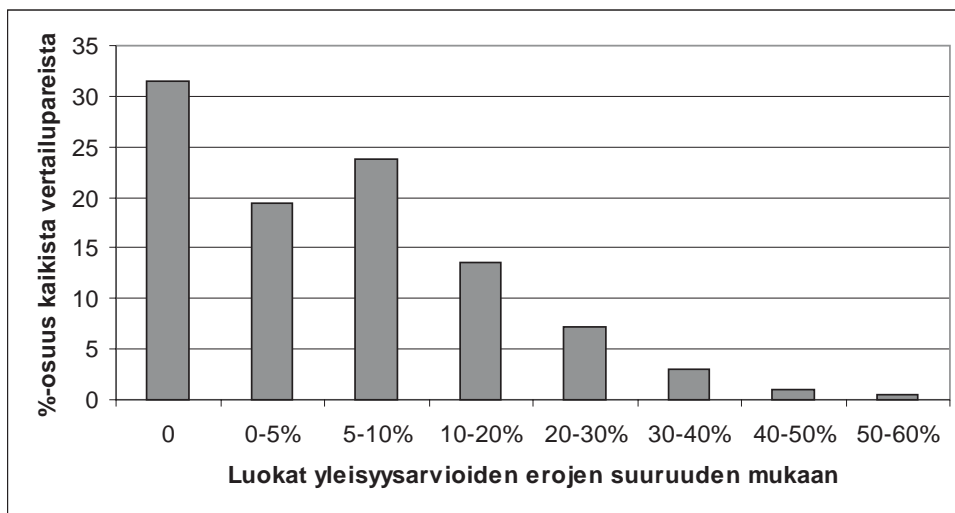
Kuva 8. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen keskikokoisilla, kohtalaisen humuspitoisilla järvillä. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.



Kuva 9. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen pienellä, runsashumuksisilla järvillä. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.

5.2.2 Subjektiiisuuden vaikutus yleisyyden ja peittävyden arvioinnissa

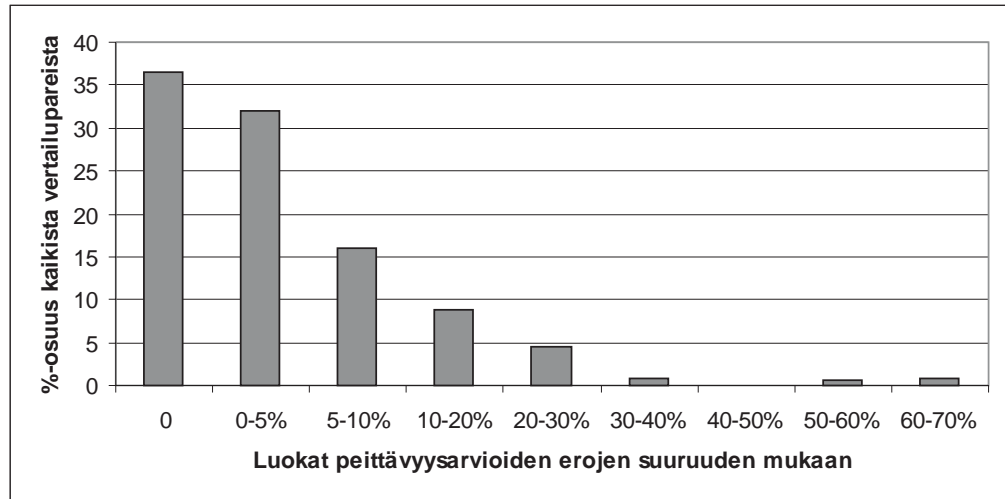
Yleisyysarvioissa keskimääräinen ero kahden henkilön tekemien arvioiden välillä oli 10 % (keskihajonta 12 %) ja peittävyysarvioissa vastaavasti 7 % (keskihajonta 11%). Yleisyysarvioiden kaikista vertailupareista (n = 375) noin kolmasosassa ei ollut eroa, eli kaksi henkilöä oli päätenyt samaan tulokseen (kuva 10). Yli 30 %:n erot arvioissa olivat harvinaisia: 4,5 % kaikista tapauksista. Suurimmat erot yleisyysarvioissa olivat pohjalehtisissä ja pienimmät ilmaversoisissa.



Kuva 10. Eri henkilöiden tekemien yleisyysarvioiden väliset erot suuruusluokittain. Vaaka-akselilla ovat luokat yleisyysarvioiden välisten erojen suuruuden mukaan (0 = ei eroa) ja pystyakselilla sitä vastaava osuus kaikista vertailupareista (n = 375).

Peittävyden arvioinnissa 37 %:ssa tapauksista (n = 375) kaksi henkilöä oli päätenyt samaan tulokseen (kuva 11). Yli 20 % erot peittävyysarvioissa olivat harvinaisia: 6,7 % kaikista tapauksista. Suurimmat erot peittävyysarvioissa olivat keluslehtisissä ja ilmaversoisissa sekä pienimmät pohjalehtisissä. Pienet erot pohjalehtisissä johtuvat siitä, että käytetyllä arviointiasteikolla pohjalehtiset saivat useimmiten hyvin pieniä peittävyysarvoja (alle 10 %) ja siten erot muodostuivat väistämättä pieniksi.

Kahden arvioijan välillä yleisyys- ja peittävyysarviot eivät keskimäärin poikenneet toisistaan Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin perusteella (yleisyys p = 0,521 ja peittävyys p = 0,355; n = 125).



Kuva 11. Eri henkilöiden tekemien peittävyysarvioiden väliset erot suuruusluokittain. Vaaka-akselilla luokat peittävyysarvioiden välisten erojen mukaan (0 = ei eroa) ja pystyakselilla sitä vastaava osuus kaikista vertailupareista (n = 375).

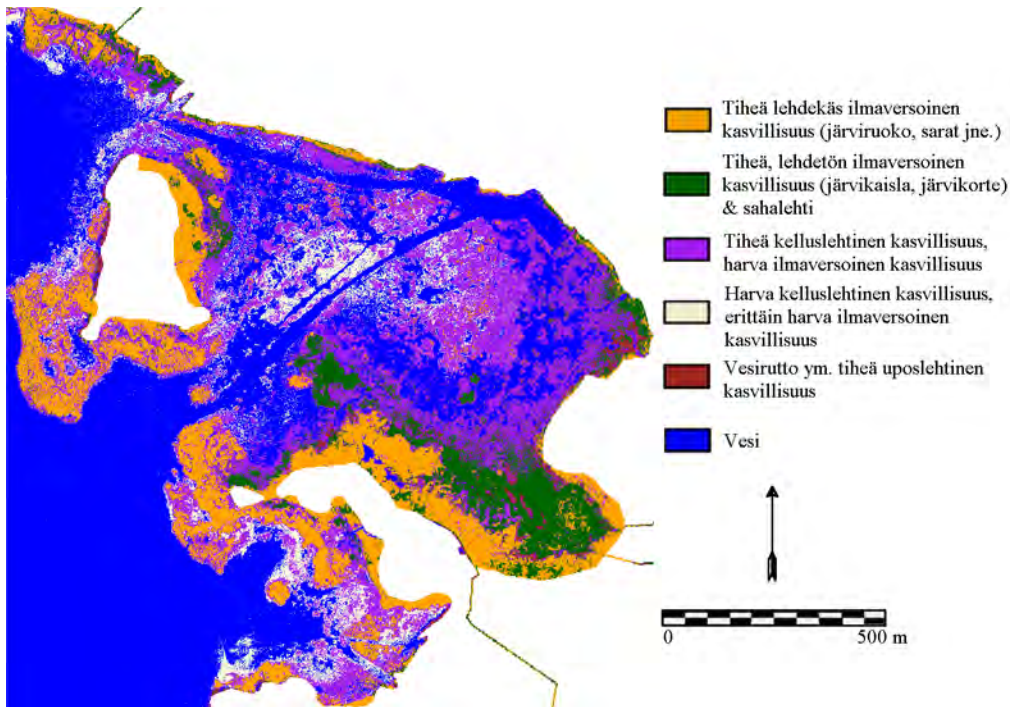
5.3 Ilmakuvatulkinnan tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus

5.3.1 Vesikasvillisuuden luokittuminen numeerisella tulkintamenetelmällä

Numeerisella tulkintamenetelmällä vesikasvillisuus luokitui kasvuston ilmiasun ja tiheyden perusteella lähinnä elomuodoittain (kts. myös Valta-Hulkkonen ym. 2003a) (kuva 12). Lehdekkäät ilmaversoiset, kuten järviruoko ja sarat, muodostivat usein yhteisen kasvillisuusluokan, tosin kuuden tutkimusjärven kohdalla sara- ja järviruokovyöhykkeet pystyttiin erottamaan toisistaan. Joka tapauksessa vain kaikista tiheimmät, suurimman peittävyuden omaavat järviruokoalueet sekoittuvat heijastusarvoiltaan saravyöhykkeeseen (Valta-Hulkkonen ym. 2003a). Lehdekkäät ilmaversoiset, kuten järvikaisla, järvikorte ja irtokeijuja sahalehti (*Stratiotes aloides*), olivat heijastusarvoiltaan varsin samanlaisia ja samalla järvellä ne pystyttiin harvoin erottamaan omiksi luokikseen. Ilmaversoisten harvat (peittävyys < 50 %) kasvustot sekoittuivat useimmiten kelluslehtiseen kasvillisuuteen.

Kelluslehtinen kasvillisuus pystyttiin usein jakamaan peittävyuden suhteen kahteen kasvillisuusluokkaan. Joissakin tapauksissa kelluslehtiset ryhmittäytyivät taksonieittain, esim. rantapalpakko (*Sparganium emersum*) muodosti kahdella tutkimusjärvellä oman luokan. Kelluslehtinen tai ilmaversoinen kasvillisuus ei erottunut vesialueista peittävyuden ollessa 10 % tai alle.

Vedenalaisen kasvillisuuden erottuminen vesialueista osoittautui hankalaksi johtuen veden ominaisuuksiin liittyvien muuttujien (kuten veden värin ja syvyyden) vaikutuksesta luokitukseen. Onkivedellä tiheän, mattomaisen, matalassa vedessä kasvavan vesiruttokasvuston vallitsema uposlehtinen kasvillisuus erottui heijastusarvoiltaan omaksi kasvillisuusluokaksi. Sylkyllä veden pinnan yläpuolelle kuintonsa nostava, pohjalehtisiin kuuluva nuottaruoho muodosti oman luokkansa.



Kuva 12. Numeeriseen tulkintaan perustuva vesikasvillisuuden luokituskuva Onkiveden Hujalanlahdelta (63°20′ - 63°21′ pohj. lev., 27°22′ - 27°24′ it. pit.).

Vedenalaisen kasvillisuuden lisäksi sekakasvustot osoittautuivat ongelmalliseksi numeerisessa tulkintamenetelmässä. Sekakasvustot ryhmittäytyivät pääasiassa vallitsevan kasvilajin mukaan.

Vesikasvillisuustulkinnan tarkkuudet vuosien 2000-2002 ilmakuviin luokituksille vaihtelivat 71 ja 100 %:n välillä. Eniten luokitusongelmia oli saman kasvustotyypin eri peittävyysluokkien välillä sekä upos- ja pohjalehtisten erottumisessa. Todennäköisin syy saman kasvustotyypin eri peittävyysluokkien osittaiseen sekoittumiseen on maastossa tehdyn peittävyysarvioinnin subjektiivisuus, joka aiheuttaa epävarmuutta luokituksessa raja-arvona tavallisimmin olleen 50 %:n peittävyysden tarkkaan määrittämiseen. Upos- ja pohjalehtisten luokitusongelmien taustalla on veden ominaisuuksien (esim. veden väri ja syvyys) suuri vaikutus vedenalaisen kasvillisuuden erottumiseen. Taulukossa 6 on esitetty esimerkkinä Onkiveden virhematriisi. 1940- ja 50-lukujen ilmakuville luokitusten tarkkuuksia ei määritelty maastoaineistojen puuttumisen vuoksi.

Kirkasvetisille järville ominaista hiekkapohjan heijastusta esiintyi vaihtelevassa määrin Suomunjärvellä, Kuohatilla, Syysjärvellä, Ukonvedellä, Suuri-Vahasella, Sylkyllä ja Tiilikalla. Laajinta se oli Suomunjärvellä, Sylkyllä ja Tiilikalla, joilla hiekkapohjan heijastus jättää epävarmuuden, onko osa kasvillisuudeksi luokittuneesta alueesta pelkkää pohjaheijastusta. Pohjaheijastuksen tekee erityisen hankalaksi vesikasvillisuuden luokittumisen kannalta se, että heijastuksen määrä riippuu veden syvyydestä. Tummavetisissä järvisä alueellinen vaihtelu veden heijastuksessa on vähäisempi (Valta-Hulkkonen ym. 2003a). Kasvillisuuden runsaussuhteiden määrittämisen kannalta häiritsevänä virhelähteenä olivat puiden varjot. Ne peittivät

osan kasvillisuudesta ja siten myös näytealoja tutkimusjärvillä, vaikka kriteerinä ollut vähintään 33° auringon kulma toteutui lähes poikkeuksetta 2000-luvun kuvauksissa (luku 4.2.1, taulukko 5). Varsinkin kaltevuudeltaan jyrkkärantaisilla järvillä, kuten Sylkyllä, joissa kasvillisuusvyöhykkeet ovat kapeita, varjojen vaikutus saattaa olla merkittävä.

Taulukko 6. Vesikasvillisuuden numeerisen tulkinnan tarkkuutta kuvaava virhematriisi Onkiveden pohjoisosasta. Tiheän kasvillisuuden peittävyys > 50 %, harvan ≤50 % ja erittäin harvan < 30 %. Luvut virhematriisissa ovat tulkinnan tarkkuuden määrityksessä käytettyjen näytealojen lukumääriä. Tuottajan tarkkuus kuvaa oikein luokitettujen näytealojen määrää suhteessa kunkin kasvustotyyppiin kaikkien maastoaineiston näytealojen määrään. Käyttäjän tarkkuus kuvaa kaikkien oikein luokitettujen näytealojen määrää suhteessa samaan kasvustotyyppiin luokitettujen näytealojen määrään. Onkiveden pohjoisosan vesikasvillisuusluokituksen kokonaisluotettavuus on 83% (virhematriisin oikeassa alakulmassa).

Luokitusaineisto	Maastoaineisto						Käyttäjän tarkkuus, %	
	Tiheälehdäkäs ilmaversoinen kasvillisuus (järviruoko, sarat jne.)	Tiheä lehdetön ilmaversoinen kasvillisuus (järvikaisla, järvikorte) & sahalehti	Tiheä kelluslehtinen kasvillisuus, harva ilmaversoinen kasvillisuus	Harva kelluslehtinen kasvillisuus, erittäin harva ilmaversoinen kasvillisuus	Vesirutto ym. tiheä uposlehtinen kasvillisuus	Avovesi		Yhteensä
Tiheä lehdäkäs ilmaversoinen kasvillisuus (järviruoko, sarat jne.)	8						8	100
Tiheä lehdetön ilmaversoinen kasvillisuus (järvikaisla, järvikorte) & sahalehti		9	2				11	82
Tiheä kelluslehtinen kasvillisuus, harva ilmaversoinen kasvillisuus			16	4	1		21	76
Harva kelluslehtinen kasvillisuus, erittäin harva ilmaversoinen kasvillisuus			3	4			7	57
Vesirutto ym. tiheä uposlehtinen kasvillisuus					1		1	100
Avovesi						10	10	100
Yhteensä	8	9	21	8	2	10	58	
Tuottajan tarkkuus, %	100	100	76	50	50	100		83

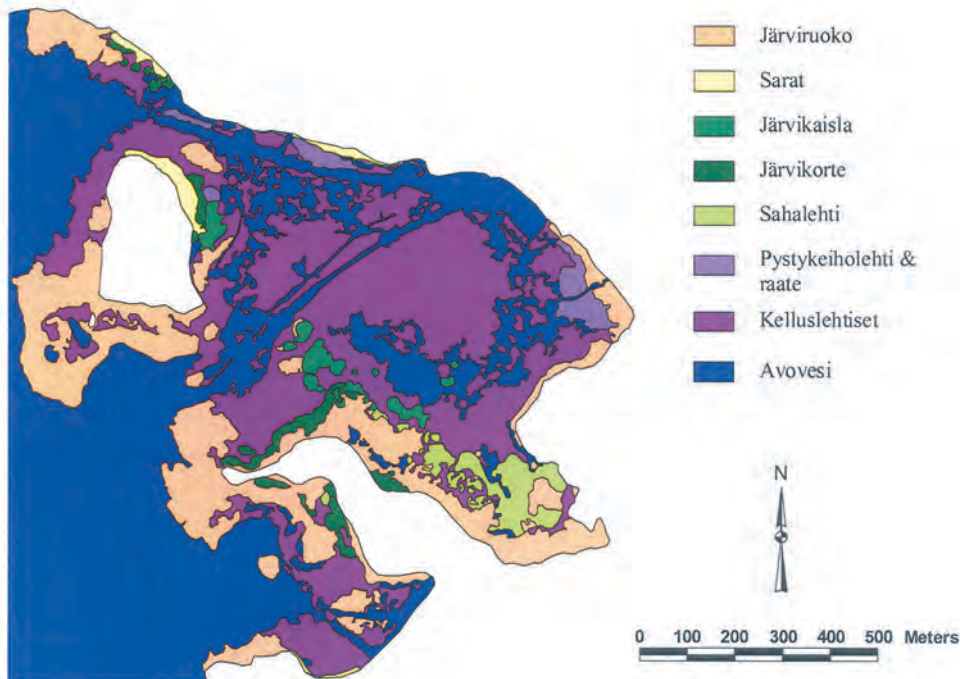
5.3.2 Vesikasvillisuuden luokittuminen visuaalisella tulkintamenetelmällä

Onkivesi

Visuaalisessa luokituksessa vesikasvillisuus ryhmittyi enimmäkseen lajitasolle (kuva 13, taulukko 7). Onkivedellä luokkia muodostui seitsemän: 1) järviruoko, 2) järvikorte, 3) järvikaisla ja 4) sahalehti erottuivat omiksi luokikseen. Järviruokoluokkaan sekoittuivat myös kastikka- (*Calamagrostis* spp.), vehka- (*Calla palustris*) ja pienet sarakasvustot. 5) Saraikkoluokkaan sisällytettiin varsinaisten saraikkokasvustojen lisäksi matalat kastikkakasvustot. 6) Kelluslehtisiin luokiteltiin ulpukat, lumpeet, vidat, palpakot ja kelluskeiholehti. 7) Pystykeiholehti (*Sagittaria sagittifolia*) ja raate (*Menyanthes trifoliata*) muodostivat yhteisen kasvillisuusluokan.

Onkivedellä järviruoko (1), järvikorte (2), järvikaisla (3) ja kelluslehtiset (6) luokittuivat parhaiten (taulukko 7). Suurikokoiset ilmaversoiset näkyvät maastossa paremmin ja erottuvat myös visuaalisesti ilmakuvilta matalampaa kasvustoa paremmin. Ne muodostavat selvästi erottuvia homogeenisiä kasvustoja ja ovat myös yleisimpien kasvustotyyppien joukossa Suomessa.

Huonoimmin erottuvat luokat olivat pystykeiholehti-raate (7) ja sahalehti (4). Sahalehtikasvustot sekoittuivat järvikortteeseen (2) ja kelluslehtisiin (6). Sahalehti muodosti Onkivedellä harvinaisen laajoja paikoitellen visuaalista tulkintaa vaikeuttavia sekakasvustoja. Kelluslehtiset (6) muodostivat myös runsaslajisia sekakasvustoja. Tämän takia kelluslehtisiä ei luokiteltu lajistollisiin luokkiin, vaikka se eräissä tutkimusalueen osissa olisi ollutkin mahdollista. Kelluslehtisistä erityisesti keiholehdet tuottivat luokitusongelmia: pystykeiholehti on elomuodoltaan ilmaversoinen ja kelluskeiholehti taas puolestaan kelluslehtinen. Usein nämä lajit kasvavat



Kuva 13. Visuaaliseen tulkintaan perustuva vesikasvillisuuden luokituskuva Onkiveden Hujalanlahdelta ($63^{\circ}20' - 63^{\circ}21'$ pohj. lev., $27^{\circ}22' - 27^{\circ}24'$ it. pit.).

sekakasvustoina ja vielä risteytyvät toistensa kanssa. Pystykeiholehden ja raatteen (7) muodostama kasvusto sekä saraikko (5) sekoittuivat puolestaan järviruokoon. Pystykeiholehti ja raate kasvoivat tiheinä kasvustoina kelluvalla turvelautalla, jolloin ne muistuttivat visuaalisesti ruovikkoa. Näin kävi myös vehkan kohdalla. Tässä tutkimuksessa kastikat ja pienialaiset saraikot luokiteltiin jo maastossa ruovikoksi, koska niitä on vaikea erottaa ruovikkokasvustojen reunoilla.

Uposkasvillisuutta ei tässä tutkimuksessa eroteltu omaksi luokaksi. Tavallisissa väri-ilmakuvissa uposkasvillisuus erottuu paremmin kuin käytetyissä väärärikuvissa. Tiheä uposkasvillisuus erottuu visuaalisessa tulkinnassa väri-ilmakuvilta usein veden pinnalla olevaa kasvillisuutta ja vettä tummempana. Onkivedellä uposlehtiset muodostivat usein sekakasvustoja esimerkiksi kelluslehtisten tai järvikortteen kanssa. Veden sameudesta johtuen kaikkia uposlehtisiä ei ole myöskään mahdollista kartoittaa ilmakuvalta. Taulukon 7 luokittelun kokonaisluotettavuutta (90 %) laskettaessa mukana ei ole uposlehtistä kasvillisuutta; mikäli se otettaisiin huomioon saataisiin kokonaisluotettavuudeksi 81 %.

Taulukko 7. Vesikasvillisuuden visuaalisen tulkinnan virhematriisi Onkiveden pohjoisosasta. * uposlehtisten osuutta ei

Luokitusaineisto	Maastoaineisto									Käyttäjän tarkkuus, %
	Järviruoko	Järvikorte	Järvikaisla	Sahalehti	Saraikko	Kelluslehtiset	Pystykeiholehti & raate	Avovesi	Yhteensä	
Järviruoko (1)	9				1		1		11	82
Järvikorte (2)		9		2					11	82
Järvikaisla (3)			7						7	100
Sahalehti (4)				2					2	100
Saraikko (5)					2				2	100
Kelluslehtiset (6)				1		16			17	94
Pystykeiholehti & raate (7)									0	0
Avovesi (8)						1		10	11	91
Yhteensä	9	9	7	5	3	17	1	10	61	
Tuottajan tarkkuus, %	100	100	100	40	67	94	0	100	90	90*

Suomunjärvi

Suomunjärvellä kasvillisuus luokiteltiin seuraaviin luokkiin: 1) järviruoko, 2) järvikaisla, 3) järvikorte, 4) sarat, 5) luikat/rantaluikka (*Eleocharis spp./ Eleocharis palustris*) 6) nuottaruoho ja 7) kelluslehtiset. Onkiveteen verrattuna Suomunjärvi oli hyvin erityyppinen järvi visuaalisessa ilmakuvatarkastelussa. Suomunjärven ilmakuvatarkastelussa tulkintaan vaikutti suhteellisen suuri näkösyvyys ja tämän seurauksena pohjasta heijastuvien hiekkasärkkien vaikutus. Ainoa keino tässä tapauksessa

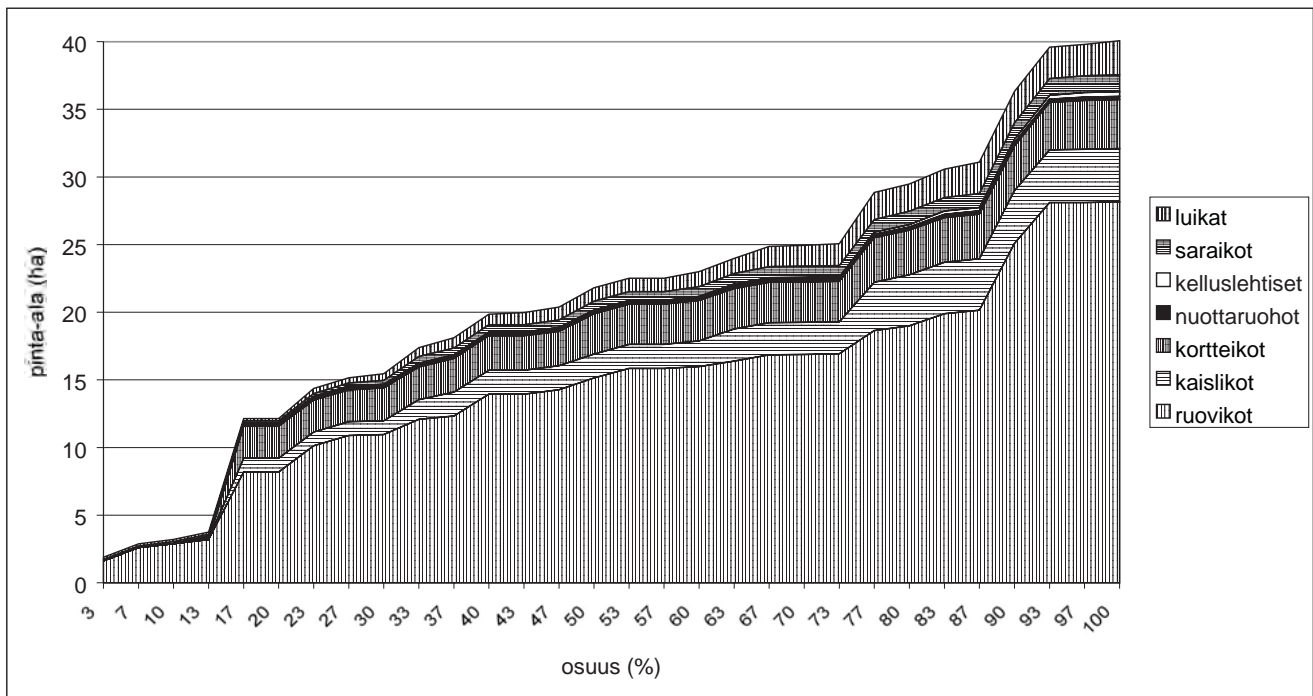
oli stereolasien käyttö, joilla kasvillisuus nähtiin kolmiulotteisena hiekan seasta. Suomunjärvellä toinen tulkintaan suuresti vaikuttava seikka olivat harvat vähäpeittoiset kasvustot. Järviruoko, järvikorte ja järvikaisla muodostivat paikoitellen todella niukkoja kasvustoja. Suomunjärvi muistuttaakin kasvillisuudeltaan ja kasvustoiltaan suurehkoa reittivettä, jossa kasvillisuutta on vain rannoilla ja avoveden osuus järvestä on suuri.

Suomunjärvellä selvitetiin myös tutkitun rantavyöhykkeen osuuden vaikutusta kasvustotyyppien prosentuaalisiin suhteisiin ja absoluuttisiin pinta-aloihin.

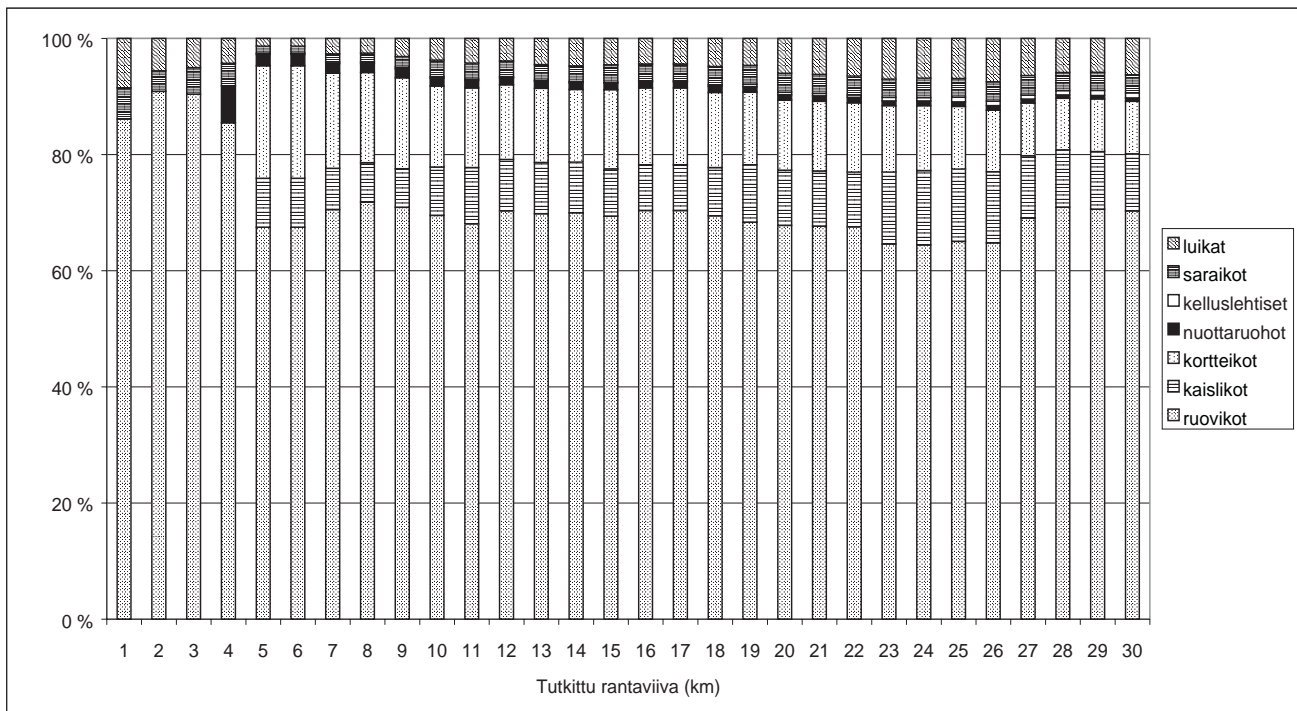
Tuloksia tarkasteltaessa huomataan, kuinka suurialaisten kasvustojen kuten ruovikoiden esiintyminen vaikuttaa suuresti tuloksiin (kuva 14a). Kasvillisuuden kokonaispinta-alasta ruovikoita on lähes 70 % (taulukko 8). Ruovikoita esiintyy miltei kaikilla alueilla, mutta esimerkiksi kaislikkoja ja kortteikkoja tavataan vasta neljännestä tutkitun osa-alueen kohdalla (kuva 14b). Harvinaisten kasvustotyyppien kuten nuottaruohon ja kelluslehtisten esiintymisen varmentaminen vaatii sen sijaan melko mittavasti töitä; esimerkiksi nuottaruohoa esiintyi vain yhdellä tutkimusosalla neljän pienen kasvuston verran. Tämän indikaattoriarvoltaan merkittävän kasvillisuuden havainnoiminen ilmakuvasta edellyttää kuitenkin melko tarkkoja maastotöitä ja nuottaruohon kukinnan ulottumista vedenpinnan yläpuolelle.

Riittävien tutkimusalueiden määrää tarkasteltiin ottamalla kriteeriksi kasvustojakauman luotettavuus. Eri kasvustojen osuuden poikkeama lopullisesti havaitusta tuloksesta on esitetty kuvassa 15. Ruovikon suhteen riittää $\pm 20\%$ luotettavuuden saavuttamiseksi jo 15% rantaviivan läpikäynti, mutta harvinaisen nuottaruohon suhteen pitää rantaviivaa tutkia yli 90% . Ilmakuvatulkinnan kannalta merkittävien ilmaversoisten osuuksien määrittämiseksi näyttää reilu kolmasosa rantaviivasta riittävän. Suomunjärvi pienikokoisena järvenä on kuitenkin ilmakuvatulkinnan kannalta melko hankala, koska kasvustot ovat pienialaisia. Suurella järvellä olisi oikean tuloksen saavuttaminen todennäköisesti huomattavasti helpompaa, koska avoimuus toimii voimakkaasti kasvillisuuden määrää rajoittavana tekijänä.

a)



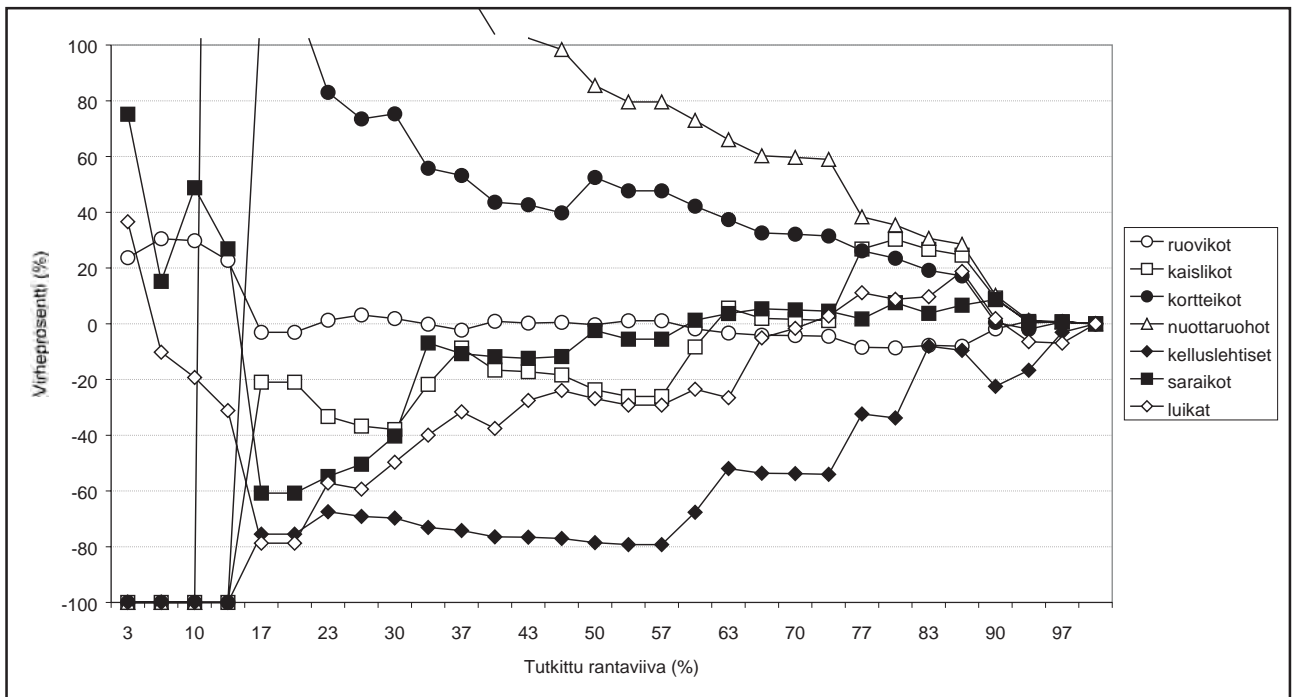
b)



Kuva 14. Suomunjärvellä luokiteltujen kasvustojen kokonaispinta-ala suhteessa tutkitun rantaviivan (vaaka-akseli) osuuteen (a) ja kasvustojen suhteellisen osuuden muuttuminen tutkittujen rantakilometriä (vaaka-akseli) suhteen (b).

Taulukko 8. Suomunjärvellä havaittujen kasvustojen pinta-ala (ha) ja suhteellinen osuus (%).

	Pinta-ala (ha)	Osuus (%)
Järviruoko	28,2	69,6
Järvikaisla	4,3	10,7
Järvikorte	3,6	8,9
Nuottaruoho	0,2	0,6
Kelluslehtiset	0,4	0,9
Saraikko	1,2	3,1
Luikat	2,5	6,2
Yhteensä	40,4	100

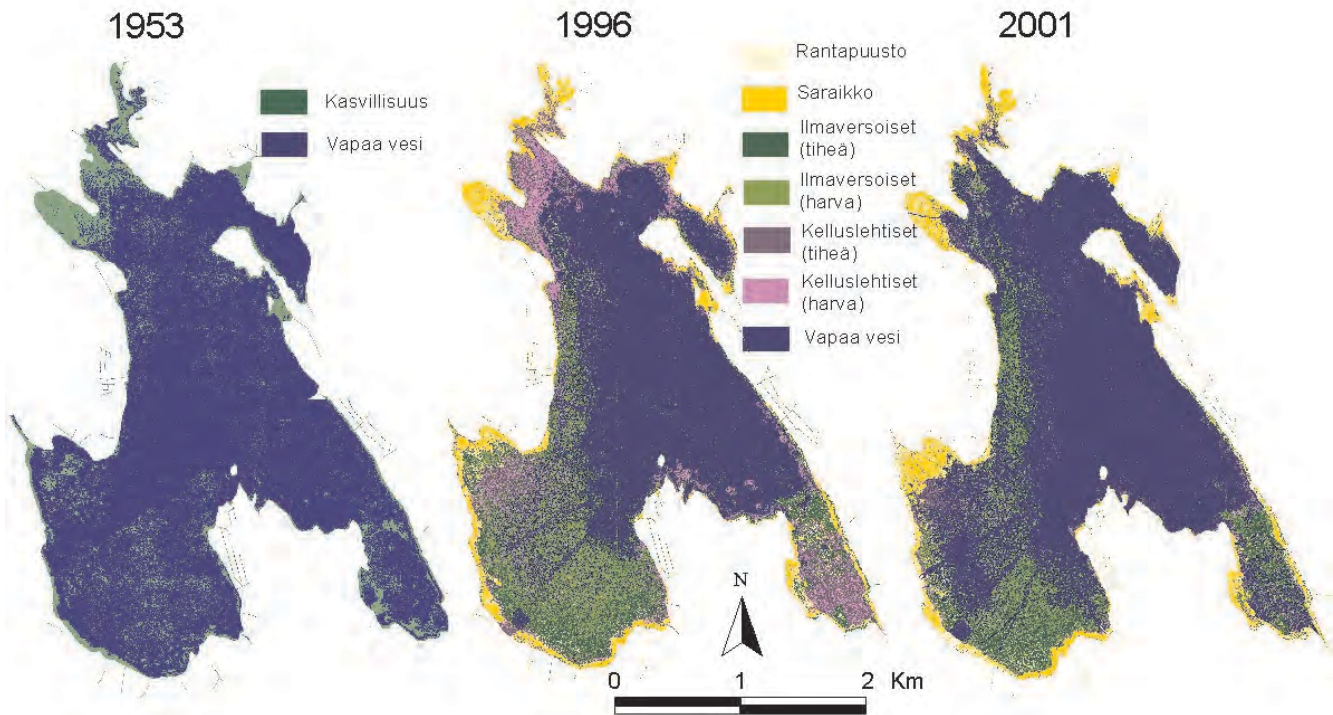


Kuva 15. Suomunjärven vesikasvillisuustyyppien jakauman poikkeama (virheprosentti) lopullisesta jakaumasta.

5.3.3 Vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala ja sen muutos

Kaikkien kohdealueiden vesikasvillisuuden kokonaispinta-alat on esitetty taulukossa 9. Onkivedellä numeerinen ja visuaalinen tulkintamenetelmä tuottivat varsin samanlaista tietoa vesikasvillisuuden pinta-aloista visuaalisen ilmakuvatulkinnan tuottaman kokonaispinta-alan ollessa 7 % suurempi. Ero selittyy visuaalisessa tulkinnassa tehtävällä kasvillisuusvyöhykkeiden digitoinnilla, mikä yksinkertaistaa rakenteeltaan heterogeenisia kasvillisuusalueita enemmän kuin numeerisen menetelmän rasteripohjainen tulkinta. Suomunjärvellä tulkintamenetelmien tuottamat kasvillisuuden kokonaispinta-alat eroavat toisistaan Onkivettä enemmän pohjaheijastuksen häiritessä numeerista tulkintaa visuaalista merkittävämmiin. Vesikasvillisuuden kokonaispinta-alojen lisäksi pinta-alat määriteltiin kullekin kasvillisuusluokalle erikseen.

Luupuviedellä vesikasvillisuudessa tapahtuneen muutoksen tarkastelu osoitti, että vuosien 1953 ja 1996 välillä vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala oli kolminkertaistunut. Vuonna 1997 alkanut järvikunnostus oli kuitenkin muuttanut umpeenkasvun suunnan, koska vuodesta 1996 vuoteen 2001 mennessä kasvillisuuden kokonaispinta-ala oli vähentynyt kolmanneksella (kuva 16). Kunnostuksen seurauksena kasvillisuuden vyöhykkeisyys ei ollut muuttunut syvyyteen ja tuulen altistukseen. Muutosta oli kuitenkin tapahtunut enemmän syvillä ja tuulelle alttiilla alueilla kuin matalissa ja suojaisissa kasvustoissa. Suurin osa muutoksesta johtui kelluslehtisten kasvustojen harvenemisesta ja ilmaversoisten kasvustojen laikuttumisesta järvikaislaniittojen seurauksena. Järvikaislan kokonaisbiomassa oli vähentynyt 29 % järvikunnostuksen seurauksena.



Kuva 16. Numeeriseen tulkintaan perustuvat vesikasvillisuuden luokituskuvat vuosilta 1953, 1996 ja 2001 Luupuviedeltä.

Taulukko 9. Vesikasvillisuuden kokonaispinta-alat (ha) 1940-50 -luvulla ja 2000-luvulla sekä kohdealueiden kokonaispinta-alat (ha).

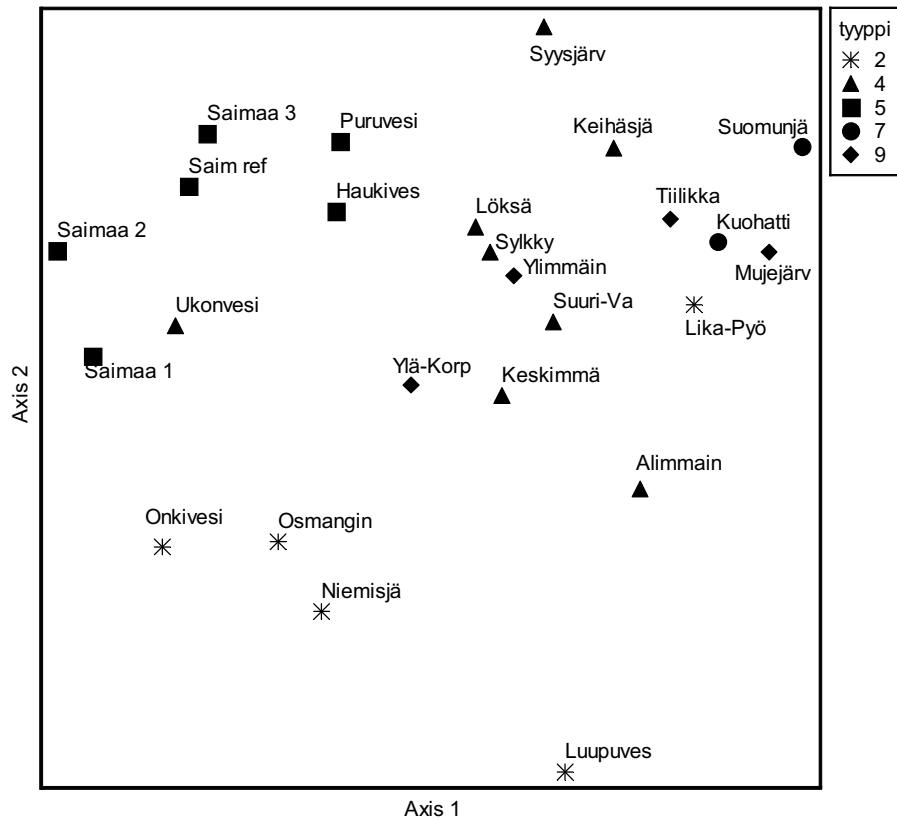
Kohdealue	Kohdealueen pinta-ala	Numeerinen tulkinta		Visuaalinen tulkinta
		Kasvillisuuden kokonaispinta-ala 1940-50 -luvulla	Kasvillisuuden kokonaispinta-ala 2000-luvulla	Kasvillisuuden kokonaispinta-ala 2000-luvulla
Onkivesi, pohj.	97	-	60	64,5
Onkivesi, etelä	535	86	76,9	-
Luupuvesi	704	96	258	-
Niemisjärvi	418	65,9	110,5	-
Osmanginjärvi	278	65,3	150	-
Lika-Pyöree	195	18,8	80	-
Tiilikka	420	-	78	-
Mujejärvi	351	-	14	-
Kuohattijärvi	1081	-	42	-
Suomunjärvi	663	-	54	40,6
Keihäsjärvi	139	4,5	22	-
Keskimmäinen	80	4,7	8,2	-
Alimmainen	74	2,9	13,1	-
Suuri-Vahvanen	132	3,9	8	-
Syysjärvi	175	7,5	25	-
Ukonvesi	490	9,5	62	-
Sylkky	106	-	12	-

5.4 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin

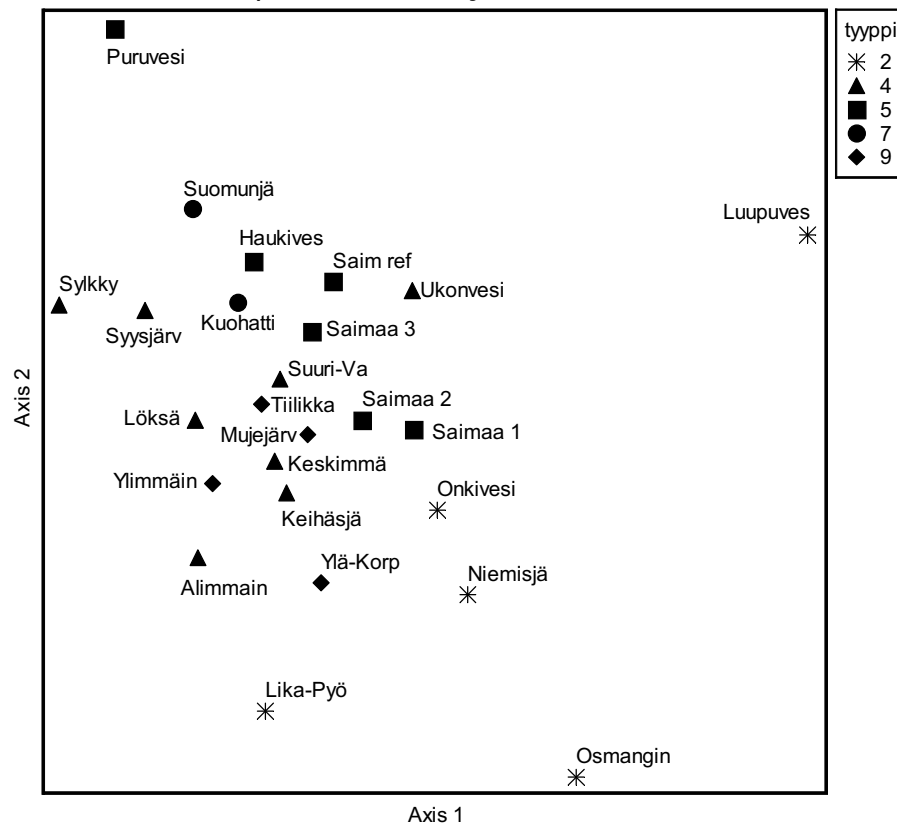
Tyypittelyn testauksessa haluttiin selvittää, miten kohdejärvet ryhmittyvät luontaisiin järvityyppeihin maastotöiden vesikasviaineistojen perusteella. Analyysissä on mukana tiedot 25 kohdejärven tai alueen vesikasvihavainnoista (kuva 17).

Tulosten perusteella vesikasvilajien esiintymätiedot jaottelevat kohteet selkeämmin järvityyppeihin kuin linjafrekvenssitiedot. Selvimmin erottuvia ryhmiä ovat luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2), keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet (tyyppi 7) sekä suuret ja kirkkaat järvet (tyyppi 5). Luontaisesti rehevien järvien vertailujärvi Lika-Pyöree eroaa kuitenkin kuormitetuista selvästi. Jonkin verran hajontaa on pienissä runsashumuksisissa järvissä (tyyppi 9). Vuoden 2002 koeasetelman vertailupari Tiilikka ja Mujejärvi (tyyppi 9) toisaalta ovat kuvassa 17 varsin lähekkäin. Suurin hajonta on pienissä, vähähumuksisissa järvissä (tyyppi 4). Niitä on myös lukumääräisesti eniten.

A) vesikasvien esiintyminen



B) vesikasvien linjafrekvenssit



Kuva 17. Kohdejärvien ryhmittyminen NMS-ordinaatiossa vesikasvien esiintymisen (on/ei) (A) ja linjafrekvenssien (B) perusteella. Kuvan selitteessä merkkejä vastaavat luvut viittaavat luontaisten järviyppien numeroihin (ks. taulukko 3).

5.5 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi

5.5.1 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston perusteella

Ekologisen tilan arviointi tehtiin vuoden 2002 kohdejärviltä, koska niiden maastoaineistot ovat vertailukelpoisia toisiinsa nähden. Kohdejärvien mahdollisia vanhoja aineistoja käytettiin vain niiltä osin, kun se analyysien riittävän luotettavuuden ja tarkkuuden puolesta oli mahdollista. Kohdejärviltä laskettiin vesikasvien esiintymätietojen perusteella Jaccardin samankaltaisuusindeksit sekä vesikasvien runsausmuuttujien perusteella prosenttiset samankaltaisuudet (taulukot 10 ja 11).

Taulukko 10. Kuormitetuilta kohdejärviltä ja vertailujärviltä havaittujen vesikasvien lajimäärät sekä vesikasvien esiintymätietojen perusteella lasketut Jaccardin samankaltaisuusindeksit.

Kuormitettu järvi	Vesikasvilajeja	Vertailujärvi	Vesikasvilajeja	Jaccardin samankaltaisuusindeksi
Niemisjärvi	27	Lika-Pyöree	34	0,27
Keihäsjärvi	38	Suuri-Vahvanen	17	0,38
Keskimmäinen	30	Suuri-Vahvanen	17	0,44
Alimmainen	36	Suuri-Vahvanen	17	0,32
Kuohattijärvi	28	Suomunjärvi	33	0,61
Mujejärvi	29	Tiilikka	27	0,51

Taulukko 11. Vesikasvien runsausmuuttujista lasketut prosenttiset samankaltaisuudet vuoden 2002 kuormitettujen järvien ja vertailujärvien välillä.

Runsasmusuuttuja	Niemisjärvi vs Lika-Pyöree	Keihäsjärvi vs Suuri-Vahvanen	Keskimmäinen vs Suuri-Vahvanen	Alimmainen vs Suuri-Vahvanen	Kuohattijärvi vs Suomunjärvi	Mujejärvi vs Tiilikka
Linjafrekvenssi	0,41	0,37	0,53	0,38	0,65	0,58
Keskimääräinen peittävyys	0,34	0,29	0,26	0,19	0,42	0,49
Pituusfrekvenssi	0,27	0,47	0,68	0,47	0,43	0,45
Pinta-alapeittävyys	0,31	0,52	0,57	0,45	0,21	0,43
Kasvillisuusindeksi	0,39	0,38	0,45	0,36	0,57	0,47
Keskimääräinen havaittu arvo	0,34	0,40	0,50	0,37	0,46	0,49

Luonnostaan rehevät järvet

Lika-Pyöreen linjoilta havaittiin 34 vesikasvilajia (taksonia) ja Niemisjärveltä 27. Esiintymätietojen perusteella laskettu Jaccardin samankaltaisuusindeksi on 0,271 eli 27 % havaituista vesikasvilajeista esiintyy kummassakin järvessä (taulukko 10). Niemisjärvi poikkeaa siis selvästi vertailujärvestä, vaikka järvityypin vertailuolosten hajonta oletettaisiin suureksikin. Hajontaa ja siten ekologista laatusuhdetta ei pystytä laskemaan, koska käytössä ei ole muita aineistoja luonnostaan reheviltä vertailukohteilta.

Ekologista tilaa arvioitiin ainoastaan vesikasvilajien havaittujen runsaussuhteiden avulla. Ekologisia laatusuhteita ei voitu laskea tästä aineistosta. Runsautta tarkasteltiin linjafrekvenssien, keskimääräisen peittävyuden, pituusfrekvenssin, pinta-alapeittävyyksien sekä kasvillisuusindeksin perusteella (kts. luku 4.1.2). Näiden runsausmuuttujien perusteella laskettiin Lika-Pyöreen ja Niemisjärven väliset prosenttiset samankaltaisuudet eli havaitut arvot (taulukko 11). Tulosten mukaan runsausmuuttujien samankaltaisuudet ovat varsin pieniä. Toisin sanoen Niemisjärvi eroaa vesikasvillisuutensa runsaussuhteilta varsin selvästi Lika-Pyöreen vesikasvillisuuden runsaussuhteista.

Pienet, vähähumuksiset järvet

Suuri-Vahvaselta havaittiin 17 vesikasvilajia, Keihäsjärveltä 38, Keskimmäiseltä 30 ja Alimmaiselta 36 (taulukko 10). Vuonna 2001 tutkitulta Sylkyltä löytyi 26 vesikasvilajia. Suuri-Vahvasen ja Sylkyn samankaltaisuusindeksi lajiesiintymien perusteella on 0,50 (odotettu arvo). Vastaavasti Suuri-Vahvasen samankaltaisuudet Keihäsjärveen, Keskimmäiseen ja Alimmaiseen olivat 0,38, 0,44 ja 0,32 (havaitut arvot, taulukko 10). Keihäsjärven, Keskimmäisen ja Alimmaisen vesikasvien lajiesiintymien ekologiset laatusuhteet (havaittu arvo/odotettu arvo) ovat siten 0,75, 0,88 ja 0,63. Pelkkien lajimäärien perusteella kuormitetut järvet eroavat selvästi Suuri-Vahvasesta.

Runsausmuuttujien perusteella lasketut prosenttiset samankaltaisuudet Suuri-Vahvasen ja kuormitettujen järvien välillä löytyvät taulukosta 11. Sylkyn ja Suuri-Vahvasen aineistoista laskettu linjafrekvenssien prosenttinen samankaltaisuus eli odotettu arvo on 0,56. Tämän perusteella linjafrekvenssien ekologinen laatusuhde on Keihäsjärvellä 0,66 (0,37 / 0,56), Keskimmäisellä 0,95 (0,53 / 0,56) ja Alimmaisella 0,68 (0,38 / 0,56). Muiden runsausmuuttujien odotettuja arvoja ei laskettu, koska Sylkyn aineistosta ei voitu kyseisiä muuttujia laskea vuoden 2002 menetelmästä poikkeavan runsausarvioinnin takia.

Suuret, vähähumuksiset järvet

UPM-Kymmene Oyj Kaukaan sellu- ja paperitehtaan jätevesien kuormittamalla Etelä-Saimaalla on tehty vesikasvillisuustutkimuksia vuosina 1959, 1982 ja 1992 (Tynkkynen 1962, Pogreboff 1984 ja 1994). Tutkimuksissa käytetyt menetelmät ovat samantyyppisiä linjamenetelmiä, joten aineistojen vertailu vesikasvien esiintymätietojen ja linjafrekvenssien osalta lienee kohtuullisen luotettavalla pohjalla. Aineistojen analysoinnin pohjalla olevat havaintopaikkojen lukumäärät eri tutkimusvuosina eri osa-alueilla ovat taulukossa 12.

Taulukko 12. Etelä-Saimaan (alueet 1-3) ja Läntisen Pien-Saimaan (vertailualue A4) vesikasvitutkimusten havaintopaikkojen lukumäärät eri tutkimusvuosina eri osa-alueilla. Alueet 1 ja 2 ovat lähivaikutusalueita ja alue 3 etävaikutusalueita.

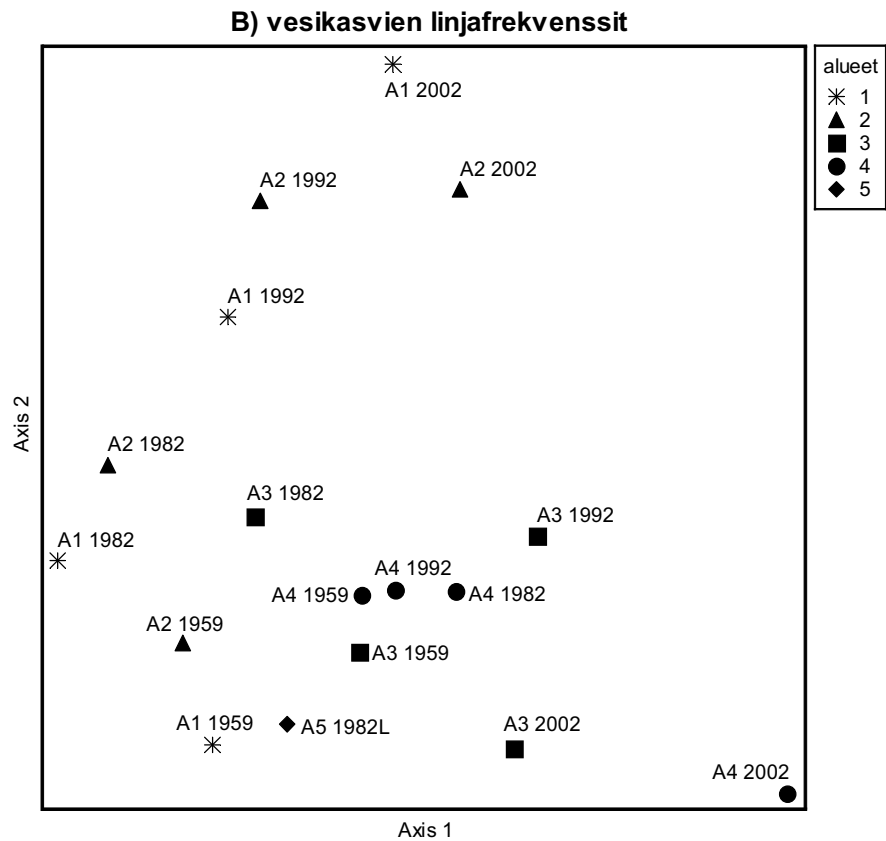
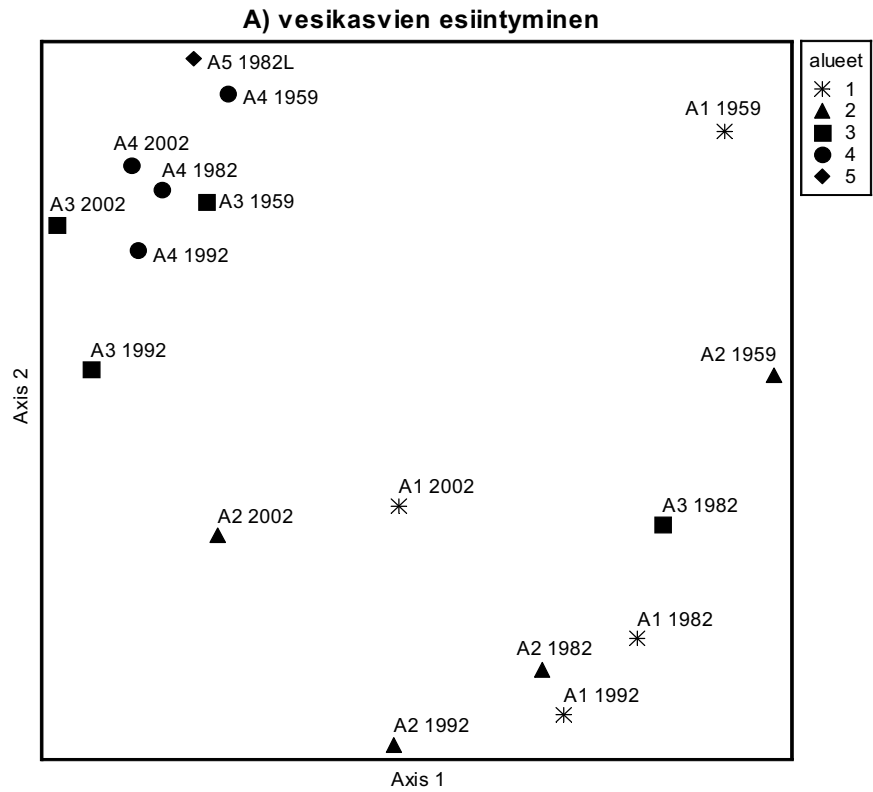
	1959	1982	1992	2002
Alue 1	21	20	18	18
Alue 2	13	34	33	26
Alue 3	13	7	19	10
Vertailualue (A 4)	30	19	25	16

Vertailun vuoksi otettiin mukaan Saimaan ekologisen tutkimuksen 1980-1983 (Granberg ja Ruohonen 1985) vesikasviaineisto Pien-Saimaalta vuodelta 1982. Tämän tutkimuksen kasvillisuuslinjat sijaitsivat Pien-Saimaalla, joka on muissa em. tutkimuksissa käytetyn vertailualueen länsipuolella. Näiden alueiden veden laatu on päällysveden (0-5m) kokonaisfosforipitoisuuksien ja väriarvojen perusteella vuosina 1980-1984 ollut varsin samanlainen: länsiosassa keskimäärin 19 mg/l ja 22 mgPt/l sekä itäosassa vastaavasti 18 mg/l ja 34 mgPt/l. Kyseisten alueiden kuormitushistoriassa ei ole olennaisia eroja, joten on syytä olettaa niiden vesikasvilajistojen olevan varsin samanlaisia.

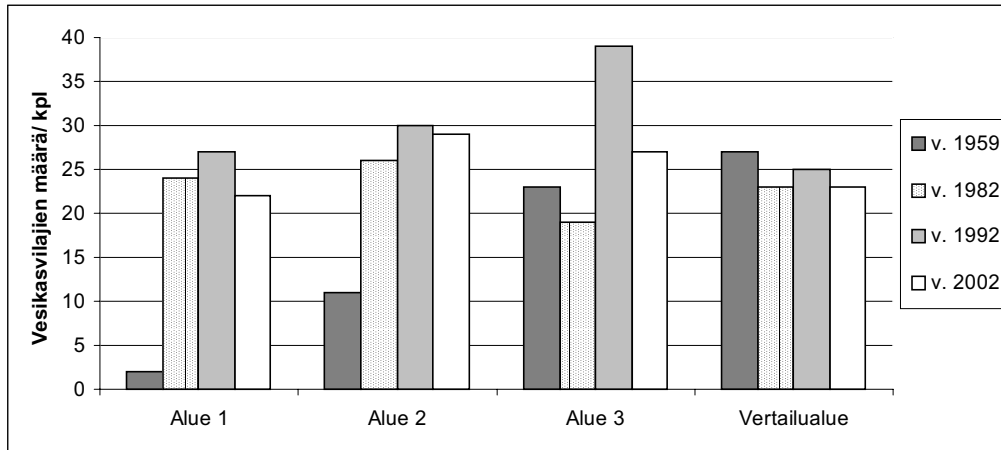
Kokooma-aineistosta tehtyjen NMS-ordinaatiotulosten perusteella vesikasvilajien esiintymätiedot näyttävät soveltuvan tässä tapauksessa paremmin luokittelumuuttujaksi kuin linjafrekvenssit (kuva 18). Lajiesiintymien mukaan vertailualueen (A4) lajikoostumus on pysynyt varsin vakaana. Myös etävaikutusalueen A3 lajikoostumus on lähellä vertailualueita vuotta 1982 lukuun ottamatta.

Linjafrekvensseissä vertailualueen hajonta on suurempi vuoden 2002 tulosten poiketessa muista. Lisäksi kuormitetuin alue (A1) on vuoden 1959 aineiston perusteella lähempänä vertailualueita kuin muina tutkimusvuosina, vaikka alue A1 oli vuonna 1959 miltei täydellinen kasviautio, josta Tynkkynen (1962) löysi ainoastaan ulpukkaa ja järviruokoa.

Vuonna 2002 voimakkaan kuormituksen alueiden A1 ja A2 vesikasvilajisto on NMS-ordinaation perusteella lähempänä vertailualueen lajistoa kuin aikaisempina tutkimusvuosina (kuva 18). Tulosta tukevat havainnot veden laadun kehityksestä Etelä-Saimaalla 1990-luvulla. Lauritsalan edustalla kokonaisfosforipitoisuus oli 1990-luvun alussa selvästi rehevälle vesialueelle ominainen, mutta pitoisuus laski jo vuonna 1993 lähelle nykyistä tasoa, joka on noin 20 mg/l (Saukkonen 2000). Myös veden väriluku on pienentynyt Lauritsalan edustalla 1990-luvun alun 80-90 mgPt/l tasolta tasolle 40-60 mgPt/l. Muutoksen takana on Kaukaan tehtaan biologisen puhdistamon käyttöönotto keväällä 1992. Vuoden 1959 lajikoostumus alueilla A1 ja A2 puolestaan poikkeaa eniten vertailualueesta. Muutos alueiden A1 ja A2 lajikoostumuksessa vuodesta 1959 vuoteen 2002 on selvä. Vuosien 1982 ja 1992 välinen muutos näyttäisi olevan pienempi kuin muutos 1992-2002. Kaukaan massa- ja paperitehtaalla ei vv. 1982-91 tuotantovolyymien kasvua mahdollistavien muutosten lisäksi tapahtunut vesistön kannalta radikaaleja muutoksia (Pogreboff 1994). Vesikasvien lajimäärät ovat selvästi kasvaneet alueilla 1 ja 2 muihin tutkimusvuosiin vastaaviin tuloksiin nähden (kuva 19). Vertailualueelta havaitut lajimäärät ovat eri tutkimusvuosina lähes yhtä suuret.

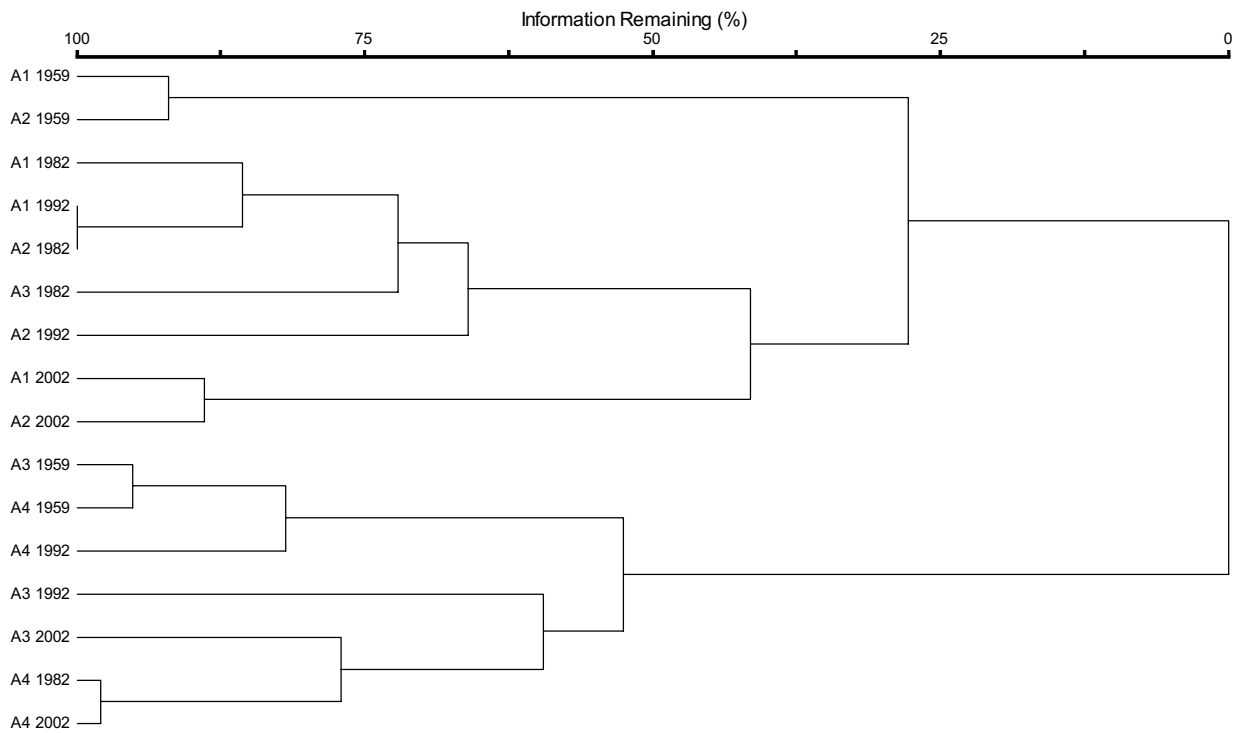


Kuva 18. NMS-ordinaatio Etelä-Saimaan vesikasvitutkimusten tuloksista vuosilta 1959, 1982, 1992 ja 2002. Muuttujina ovat vesikasvilajien A) esiintyminen (on/ei) ja B) linjafrekvenssit (kuinka monella linjalla tutkituista linjoista laji on esiintynyt) osa-alueiden (A1-A4) ja tutkimusvuoden mukaan ryhmiteltyinä. Saimaan ekologisen tutkimuksen Pien-Saimaan 1982 aineisto on merkitty kuviin koodilla A5 1982L.



Kuva 19. Vesikasvilajien määrä Etelä-Saimaan osa-alueilla 1-4 tutkimusvuosina 1959, 1982, 1992 ja 2002. Vesikasvilajilista jouduttiin yhtenäistämään tiettyjen taksonien osalta epätarkeimman vaihtoehdon mukaan vertailun luotettavuuden parantamiseksi (esim. sarat ja vesirikot (*Elatine spp.*) käsiteltiin sukutasolla).

Klusteridendrogrammin mukaan kuormitetut alueet A1 ja A2 eroavat omaksi ryhmäkseen etävaikutusalueesta A3 ja vertailualueesta A4 (kuva 20). Poikkeuksena on alueen 3 tulokset vuodelta 1982.



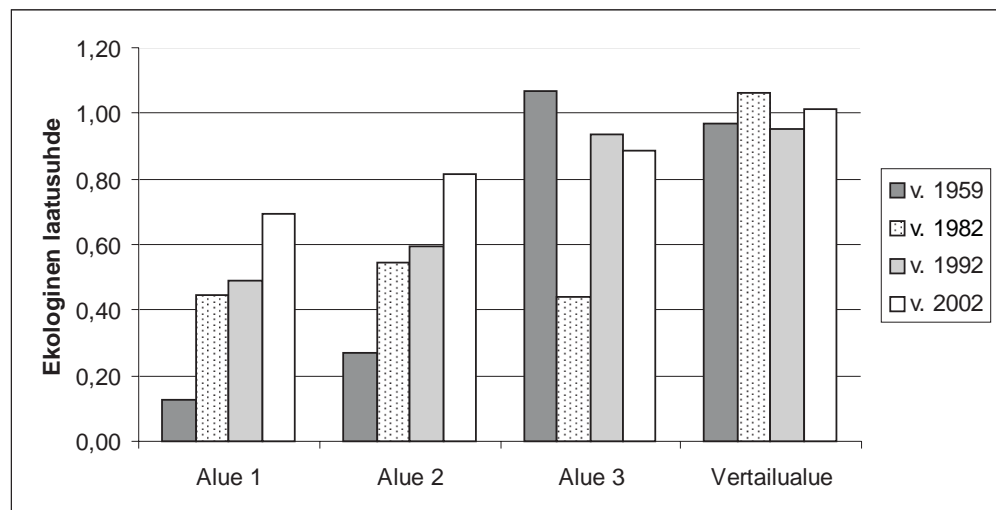
Kuva 20. Klusteridendrogrammi Etelä-Saimaan eri osa-alueiden ryhmittymisestä tutkimusvuosina 1959, 1982, 1992 ja 2002. Analyysi perustuu vesikasvilajien esiintymätietoihin (on/ei) osa-alueilla.

Vesikasvilajien esiintymätietojen pohjalta laskettiin Jaccardin samankaltaisuusindeksit (taulukko 13). Odotetuksi arvoksi saatiin vertailualueen eri tutkimusvuosien samankaltaisuuksien keskiarvon perusteella 0,64. Odotetun arvon laskemiseksi laskettiin siis ensin vertailualueen (A 4) kaikkien tutkimusvuosien väliset samankaltaisuudet ja otettiin niistä keskiarvo. Havaittujen arvojen (alueiden 1-3 Jaccardin samankaltaisuudet) ja odotetun arvon perusteella laskettiin ekologiset laatusuhteet (kuva 21).

Tulokset viittaavat Etelä-Saimaan kuormitettujen alueiden (alue 1 ja 2) tilan varsin selkeään paranemiseen vuodesta 1959 vuoteen 2002. Alueella 3 vuoden 1982 tulokset poikkeavat huomattavasti muiden vuosien tuloksista. Suurimmat selittävät tekijät tähän lienevät vähäinen havaintopisteiden lukumäärä (7 kpl) ja suuri irtokellujien lukumäärä. Normaalirannan ilmaversoisvyöhykkeen taakse noussut tulva tarjosi suojan ja ravinteikkaat olosuhteet eutrofiille irtokelluja- ja irtokeijujalajeille, aiheuttaen niiden räjähdysmäisen lisääntymisen (Pogreboff 1984). Lauritsalan mittauspisteen mukaan Saimaan vedenpinnan kuukausikeskiarvo heinäkuussa 1982 oli 59 cm vastaavan ajankohdan pitkäaikaista keskiarvoa korkeammalla.

Taulukko 13. Vesikasvilajien esiintymätietojen perusteella lasketut Jaccardin samankaltaisuusindeksit kohdealueittain ja tutkimusvuosittain Etelä-Saimaalta (Alueet 1-3) ja Pien-Saimaalta (vertailualue A4). Samankaltaisuuksien laskemiseksi alueita 1-3 on verrattu kyseisen tutkimusvuoden vertailualueen tuloksiin. Vertailualueiden osalta on ensin laskettu kyseisen tutkimusvuoden vertailualueen samankaltaisuus muiden tutkimusvuosien vertailualueiden tuloksiin (n = 3) ja sen jälkeen laskettu niistä keskiarvo.

	1959	1982	1992	2002
Alue 1	0,08	0,28	0,31	0,44
Alue 2	0,17	0,35	0,38	0,52
Alue 3	0,68	0,28	0,60	0,57
Vertailualue (A 4)	0,62	0,68	0,61	0,64



Kuva 21. Etelä-Saimaan ekologiset laatusuhteet tutkimusalueittain ja tutkimusvuosittain vesikasvien esiintymätietojen perusteella.

Runsausmuuttujien perusteella laskettiin prosenttiset samankaltaisuudet vuonna 2002 Läntisen Pien-Saimaan ja Etelä-Saimaan kuormitettujen alueiden 1-3 välillä (taulukko 14). Odotettuja arvoja ei voitu runsausmuuttujille laskea, koska eri tutkimusvuosien väliset runsauden arviointimenetelmät poikkesivat ratkaisevasti toisistaan.

Taulukko 14. Vesikasvien runsausmuuttujista lasketut prosenttiset samankaltaisuudet vuonna 2002 Läntisen Pien-Saimaan eli vertailualueen ja Etelä-Saimaan kuormitettujen alueiden 1-3 välillä.

Runsausmuuttuja	Vertailualue vs alue 1	Vertailualue vs alue 2	Vertailualue vs alue 3
Linjafrekvenssi	0,34	0,47	0,73
Keskimääräinen peittävyys	0,44	0,47	0,37
Pituusfrekvenssi	0,25	0,43	0,54
Pinta-alapeittävyys	0,36	0,53	0,54
Kasvillisuusindeksi	0,35	0,45	0,48
Keskimääräinen havaittu arvo	0,35	0,47	0,53

Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet

Suomunjärven linjoilta havaittiin 33 vesikasvilajia ja Kuohattijärveltä vastaavasti 28 lajia (taulukko 10). Toivonen ja Lappalainen (1980) havaitsivat Suomunjärvellä vuosina 1976-78 tehdyssä tutkimuksessa 34 lajia yhteensä 71 linjalta.

Suomunjärven vesikasvien lajiesiintymien Jaccardin samankaltaisuusindeksi on vuosien 1976-78 ja 2002 välillä 0,81 (odotettu arvo). Suomunjärven sekä Kuohattijärven samankaltaisuusindeksi on vuoden 2002 lajiesiintymien perusteella 0,61 (havaittu arvo; taulukko 10). Kuohattijärven lajiston ekologinen laatusuhde on vuoden 2002 aineiston perusteella 0,75 (0,61 / 0,81). Suomunjärven vuosien 1976-78 ja Kuohattijärven lajiesiintymien perusteella samankaltaisuusindeksi on 0,68.

Runsausmuuttujien perusteella laskettiin prosenttiset samankaltaisuudet Suomunjärven ja Kuohattijärven välillä (taulukko 11). Suomunjärven vuosien 1976-78 ja 2002 aineistojen perusteella laskettiin prosenttiset samankaltaisuudet eli odotetut arvot linjafrekvenssille ja kasvillisuusindeksille: 0,80 ja 0,71. Näiden tulosten perusteella Kuohattijärven ekologinen laatusuhde linjafrekvenssien osalta on 0,81 ja kasvillisuusindeksin osalta 0,80. Kasvillisuusindeksien laskemista varten Toivosen ja Lappalaisen (1980) ilmoittamat runsausarviot muunnettiin luvussa 4.1.2 mainittua 7-asteikkoa vastaavaksi. Muunnos on kuitenkin epätarkka, joten tulos on vain suuntaa antava. Muiden runsausmuuttujien mukaisia odotettuja arvoja ei tämän aineisto pohjalta voi riittävän luotettavasti laskea.

Pienet, runsashumuksiset järvet

Tiilikalla on tehty perusteellinen ranta- ja vesikasvillisuustutkimus vuonna 1984 (Nykänen 1987). Kasvillisuus analysoitiin 47 linjalta, joilla näytealana oli yleensä 1m x 1m ruutu. Vuonna 1984 tutkitun vesikasvillisuuden yhteispinta-ala oli noin 2900 m² ja vuonna 2002 vastaavasti noin 6600 m². Nykäsen (1987) keräämää aineistoa on tässä tutkimuksessa käytetty ajallisen ja menetelmistä johtuvan vaihtelun selvittämiseksi. Lisäksi vertailuissa käytettiin Ylimmäisen (Pohjois-Savon ympäristökeskus) vesikasviaineistoa vuodelta 2002. Ylimmäinen on vertailujärvi ja sen tutkimisessa käytettiin päävyöhykelinjamenetelmää.

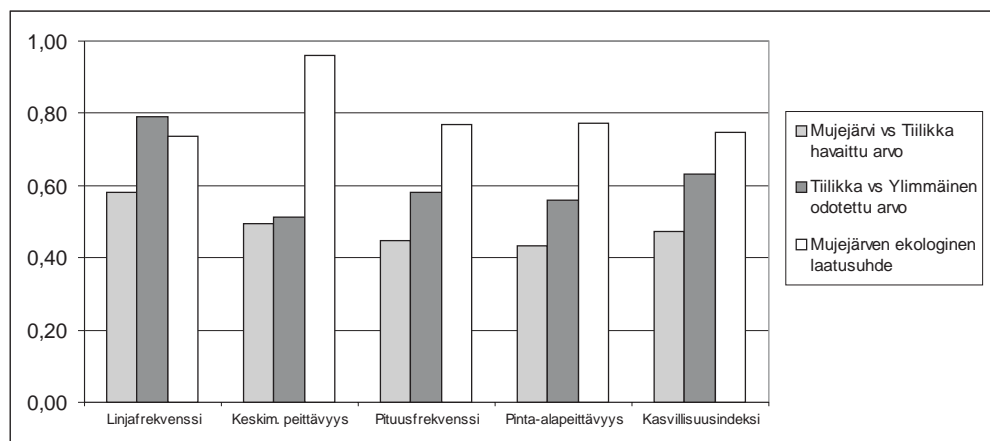
Tiilikalta havaittiin 26 vesikasvilajia sekä vuonna 1984 että vuonna 2002 (taulukko 4). Vuonna 2002 Mujejärven päävyöhekeliñoilta havaittiin 29 vesikasvilajia sekä aluekartoitusalueilta 28 lajia. Ylimmäiseltä havaittiin 22 vesikasvilajia (vesisammaleet käsiteltiin yhtenä ryhmänä). Näiden vesikasviaineistojen perusteella laskettiin Jaccardin samankaltaisuusindeksit (taulukko 15). Aluekartoituksen havaitut arvot (taulukko 15) on laskettu Mujejärven aluekartoitusaíneiston ja vertailujärvien linja-aineistojen perusteella.

Taulukko 15. Vesikasvilajien esiintymätietojen perusteella lasketut Jaccardin samankaltaisuusindeksit sekä niistä Mujejärvelle lasketut ekologiset laatusuhteet (EQR). Havaitut arvot on laskettu sekä linja-aineiston että aluekartoitusaíneiston perusteella.

vertailujärvet	odotettu arvo		havaittu arvo	
	linjat	kuormitettu järvi vs vertailujärvi	linjat	aluekartoitus
Tiilikka 1984 vs Tiilikka 2002	0,74	Mujejärvi vs Tiilikka 1984	0,51	0,53
Tiilikka 1984 vs Ylimmäinen	0,75	Mujejärvi vs Tiilikka 2002	0,51	0,53
Tiilikka 2002 vs Ylimmäinen	0,75	Mujejärvi vs Ylimmäinen	0,73	0,52
keskiarvo	0,75	keskiarvo	0,58	0,52
EQR linjat (keskiarvojen perusteella)	0,58 / 0,75 = 0,78			
EQR aluekartoitus (keskiarvojen perusteella)	0,52 / 0,75 = 0,70			

Mujejärven ja vertailujärvien välisten lajesiintymien ekologisten laatusuhteiden perusteella Mujejärven tilaa voidaan pitää hyvänä. Vaikka ekologiset laatusuhteearvot poikkeavat toisistaan eri menetelmien välillä, ero on sangen pieni ja johtuu Mujejärven ja Ylimmäisen päävyöhekeliñojen suuresta samankaltaisuudesta. Mujejärven lajesiintymien samankaltaisuus vuonna 2002 eri menetelmien (päävyöhekeliñoja vs aluekartoitus) välillä on 0,73 eli lähes yhtä suuri kuin vertailujärvien samankaltaisuus (taulukko 15).

Eri runsausmuuttujat antavat samansuuntaisen tuloksen Mujejärven ekologisesta tilasta (kuva 22). Keskimääräisen peittävyuden mukaan ekologinen laatusuhde saa suurimman arvon ja linjafrekvenssien mukaan pienimmän arvon. Runsausmuuttujien keskiarvona laskettu ekologinen laatusuhde on 0,80 (keskihajonta 0,092). Vesikasvien runsaussuhteiden perusteella Mujejärven ekologista tilaa voi pitää hyvänä tai erinomaisena. Ekologisten laatusuhteiden laskemisessa vesisammaleet käsiteltiin yhtenä taksonina.



Kuva 22. Pienten, runsashumuksisten kohdejärvien vesikasvien runsausmuuttujien havaitut ja odotetut arvot sekä Mujejärven lasketut ekologiset laatusuhteet.

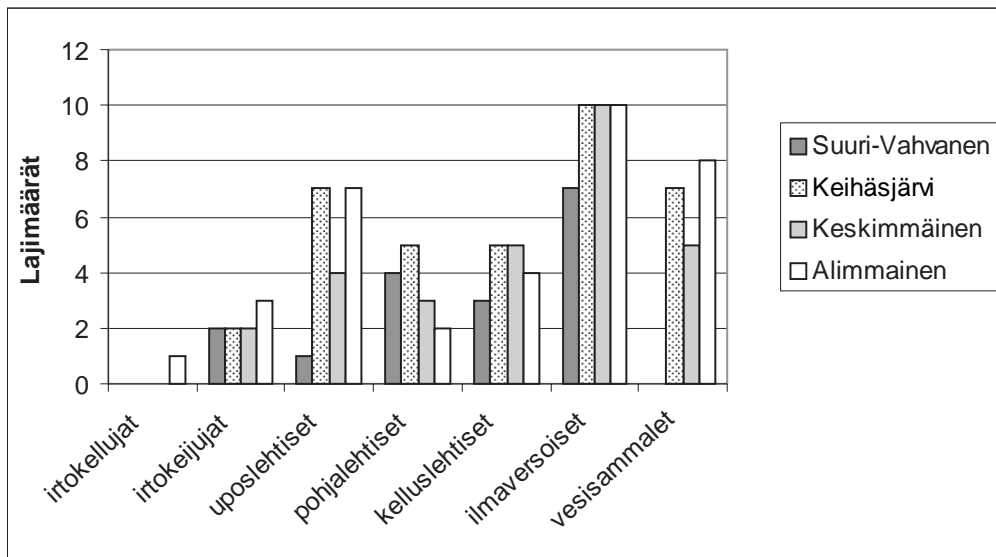
Pohjalehtiset (n = 6) olivat Tiilikalla varsin selvästi yleisempiä kuin Mujejärvellä lukuun ottamatta tummalahnanruohoa. Pohjalehtisten keskimääräinen linjafrekvenssi oli sekä Tiilikalla että Ylimmäisellä 33 % ja Mujejärvellä 12 %. Lisäksi pohjalehtisten esiintymien pinta-alapeittävyys oli sekä Tiilikalla että Ylimmäisellä 1,3 % ja Mujejärvellä 0,45 %. Pohjalehtiset olivat siis Tiilikalla ja Ylimmäisellä noin kolme kertaa runsaampia kuin Mujejärvellä. Kelluslehtiset olivat jonkin verran runsaampia Mujejärvellä kun taas ilmaversoiset olivat runsaampia Tiilikalla. Pohjalehtisten kasvillisuusindeksien summat Tiilikalla, Ylimmäisellä ja Mujejärvellä olivat 960, 704 ja 352. Pohjalehtisten runsauden selvä ero Mujejärven ja vertailujärvien välillä kertoo Mujejärven ekologisen tilan mahdollisesta heikkenemisestä.

Runsausmuuttujien vertailu vesikasvien elomuotojen perusteella

Eri runsausmuuttujien antamia tuloksia vesikasvien elomuotojen runsaussuhteista tarkasteltiin pienillä, vähähumuksisilla järvillä. Tässä tyypissä on useita kuormitettuja järviä ja niiden rehevyystasot ovat erilaiset. Kokonaisfosforipitoisuuksien mukaan Alimmainen on selvästi rehevin, Keihäsjärvi ja Keskimäinen keskiravinteisia sekä Suuri-Vahvanen karu (taulukko 3).

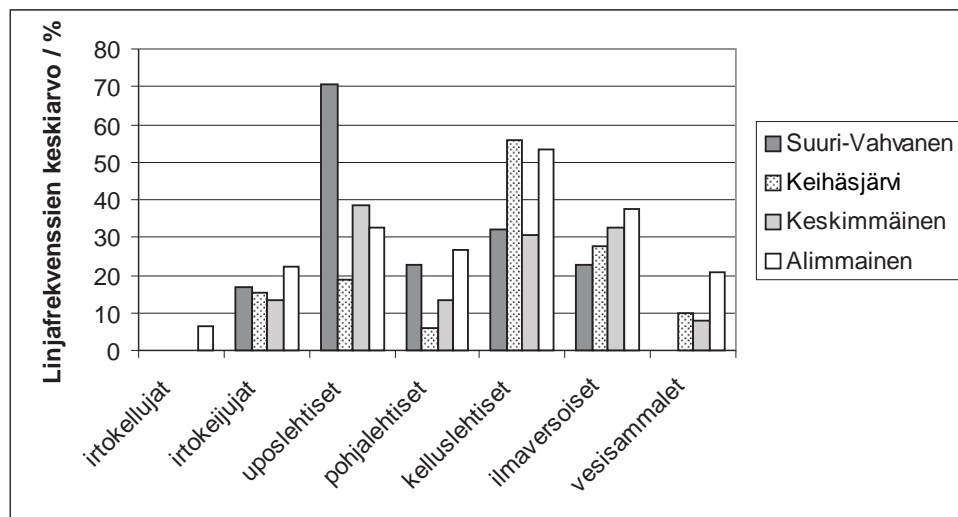
Elomuototarkastelulla pyrittiin selvittämään mikä runsausmuuttuja mahdollisesti toimisi tässä tilanteessa parhaiten sekä mitä vahvuuksia ja heikkouksia eri muuttujilla on arvioitaessa järvien ekologista tilaa vesikasvien runsaussuhteiden perusteella.

Irtokellujia havaittiin ainoastaan Alimmaiselta (kuva 23) ja sieltäkin vain pikkulimaska (*Lemna minor*). Uposlehtisiä havaittiin Keihäsjärveltä ja Alimmaiselta peräti 7 lajia kummaltakin, mutta Suuri-Vahvaselta vain yksi laji (ruskoärviä). Pohjalehtisistä Alimmaiselta havaittiin rantaluikka ja rantaleinikki (*Ranunculus reptans*). Muilta järviltä havaittiin edellisten lisäksi nuottaruohoa sekä lahnanruohoja. Vesisammaleita havaittiin muilta järviltä paitsi Suuri-Vahvaselta.



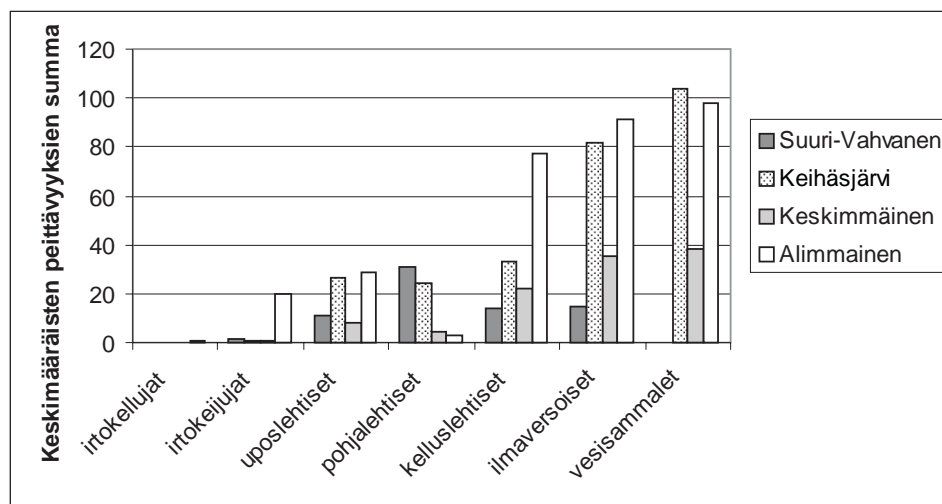
Kuva 23. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien lajimäärät elomuodoittain

Linjafrekvenssien keskiarvojen perusteella havaitaan, että uposlehtiset kasvavat yleisinä Suuri-Vahvasella (kuva 24). Pohjalehtiset ovat yleisiä Alimmaisella ja Suuri-Vahvasella. Vesisammalet ovat yleisimpiä Alimmaisella.



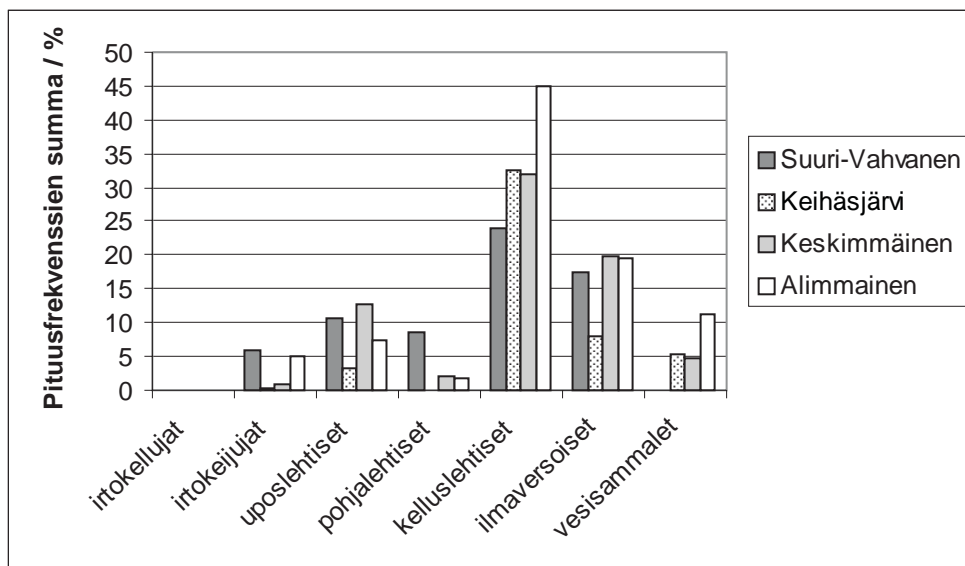
Kuva 24. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien linjafrekvenssien keskiarvot elomuodoittain.

Irtokeijujen ja kelluslehtisten keskimääräisten peittävyksien summat ovat selvästi suurimmat Alimmaisella (kuva 25). Pohjalehtisten keskimääräisten peittävyksien summa on suurin Suuri-Vahvasella. Ilmaversoiset ovat peittävimpiä Keihäsjärvellä ja Alimmaisella. Uposlehtisten suuret arvot Keihäsjärvellä ja Alimmaisella johtuvat näiden järvien suuresta uposlehtisten lajimäärästä.



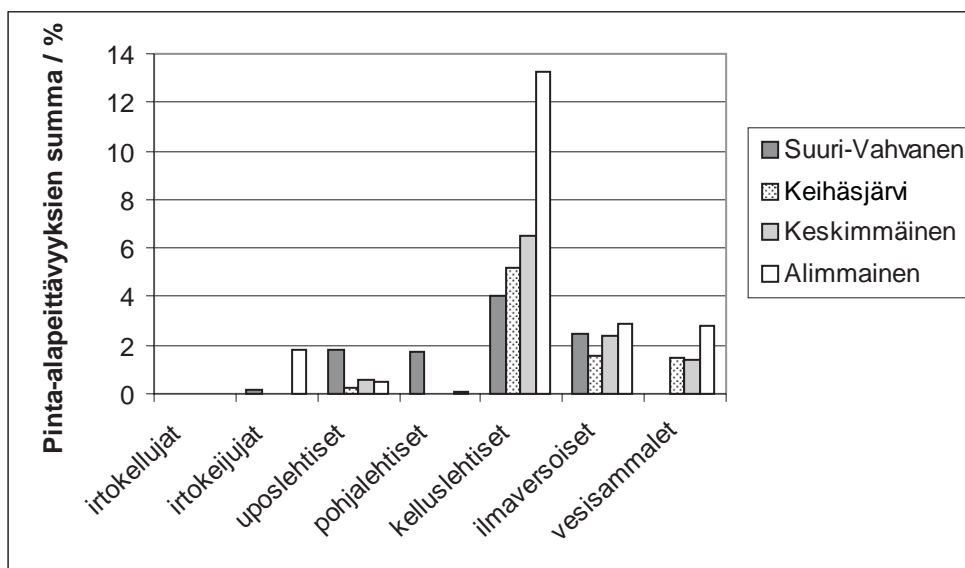
Kuva 25. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien keskimääräisten peittävyksien summat elomuodoittain.

Pituusfrekvenssien mukaan selvin tulos on, että pohjalehtiset olisivat runsaimpia Suuri-Vahvasella (kuva 26). Muidenkin elumuotojen osalta Suuri-Vahvasen vesikasvillisuus näyttäisi olevan linjapituuksien perusteella varsin runsasta. Hieman yllättävää on myös irtokeijujen runsaus Suuri-Vahvasella.



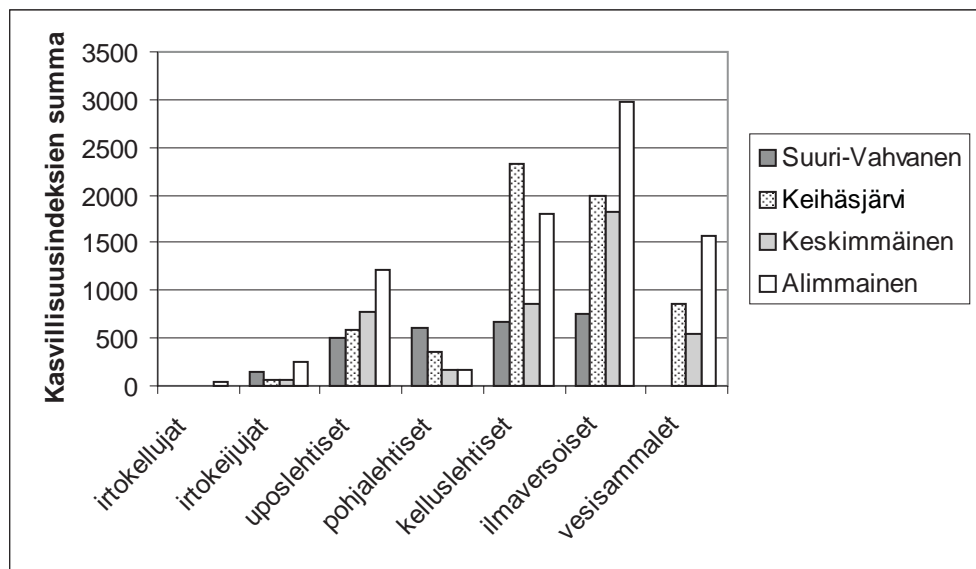
Kuva 26. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien pituusfrekvenssien summat elomuodoittain.

Pinta-alapeittävyksien mukaan upos- ja pohjalehtiset ovat runsaimpia Suuri-Vahvasella (kuva 27). Irtokeijujat, kelluslehtiset ja vesisammalet ovat runsaimpia Alimmaisella. Ilmaversoisten runsaus näyttää olevan melko samanlainen kaikissa järvissä.



Kuva 27. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien pinta-alapeittävyksien summat elomuodoittain

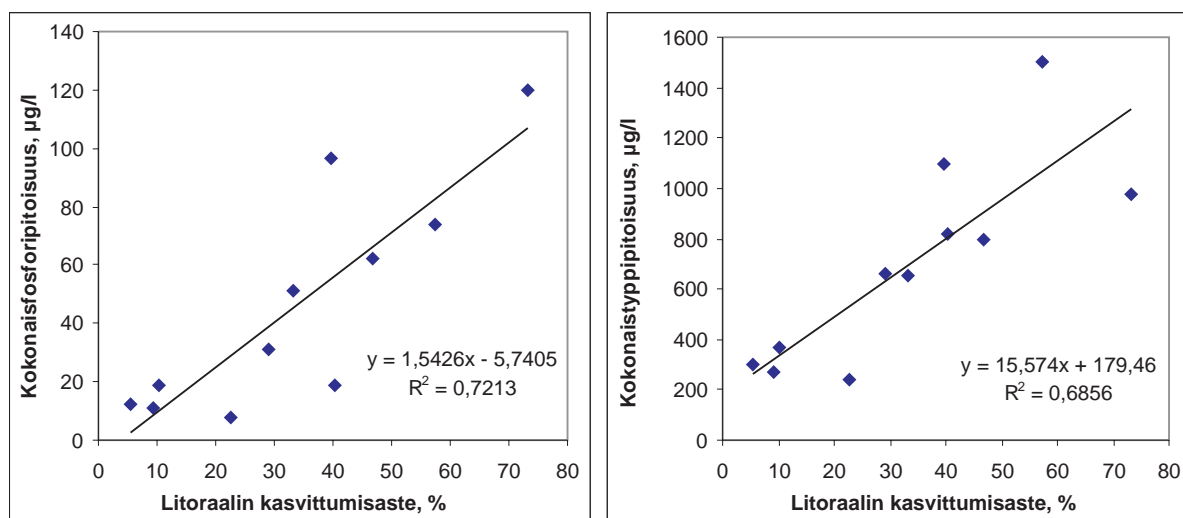
Uposlehtisten kohdalla kasvillisuusindeksin tuottama tulos (kuva 28) on päinvastainen pinta-alapeittävyksien tuottamaan tulokseen nähden. Kelluslehtiset puolestaan ovat kasvillisuusindeksin mukaan runsaimpia Keihäsjärvellä. Ilmaversoiset olivat runsaimpia Alimmaisella.



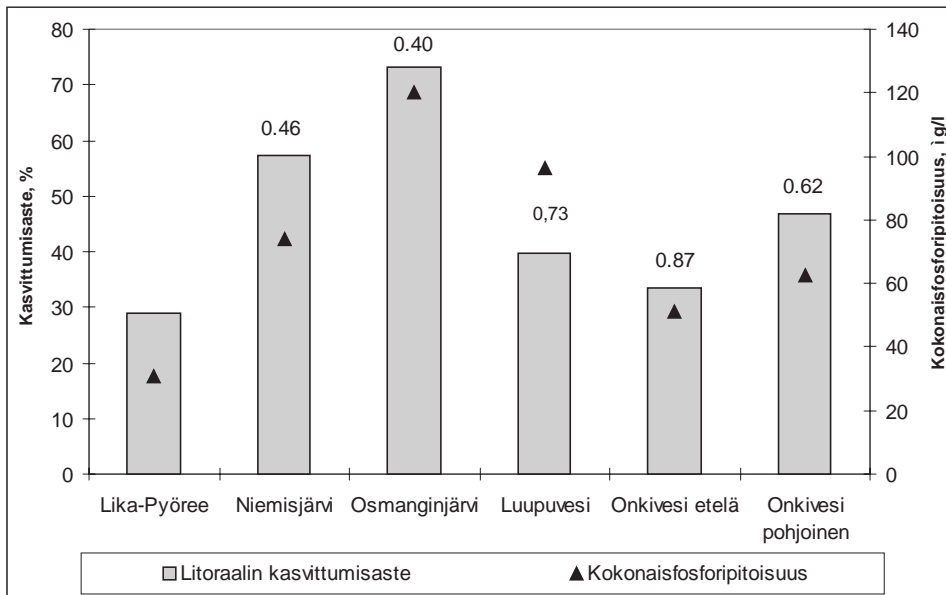
Kuva 28. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien kasvillisuusindeksien summat elomuodoittain.

5.5.2 Ekologisen tilan arviointi ilmakehän aineiston perusteella

Litoraalin kasvittumisaste korreloi voimakkaasti järven yleisen rehevyyden kanssa (kuva 29). Käytetyistä rehevyyden kuvaavista muuttujista molemmat korreloivat vahvasti kasvittumisasteen kanssa (kokonaisfosfori: Pearsonin korrelaatiokerroin $r = 0,849$, $p = 0,01$; kokonaistyyppi: $r = 0,828$, $p = 0,02$). Osassa järvistä, erityisesti rehevissä Niemisjärvessä ja Osmanginjärvessä, vedenlaatuhavainnot perustuivat vain yhteen tuotantokauden loppupuolen havaintoon, mikä voi aiheuttaa epävarmuutta tuloksiin. Erityisesti luonnostaan rehevissä järvissä korrelaatio veden kokonaisfosforipitoisuuden ja kasvittumisasteen välillä oli selvä (kuva 30). Ekologista laatusuhdetta käyttäen mahdollisesti hyvää huonompaan ekologiseen tilaan tulisivat kasvittumisasteen perusteella luokiteltua Osmanginjärvi sekä Niemisjärvi, joissa kummassakin laatusuhteeksi saatiin alle 0,5 eli kasvittumisaste on yli puolet korkeampi kuin vertailujärvessä.

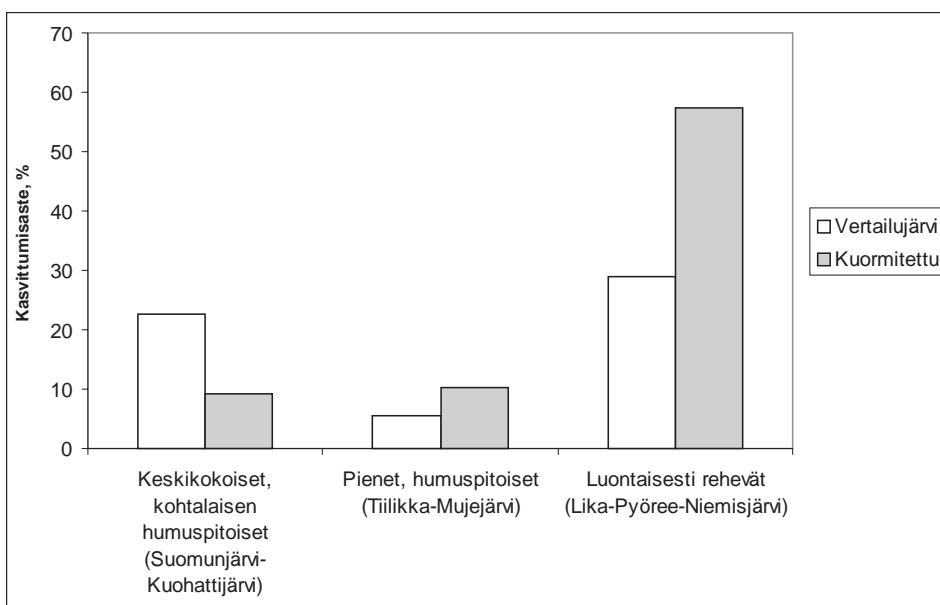


Kuva 29. Litoraalin kasvittumisaste suhteessa järvien kokonaisravinnepitoisuuksiin: a) kokonaisfosfori, b) kokonaistyyppi. Ravinnepitoisuudet ovat tuotantokauden loppupuolen (1.8.-31.8.) pintaveden mediaaniarvoja. Kuvassa esitetty lisäksi ravinnepitoisuuksien ja kasvittumisasteen väliset lineaariset käyräsovitteet, ko. suorien yhtälöt sekä selitysasteet.



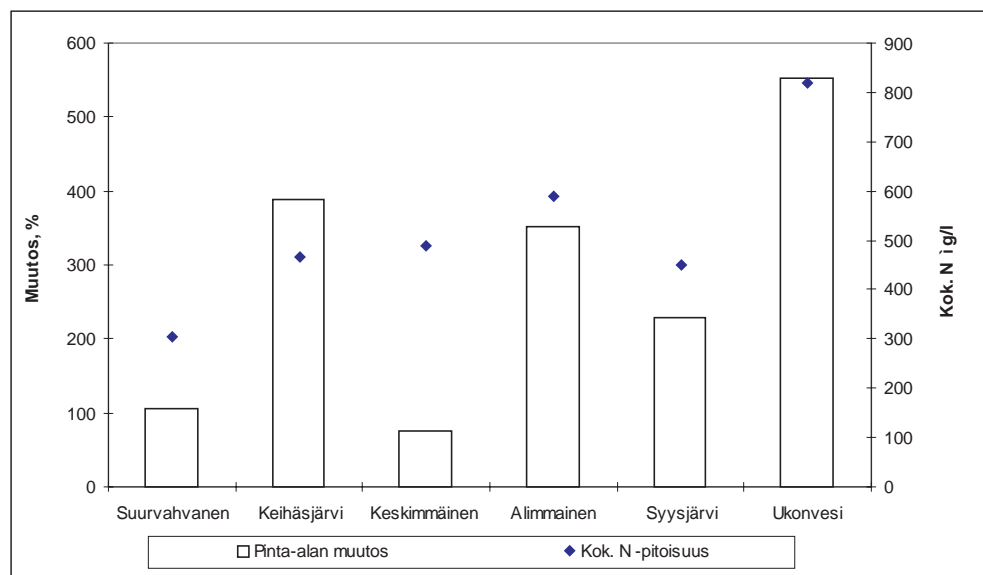
Kuva 30. Litoraalinen kasvittumisasteesta lasketut EQR-arvot ja tuotantokauden loppupuolen kokonaisfosforipitoisuuden mediaaniarvot luontaisesti rehevillä järvilla.

Tarkasteltaessa vuoden 2002 koeasetelman (kuormitettu vs. referenssi) mukaista tilannetta, kasvittumisaste erottelee kahdessa tapauksessa kolmesta kuormitetun järven luonnontilaisesta, niin että kuormitetussa järvessä kasvittumisaste on korkeampi kuin vertailujärvessä (kuva 31). Poikkeuksen muodostaa vertailupari Suomunjärvi - Kuohattijärvi, jossa Suomunjärven kasvittumisaste on suurempi. Koska pohjaheijastus häiritsi numeerista tulkintaa Suomunjärvellä, kasvittumisasteen määrittämistä kokeiltiin myös visuaalisen ilmakuvatulkinnan perusteella. Tulos oli kuitenkin lähes sama, sillä visuaalisen tulkinnan aineistosta määritettynä umpeenkasvuaste oli 20,9 % ja numeerisen tulkinnan mukaan 22,7 %.



Kuva 31. Litoraalinen kasvittumisaste vuoden 2002 koeasetelman kolmen järviyypin järvilla.

Muutostarkastelussa kaikkien pienten/keskikokoisten vähähumuksisten järvien vesikasvillisuus on runsastunut 1950-luvulta 2000-luvulle. Runsausmuutosta ei voi pitää absoluuttisena, sillä järvet oli vuonna 1955 ilmakuvaattu jo 23.6. (taulukko 5), mikä saattaa selittää vesikasvillisuuden vähäistä määrää kuvausajankohtana. Samana ajankohtana tapahtunut kuvaus kuitenkin mahdollistaa ko. järvien keskinäisen vertailun. Muutos on selvin eniten kuormitetuissa järvissä, Ukonvedellä ja Alimmaisella, ja korreloi nykyisen ravinnetason kanssa (kuva 32). Myös Keihäsjärvellä muutos on suuri verrattuna vertailujärvi Suuri-Vahvaseen. Keihäsjärven osalta muutokseen on voinut vaikuttaa myös 1920-luvulla toteutettu noin 0,8 metrin suuruinen järvenlasku, jonka seurauksena umpeenkasvu on saattanut voimistua. Muutosvertailuun pohjautuvaa ekologista laatusuhdetta käyttäen Keihäsjärven, Ukonveden ja Alimmaisien voitaisiin arvioida olevan hyvää huonommassa ekologisessa tilassa (EQR-arvot 0,31 - 0,45).



Kuva 32. Vesikasvillisuuden kokonaispinta-alan suhteellinen muutos vähähumuksisissa järvissä, suhteessa nykyiseen rehevyystasoon (tuotantokauden kokonaistyyppipitoisuuden mediaani).

Luonnostaan rehevien järvien kohdalla muutostarkastelu ei tuottanut odotettua tulosta. Vesikasvillisuuden lisääntyminen oli voimakkainta referenssijärvi Lika-Pyöreellä (suhteellinen lisäys 328 %). Osaltaan tulokseen saattoi vaikuttaa ko. järven muita saman tyyppin järviä aikaisempi kuvausajankohta (taulukko 5). Samoin perimätiedon mukaan 1930-luvulla toteutettu järvenlasku on voinut vaikuttaa järven umpeenkasvukehitykseen. Järvenlasku on keskeinen matalissa järvissä umpeenkasvua voimistava tekijä, joka on todettavissa myös suhteellisen kuormittamattomissa järvissä (Kanninen, julkaisematon). Muissa luontaisesti rehevissä kohdejärvissä muutos oli myös selvä eli kasvillisuuden pinta-ala oli lisääntynyt yli kaksinkertaiseksi.

5.6 Menetelmien kustannukset

Menetelmien kustannustehokkuuden arvioimiseksi kustannukset on jaettu kustannustekijöihin eli työn vaiheisiin (taulukko 16). Kustannusarviot kullekin työvaiheelle on laskettu perustuen hankkeessa vuonna 2002 kerättyjen tutkimusaineistojen hankintaan. Maastotöiden kustannuslaskelmissa huomioon otetut järvet olivat Lika-Pyöree, Niemisjärvi, Suuri-Vahvanen, Keihäsjärvi, Keskimäinen-Alimmainen, Etelä-Saimaa (alueet 1-4 yhtenä kohteena), Suomunjärvi, Kuohattijärvi, Tiilikka ja Mujejärvi. Ilmakuvatulkinnan kustannuslaskelmissa otettiin huomioon kesällä 2002 kuvatut järvet (taulukko 5).

5.6.1 Maastomenetelmä

Työryhmä, johon kuului 3 henkilöä, tutki yhden noin 8 tunnin mittaisen työpäivän aikana keskimäärin 6 päävyöhykelinjaa (vaihteluväli 3-11 linjaa). Yhden linjan tutkimiseen kului aikaa keskimäärin 41 minuuttia (keskihajonta 25, minimi 8 ja maksimi 246). Keskimääräinen linjapituus oli 58 metriä, joten yhden linjametrin tutkimiseen kului aikaa keskimäärin noin 43 sekuntia. Edellä esitetyt luvut perustuvat usean eri työryhmän keskiarvoihin ja ne on laskettu yli 300 päävyöhykelinjan tiedoista.

Vuoden 2002 kohteiden (10 järveä, kts. edellä) tutkimiseen kului kolmehenkisiltä työryhmiltä yhteensä 53 työpäivää. Henkilötyöpäiviä kertyi siten maastotöistä 159. Maastomenetelmän kokonaiskustannukset vuonna 2002 olivat noin 35 600 euroa (taulukko 16) eli keskimäärin noin 3560 euroa järveä kohden. Keskimääräinen linjamäärä järveä kohti oli 30 linjaa. Suunnittelu- ja valmistelutöiden kustannuksissa on huomioitu työntekijän palkan (4h/järvi ja 20 euroa/h) lisäksi GPS-laitteen vuokra (100 euroa/vko). Suunnittelu- ja valmistelutyö käsittää linjojen paikkojen määrittämisen kartalle ja maastolomakkeiden kopioimisen. Maastotöiden kustannuksissa on huomioitu työntekijöiden palkat, päivärahat, yöpymiskustannukset, kilometrikorvaukset, perämoottorin polttoainekustannukset sekä maastotyövälineiden hankinta (kahluuhousut, haravat, vesikiikari). Maastotöiden laskelmissa työryhmän koko on kolme henkilöä. Maastoaineistojen tallennukseen sisältyvät palkkakulut (16 h/järvi). Aineistojen käsittely, tulkinta ja raportointi eivät ole arvioissa mukana.

Taulukko 16. Maastomenetelmän ja numeerisen ilmakuvatulkinnan kustannukset (•) vuonna 2002. Molempien menetelmien kustannukset laskettu 10 järveä kohti. Maastotöiden kustannuslaskelmissa keskimääräinen linjamäärä järvillä oli 30 linjaa.

Kustannustekijä	Maastomenetelmä	Ilmakuvatulkinta
Suunnittelu- ja valmistelutyöt	1800	3000
Maastotyöt	30646	10552
Maastoaineiston tallennus/ ilmakuvien esikäsittely	3200	656
Ilmakuvien luokittelu	-	1060
Kustannukset yhteensä	35646	15268

5.6.2 Ilmakuvatulkinta

Numeerisen ilmakuvatulkinnan työvaiheet käsittävät ilmakehävaiheiden suunnittelun ja tilaukset, maastotöiden suunnittelun ja toteuttamisen, maastoaineiston tallennuksen ja ilmakuvien esikäsittelyn sekä ilmakuvien luokittelun eli tulkinnan (taulukko 16). Suunnittelu- ja valmistelutyön kustannukset koostuvat kuvausten suunnittelutyöstä ja tilaamisesta sekä maastotöiden suunnittelusta (arvioitu 2 h/järvi). Lisäksi kustannustekijä sisältää tarvittavan GPS-laitteen vuokran (500 •) ja yhden ilmakuvien käsittelyohjelman (Erdas Imagine) hinnan (yhden lisenssin hankintahinta 2100 •). Maastotyöt puolestaan sisältävät varsinaisten kenttätöiden (arvioitu tarvittava työaika matkoineen 1 htp/järvi) lisäksi matkakustannukset, jotka on laskettu samalla tavalla kuin maastoaineistoissa. Lisäksi maastotyö sisältää varsinaisen ilmakehävaiheiden hinnan (kuvaukset sekä tarvittava digitaalinen aineisto ja pintakopiot). Ilmakuvien esikäsittelyvaiheisiin (keskimäärin 3 tuntia 20 minuuttia/järvi) ja luokitteluun (keskimäärin 5 tuntia 20 minuuttia /järvi) kulunut aika on laskettu keskiarvona vuonna 2002 käytetyistä työajoista. GPS-laitteen vuokrahinta, ilmakuvien käsittelyohjelman hankintahinta sekä ilmakehävaiheiden hinta ei sisällä arvonlisäveroa. Ilmakehävaiheiden kokonaiskustannukset vuonna 2002 olivat noin 15 300 euroa (taulukko 16) eli keskimäärin noin 1 530 euroa järveä kohden. Ilmakehävaiheiden raportointi ei ole arvioissa mukana.

Numeerisen ja visuaalisen tulkintamenetelmän vertailu osoitti, että Onkiveden kaltaisen rehevän järven ilmakehävaiheiden esikäsittely ja tulkinta on visuaalisella menetelmällä 3,5 kertaa hitaampaa kuin numeerisella menetelmällä. Maastotöiden osalta aikaero ei ole yhtä huomattava visuaalisen tulkintamenetelmän maastotöiden vaatiman ajan ollessa 1,5 kertaa numeerista pidempi (Valta-Hulkkonen ym. 2003d). Karun Suomunjärven kohdalla ilmakehävaiheiden esikäsittelyyn ja tulkintaan kului suurinpiirtein sama aika molemmilla tulkintamenetelmillä. Tämä osoittaa, että rehevillä järvillä numeerinen tulkintamenetelmä on visuaalista ajallisesti tehokkaampi, mutta karuilla järvillä aikaero tulkintamenetelmien välillä tasoittuu.

Tulosten tarkastelu

6.1. Maastomenetelmien tuottama aineisto

Maastomenetelmien vertailu

Maastomenetelmien vertailussa on päädytty päävyöhykelinjaan. Sen hyvinä puolina on tarkkoihin paikkatietoihin perustuva toistettavuus, tiedot kasvillisuuden vyöhykkeisyydestä, syvyystiedot sekä kohtuullisen vertailukelpoiset lajien runsausarviot. Heikkoutena on tutkittavan pinta-alan pienuus verrattuna aluekartoitukseen ja siten myös harvinaisten ja niukkojen lajien havaitsematta jääminen.

Aluekartoitusmenetelmällä saadaan nopeasti kattava lajilista ja karkeat lajien runsausarviot. Seurantojen kannalta olennaisten tarkkojen paikka- ja syvyystietojen puuttuminen vähentää menetelmän herkkyyttä havaita paikallisia muutoksia. Valtalajeina kasvavien ilmaversoisten ja kelluslehtisten runsausmuutosten osalta luotettavampaan ja kattavampaan tulokseen päästään ilmakuvauksen avulla. Uposkasvien osalta aluekartoitusmenetelmä on epätarkka. Yleisimmät lajit todennäköisesti löydetään, mutta runsausarvioissa virhemarginaalit voivat olla huomattavan suuret havaintojen satunnaisuuden ja tutkittavan pinta-alan suuruuden takia.

Vesipuitedirektiivin mukaisissa seurannoissa pitää kiinnittää erityisesti huomiota niiden järvien toiminnalliseen seurantaan, joiden ekologinen tila todetaan tyydyttäväksi tai sitä huonommaksi. Näissä tapauksissa tulisi käyttää linjamenetelmää, jotta ajallinen muutos pystyttäisiin luotettavasti todentamaan. Näin ollen linjamenetelmää olisi syytä käyttää myös peruseurannan vertailujärvien tutkimisessa, ettei päädytä erilaisesta maastotyömenetelmästä johtuvaan virhetulkintaan ekologisessa tilanmäärittelyssä.

Päävyöhykelinjan tuottaman tiedon luotettavuus

Havaittuun **lajikoostumukseen** vaikuttavia tekijöitä ovat linjojen sijainti ja linjamäärä, hankalien taksonomisten ryhmien lajinmääritykset sekä menetelmän havaintotarkkuus.

Linjojen sijainnin määrittäminen pohjautui Jensénin (1977) periaatteeseen: linjojen tasainen jakautuminen ympäri järveä antaa hyvän kuvan koko järven tilasta sekä yleisistä ja runsaista vesikasviyhteisöistä. Menettelyllä saavutetaan kohtuullinen satunnaisuus suhteessa järven koko vesikasviyhteisön kuvaamiseen ja paikakavalinnan objektiivisuus verrattuna pelkästään maastossa tapahtuvaan valintaan. Huonona puolena on rantatyyppin huomiotta jättäminen. Rannan avoimuus ja pohjanlaatu vaikuttavat vesikasvillisuuden koostumukseen ja runsauteen (esim. Weisner 1989, Coops ym. 1991, Hellsten 2001). Rantatyyppin huomioiminen puolestaan lisäisi paikakavalinnan työläisyyttä huomattavasti.

Linjojen lukumäärä on keskeisin havaittuun lajimäärään vaikuttava tekijä. Syysjärvellä ja Väärällä tehtyjen selvitysten perusteella 10 - 17 linjalla havaitaan 80 % kaikista vesikasvilajeista. Tutkimusjärvet ovat kooltaan pieniä, mutta lajistoltaan monipuolisia. Voidaan olettaa, että tulokset on yleistettävissä suurempiinkin järviin. Tyypikohtaisten tulosten perusteella päädytään suunnilleen samaan johtopäätökseen: saman tyyppin järvet eroavat havaitun lajimäärän perusteella toisistaan noin 15 linjan tutkimisen avulla, mikäli eroa lajimäärässä on. Tyypittelyehdotuksen mukaisesti pieniin alle 5 km² järviin voisi siten riittää 10-20 linjaa arvioitaessa ja seurattaessa järvien ekologista tilaa. Yleisimpien lajien runsaussuhteista tällä linjamäärällä saataisiin kohtuullisen edustava otos. Toisaalta 10 linjaa on pidettävä minimimääränä, jotta saadaan tilastollisesti vertailukelpoista aineistoa.

VPD:n näkökulmasta voisi olla järkevää vakioida järveä kohti tutkittava linjamäärä tyypittelyehdotuksen mukaisesti kokoluokkiin. Pienissä alle 5 km² järvissä linjamäärä voisi olla 15 ja keskikokoisissa 5-40 km² järvissä 25 linjaa. Suuret järvet (yli 40 km²) joudutaan usein jakamaan tutkimuksissa osa-alueisiin, jolloin niissä voitaisiin käyttää em. jakoa. Olennaista linjamäärän valinnassa on, että niistä saatava tieto lajikoostumuksesta ja runsaussuhteista riittää erottamaan vertailujärvet kuormitetuista. Toisaalta tilastollista käsittelyä ajatellen linjamäärän vakioiminen on tarpeellista.

Linjojen lisäksi seurannassa voitaisiin tehdä aluekartoitusta, jotta saataisiin mahdollisimman kattava otos lajikoostumuksesta. Tutkittava alue voisi olla esim. 500 metrin pituinen ja sen tutkimiseen käytettävä aika 40 minuuttia (vaikeasti tunnistettavista lajeista otetaan näytteet, eikä aikaa käytetä määrittämiseen). Alue soudettaisiin läpi edestakaisin siten, että ensimmäisellä kerralla havainnoitaisiin matalan veden alue (alle 1 m, kovilla pohjilla toinen maastohavainnoija voisi kahlata rannassa ja toinen soutaa) ja toisella kerralla syvän veden alue (lähinnä uposkasvit). Alueelta tehtäisiin vain lajiluettelo. Pienillä alle 5 km² järvillä tutkittavien alueiden määrä voisi olla 2 ja keskikokoisilla 4. Näin saataisiin nopeasti lisätietoa tyyppille ominaisten taksonien esiintymisestä.

Päävyöhykelinjojen lajiaineistoa tukevaa tietoa ovat osa-alueiden pituus- ja syvyytiedot sekä pohjanlaatumat havainnot. Osa-alueiden pituustiedot perustuvat GPS-aineistoon ja maastomittauksiin. Maastossa mitattuihin GPS-koordinaatteihin tehtiin jälkikäteen differentiaalikorjaus, jolloin tarkkuuden pitäisi olla noin 2 m. Lyhyiden osa-alueiden (pituus alle 10 m) maastomittausten perusteella GPS-mittausten virhe oli 0-4 metriä. Virhe oli yleinen linjan alkupään puolipeitteisissä (puiden varjostus) mittauspisteissä. Pitkien osa-alueiden mittausta narulla on maastossa jokseenkin työlästä, joten GPS-laitteen käyttö on perusteltua ajankäytön ja mittaus-tarkkuuden puolesta. Syvyytietojen tarkkuus on noin ± 5 cm pohjanlaadusta riippuen. Syvässä vedessä virhe voi olla 10 cm. Syvyytietoja voidaan hyödyntää mm. vyöhykkeisyyden muutoksia seurattaessa, valtalajien esiintymissyvyyksien määrittämisessä ja tutkimusjärvien välisissä vertailuissa. Syvyytietoja on käytetty erityisen runsaasti esimerkiksi säännöstelyn aiheuttamia muutoksia arvioitaessa. Päävyöhykelinjamenetelmän kehittämiseksi olisi myös mietittävä kuinka paljon vyöhykkeitä tulisi ottaa erillistarkasteluun ja olisiko syytä ulottaa vyöhykkeiden syvyyssrajat limittäin, jolloin niissä tapahtuvia muutoksia olisi parempi seurata.

Tässä selvityksessä ei testattu sitä, miten hyvin päävyöhykelinjat saataisiin kohdennettua uudelleen samaan paikkaan esimerkiksi seuraavana vuonna. Uudelleen sijoittamisen tarkkuutta kuvaa kuitenkin edellä mainitun GPS-laitteen tarkkuus. Linjan alkupiste voidaan kohdentaa tietyissä tapauksissa myös maastolomakkeeseen kirjattujen tarkkojen kiintopistemerkintöjen avulla. Toisaalta linjojen riittävän suuren määrän voi ajatella korvaavan uudelleen sijoittamisen aiheuttamaa vaihtelua.

Lajinmäärittysten kannalta hankalat taksonomiset ryhmät (esim. *Sparganium* spp., *Callitriche* spp., *Bryophyta*, *Characeae*) joudutaan epävarmuuden takia monesti yhdistämään lajitasoa laajempiin ryhmiin. Tämä heikentää tulosten erottelevuutta ja tyyppille ominaisten lajien löytymistä.

Vesikasvillisuuden **runsaussuhteita** kuvaavien muuttujien (keskimääräinen peittävyys, kasvillisuusindeksi, lajien peittämät pinta-alat suhteessa tutkittuun pinta-alaan) luotettavuuteen vaikuttavat edellisessä luvussa mainittujen tekijöiden lisäksi yleisyys- ja peittävyysarvioiden tarkkuus. Tuloksia tulkittaessa on otettava huomioon subjektiivisuudesta johtuva vaihtelu, jota on selvitetty yleisyys- ja peittävyysarviointikokeilla.

Yleisyyden arvioinnissa oli suuria, yli 20 %:n, eroja eri henkilöiden tekemien arvioiden välillä noin joka kymmenennessä tapauksessa. Sillä perusteella yli 20 % suuremmat erot voitaisiin saman linjan jatkoseurannoissa todennäköisesti tulkita todellisiksi eroiksi lukuun ottamatta syvällä esiintyviä uposkasveja. Koska suurimmat erot arvioiden välillä olivat arviointiasteikon osassa 20-100 %, niin yli 10 %:n erot asteikon alapäässä (0-20 %) voitaisiin jatkoseurannoissa todennäköisesti tulkita todellisiksi eroiksi.

Peittävyuden arvioinnissa jo yli 10 %:n erot näyttäisivät olevan melko harvinaisia. Siten yli 10 % erot arvioiden välillä voitaisiin tulkita todellisiksi kasvillisuuden peittävyuden muutoksiksi. Peittävyysarviot olivat kuitenkin absoluuttisina lukuina keskimäärin selvästi pienempiä kuin yleisyysarviot.

Päävyöhykelinjan havaintotarkkuus on varsin hyvä. Siinä läpikäytävä tutkimusalue on riittävän pieni järjestelmälliseen havainnointiin ja toisaalta niin suuri, että paikallisesta vesikasvilajistosta saa kohtuullisen kattavan otoksen. Poikkeuksena ovat tutkimusalueet, joilla kasvaa uposkasveja vesikiikarin näkösyvyyden ulottumattomissa. Haraussyvyyksistä saadut havainnot ovat satunnaisia ja suuntaantavia etenkin runsausarvioiden osalta.

Päävyöhykelinjan ehkä suurin heikkous on haravalla ja haralla saatujen uposkasvien yleisyys- ja peittävyysarvioiden karkeus. Sukellus olisi tarkka menetelmä syvien alueiden tutkimisessa (Virola 2001), mutta sen kustannukset ovat kuitenkin liian suuret VPD:n mukaista perusseurantaa ja toiminnallista seurantaa ajatellen. Sukeltaminen voi olla perusteltua tutkinnallisessa seurannassa tai kohteissa, joissa ko. järviympäristölle ominaisen vesikasvillisuuden luotettava selvittäminen sitä vaatii (esim. Puruvesi).

Tulevaisuudessa on tutkittava sukellukselle vaihtoehtoisten menetelmien soveltuvuutta ja kustannuksia vesikasviseurannoissa. Pohjois-Savon ympäristökeskukseen hankitun vedenalaisen kameran toimivuutta uposkasvien tutkimisessa tullaan selvittämään kesällä 2003. Irlantilaisilla on lupaavia kokemuksia vedenalaisen kameran käytöstä vesikasvitutkimuksissa (suullinen tieto: Peter Hale, Principal Biologist, Environment and Heritage Service). Vedenalaista kuvausta on käytetty menestyksellisesti esimerkiksi säännöstelyjärvien seurannassa Norjassa (Rørslett ym. 1978). Suomessa vedenalaista videointia on käytetty aikaisemmin esimerkiksi Inarijärven kasvillisuusselvityksissä, mutta kokemukset eivät olleet lupaavia lajien tunnistamiseen liittyvien ongelmien takia (Hellsten ym. 1997). Peittävyysarvioinnissa menetelmä antaa ainakin kirkkaissa vesissä hyviä tuloksia.

Toinen näkökulma tarkastelussa on arvioida yleisyys- ja peittävyysarvioiden sisältämän vaihtelun vaikutusta koko järven tulokseen. Varianssianalyysin perusteella eri henkilöiden välissä arvioissa ei ole systemaattista eroa. Toisin sanoen eri henkilöt eivät järjestelmällisesti tehneet toisia pienempiä tai suurempia arvioita. Voidaan siis olettaa erojen mahdollisesti kompensoituvan isossa aineistossa, jos lajikohtaiset arviot keskimäärin eri henkilöiden välillä ovat samaa suuruusluokkaa. Arviointierojen aiheuttama virhe saattaa kokonaisuuden kannalta jäädä pieneksi, vaikka yksittäisissä havaintojen vertailussa virhetoleranssi on huomioitava. Asia vaatii kuitenkin vielä lisäselvitystä, kuten arviointierojen suuruuden selvittämistä tiettyjen tila-arvioinnissa tärkeiden taksonien kohdalla.

6.2 Ilmakuvatulkinta

Ilmakuvatulkinnalla pystytään tuottamaan alueellista, paikkatarkkaa tietoa vesikasvillisuudesta, mikä mahdollistaa vesikasvillisuuden alueellisen ja ajallisen muutoksen tarkastelun (mm. Jensen ym. 1995). Ilmakuvatulkintaan pohjautuvia vesikasvillisuusluokituksia voidaan tarkastella yhdessä muun paikkaan sidotun aineiston kanssa (mm. Welch ja Remillard 1988). Numeerisen tulkintamenetelmän tuottama rasteriaineisto tarjoaa erityisiä sovellusmahdollisuuksia visuaalisen tulkintamenetelmän vektorialueeseen verrattuna. Tästä ovat esimerkkeinä mm. rasteriaineistojen avulla tehdyt vesikasvillisuuden biomassa-arviot (Zhang 1988, Armstrong 1993;) ja kasvillisuuden sijainnin mallintaminen sijaintia määräävien tekijöiden avulla (Jensen ym. 1992; Narumalani ym.1997). Tässä tutkimuksessa ilmakuvatulkinnan avulla tuotetun vesikasvillisuusluokitusaineiston sovellusmahdollisuuksia kokeiltiin lähinnä Luupuvedellä, missä tutkittiin vesikasvillisuuden ajallista muutosta ja alueellista vaihtelua (Valta-Hulkkonen ym. 2003c). Tulkinnan apuna käytettiin tutkimusta varten luotua muuta rasterimuotoista aineistoa (syvyys ja tuulenpyyhkäisemä ala).

Kaikille tutkimusjärville määritettiin kasvillisuuden kokonaispinta-alat ja kunkin kasvillisuusluokan pinta-alat kuvaamaan vesikasvillisuuden runsaussuhteita. Taksonomisesti visuaalinen tulkinta tuotti numeeriseen tulkintaan verrattuna tarkempaa tietoa vesikasvillisuudesta. Numeeriseen tulkintaan tarvittiin puolestaan vähemmän aikaa litoraalihehtaaria kohden. Taksonomisen tarkkuuden ja ajallisen tehokkuuden optimoimiseksi nämä kaksi luokitusmenetelmää on myös mahdollista yhdistää (Valta-Hulkkonen ym. 2003d).

Ilmakuvatulkinnan suurimmat heikkoudet liittyvät taksonomiseen tarkkuuteen. Vaikka visuaalisella ilmakuvatulkinnalla suuri osa runsaimpina kasvavista vesikasvilajeista saadaan eroteltua omiksi luokikseen, paljon lajikohtaista tietoa "hukkuu" usean taksonin yhdistäviin luokkiin. Ilmakuvatulkinta soveltuu huonosti vedenalaisen tai hyvin harvan kasvillisuuden kartoittamiseen sekä järville, joilla pohjaheijastus on voimakasta ja laajaa. Myös sekakasvustot sekä varjojen peittämät kasvialueet ovat ongelmallisia. Sen sijaan ilmakuvatulkinta soveltuu hyvin ilmaversoisten ja kelluslehtisten kasvien kartoittamiseen (Valta-Hulkkonen ym. 2003d).

Ilmakuva-aineiston hankinnassa suurin epävarmuus liittyy sopivaan kuvaussäähän. Maastoaineiston keräämisessä erityistä huomiota tulee kiinnittää havaintoalueiden tarkkaan paikantamiseen (DGPS-laitteen huolelliseen käyttöön) ja havaintoalueiden riittävään kokoon ja lukumäärään. Havaintoalueiden tarkkaa lukumäärää on vaikea määrittää ennen kenttätöitä johtuen vesikasvillisuuden suuresta vaihtelusta (taksonomia, tiheys, runsausuhteet jne.) eri järvien välillä. Oleellista on kerätä havaintoja kustakin tärkeimmästä kasvustotyypistä, eri tiheyden omaavista kasvustoista ja huolehtia siitä, että kerätyn aineiston alueellinen kattavuus on hyvä. Tulosten mukaan tähän asti käytetty havaintoalueiden koko (vähintään 3 x 3 m) ja määrä (vähintään 5 havaintoaluetta/kasvillisuustyyppi) ei ole vielä riittävä. Havaintoalueen kokoa voisi kasvattaa 25 m²:iin sekä havaintoalueiden määrää lisätä, koska osa havaintoalueista jää usein hyödyntämättä luokituksessa ja tulkinnan tarkkuuden arvioinnissa johtuen tukialueita peittävästä puiden varjoista, vaikeudesta kohdistaa tukialueita ilmakuvalle jne. Lisäksi tärkeäksi on osoittautunut, että henkilö, joka suorittaa vesikasvillisuuden luokittelun ilmakuvilta, on itse mukana myös kenttätöissä. Kuvien käsittely olisi myös syytä toteuttaa mahdollisimman pian kenttätöiden jälkeen. Huolellisesti toteutettuna ilmakuva-aineiston hankinta, kenttätöet ja ilmakuvien käsittelyvaihe voidaan tehdä hyvinkin standardeitusti. Tosin asiantuntijanäkemyistä tarvitaan maastoaineistoa kerätessä (havaintoalueiden riittävä määrä ja laatu) sekä kasvillisuuden luokitusvaiheessa.

6.3 Kohdejärvien ryhmittäminen tyyppeihin

Kohdejärvien tyypittelytestaus tehtiin, koska VPD:n mukaan pintavesien erottelu tyyppeihin tulee olla sellainen, että tyyppille ominaiset biologiset vertailuolot voidaan määritellä luotettavasti. Esimerkiksi järvityypin pitäisi siis osaltaan heijastaa vertailujärvien vesikasvillisuuden luontaista vaihtelua. Jako tyyppeihin on kuitenkin monimutkaista, koska tyyppin tulisi täyttää usean biologisen laatutekijän vaatimukset. Lisäksi vaikeutena voi olla vertailuolosten määrittäminen (esim. vertailupaikkojen vähyys) ja/tai biologisten laatutekijöiden suuri luontainen hajonta vertailuoloissa.

Kohdejärvien vesikasvien lajiston perusteella järvityypit näyttäisivät erottuvan varsin hyvin (kuva 16). Testauksen heikkoutena on kuitenkin järvien vähäisyys, erityisesti vertailujärvien niukkuus. Luotettava tyypittelytestaus tehtäisiinkin pelkästään vertailujärvien aineistoilla. Tästä syystä tyyppille ominaisten vertailujärvien välisestä luonnollisesta vaihtelusta on testauksessa käytetyn aineiston perusteella hyvin hankalaa tehdä johtopäätöksiä. Toisaalta kohtalaisen humuspitoiset (tyyppi 6) ja runsashumuksiset järvet (tyyppi 9) näyttävät erottuvan suurista vähähumuksista järvistä (tyyppi 5). Tämä tulos siis tukisi tyypittelyä veden humuspitoisuuden mukaan ja osaltaan myös tyypittelyä koon mukaan. Lisäksi tulosten tulkinnassa pitäisi huomioida, että kohdejärvien maantieteellinen sijainti voi myös ratkaisevasti vaikuttaa järvien ryhmittämiseen.

Vesikasvien linjafrekvenssien huono erottelevuus tyypittelytestauksessa johtuu etenkin luonnollisesta vaihtelusta ja itse linjamäärän vaikutuksesta. Toisaalta esimerkiksi luonnostaan rehevät järvet ryhmittyvät linjafrekvenssien avulla paremmin. Erityisesti vertailukohde Lika-Pyöree ryhmittyy lähemmäs muita luontaisesti reheviä järviä linjafrekvenssiä käyttäen kuin pelkkää taksonikoostumusta käyttäen.

Luultavasti kohdejärvien linjamäärillä saadaan vesikasvien lajikoostumuksista kohtuulliset otokset, mutta runsaussuhteista (muuttujana tässä tapauksessa linjafrekvenssi) tyypittelyä ajatellen mahdollisesti liian satunnainen otos. Joka tapauksessa aineisto on pieni luotettavien tulkintojen tekemiseen.

6.4 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi

Ekologisen tilan arviointia lähestyttiin soveltamalla REFCOND-työryhmän (Wallin ym. 2002) vesikasveja koskevaa ohjeistoa vertailuolosuhteiden määrittämisestä ja ekologisen tilan luokkarajojen määrittämisestä. Vaikka lopputulokseksi pyrittiinkin antamaan arvio vuoden 2002 kuormitettujen kohdejärvien ekologisesta tilasta, oli testausten pääasiallinen tarkoitus kokeilla erilaisten muuttujien ja menetelmien soveltuvuutta ekologiseen tila-arviointiin. Ekologiset tila-arviot ovat siten vain suuntaa-antavia.

Luonnostaan rehevä, maa- ja metsätalouden kuormittama Niemisjärvi poikkesi vesikasvilajistoltaan ja niiden runsaussuhteiltaan sekä kasvittumisasteeltaan selvästi vertailujärvi Lika-Pyöreestä. Niemisjärven ekologinen tila on näiden muuttujien perusteella tyydyttävä tai mahdollisesti alhaisempikin. Yksi heikkous tarkastelussa on Lika-Pyöreen luontaisen järvityypin määrittelyn vaikeus. Lika-Pyöree voi kuulua pieneen, runsashumuksiseen järvityypin, jolloin se olisi tyyppin rehevä muunnos. Tätä näkökantaa tukee Lika-Pyöreen sijoittuminen tyypittelytestauksessa

lajiesiintymien perusteella Tiilikan ja Mujejärven lähelle. Lisäksi turvemaan osuus Lika-Pyöreen valuma-alueesta on suuri. Kuitenkin lajien runsauden perusteella Lika-Pyöree muistuttaa enemmän luontaisesti rehevää järveä kuin humusjärveä. Käytännössä luonnostaan rehevälle järvityypille olikin hyvin vaikea löytää edes yhtä vertailujärveä, koska luontaisesti rehevällä maaperällä sijaitsevien järvien valuma-alueiden maankäyttö on lähes poikkeuksetta maatalousvaltaista.

Pienet, vähähumuksiset ja hajakuormitteiset Keihäsjärvi ja Alimmainen poikkesivat vesikasvilajistoltaan ja niiden runsaussuhteilta sekä kasvillisuuden runsastumiskehitykseltään selvästi Suuri-Vahvasesta. Keskimäinen oli vesikasvilajistoltaan ja niiden runsaussuhteilta paremmassa kunnossa kuin Keihäsjärvi ja Alimmainen. Tarkastelu perustuu arvioon, että kyseisen järvet kuuluvat samaan luontaiseen järvityyppiin ja tarkastelun epävarmuutta lisää kuormitettujen järvien luontaisen järvityypin määrittelyn vaikeus.

Maastoaineistosta pystyttiin vertailujärvien hajontaa arvioimaan Sylkyn ja Suuri-Vahvasen välillä vesikasvien lajikoostumuksen ja linjafrekvenssien osalta. Vertailujärvien erilaisuus olikin yllättävän suuri, jolloin Keihäsjärven, Keskimäisen ja Alimmaisen ekologiset laatusuhteetkin olivat em. muuttujien osalta korkeat. On kuitenkin ilmeistä, että tämä tarkastelu tuottaa virhetulkinnan ekologisen tilan arviossa todellista paremmaksi. Tässä tapauksessa siis Sylkyn ja Suuri-Vahvasen luonnollinen vaihtelu ainakin lajikoostumuksen osalta on niin suuri, että vertailu ei näyttäisi toimivan. Toinen vertailun virhelähde on, että Sylkyllä käytetyt menetelmät poikkesivat vuoden 2002 menetelmistä. Koska Sylkyllä tehtiin vuonna 2001 vain 4 päävyöhykelinjaa, jouduttiin laji- ja linjafrekvenssitieto keräämään muidenkin linjamenetelmien tiedoista, jotta saataisiin Sylkyn aineistomäärä samalle tasolle kuin Suuri-Vahvasen.

Puunjalostusteollisuuden kuormittaman Etelä-Saimaan ekologinen tila on vesikasvien taksonikoostumuksen perusteella parantunut selvästi vuodesta 1959 vuoteen 2002 (kuva 21). Kaukaan tehtaan lähivaikutusalueenkin (alue A1) lajiston ekologinen laatusuhde on melko korkea ja noussut selvästi viimeisen kymmenen vuoden aikana. Syynä muutokseen on ennen kaikkea keväällä 1992 käyntiin lähtenyt Kaukaan tehtaan biologinen jätevedenpuhdistamo. Vedenlaadun kohe-neminen näkyy myös kokonaisfosforipitoisuuksien ja väriarvojen pienenemisenä tehtaan lähivesillä (Saukkonen 2000). Runsausmuuttujien perusteella ei voitu tehdä vastaavaa ajallista muutostarkastelua. Tuloksista käy kuitenkin ilmi, että runsausmuuttujat antavat samanlaisen alueiden välisen muutossuunnan kuin lajisto-tarkastelu. Runsausmuuttujien mukaan lähivaikutusalueen tila näyttää olevan varsin selvästi huonompi kuin etävaikutusalueen (taulukko 14).

Keskikokoisen, kohtalaisen humuspitoisen ja metsätalouden kuormittaman Kuohattijärven ekologinen tila on vesikasvien lajikoostumukseen, linjafrekvenssiin ja kasvillisuusindeksiin perustuvan tarkastelun mukaan todennäköisesti hyvä. Ilmakuvatulkinnan tulosten mukaan Kuohattijärven kasvittumisaste on peräti pienempi kuin vertailujärvi Suomunjärven kasvittumisaste (kuva 31). Tulosta tulkitta-essa on kuitenkin huomioitava, että voimakas pohjaheijastus vaikeutti Suomunjärven luokittumista heikentäen luokitustarkkuutta. Maastohavaintojen perusteella Suomunjärvellä vallitsevat erittäin harvat ilmaversoiskasvustot, joten ilmakuvatulkinnan tuottamaan korkeaan kasvittumisasteen arvoon on syytä suhtautua kriittisesti. Toisena vaikuttavana tekijänä tulokseen on, että Kuohattijärvi poikkeaa morfologialtaan Suomunjärvestä. Kuohattijärvellä on suhteellisen paljon lähes kasvi-tonta, tuulelle altista kivikkorantaa. Lisäksi Kuohattijärvellä on kokonaisrantaviiva suhteessa pinta-alaan vain alle puolet Suomunjärven vastaavasta (kokonais-rantaviiva km/ pinta-ala km²: Kuohattijärvi 2,70 ja Suomunjärvi 5,55). Kuohattijärvi on siten ”avoimempi” kuin muodoltaan rikkonainen Suomunjärvi.

Mikäli kasvittumisastetta käytettäisiin ekologisen tilan arviointiin pitkäaikais-seurannoissa, tulisi kasvillisuuden tiheys ottaa huomioon ilmakuvatulkinnassa tässä raportissa esitettyä tarkemmin. Ilmakuvatulkinnan osalta tulisi jatkossa selvittää myös subjektiivisuuden vaikutusta kasvillisuuden luokittumiseen. Lisäksi tarkkojen satelliittikuvien soveltuvuutta vesikasvillisuuden seurantaan tulisi tutkia. Koska numeerisen tulkintamenetelmän ohjattu luokitus ei erotellut vedenalaista kasvillisuutta riittävän standardinomaisesti, menetelmäkehittelyä tulee suunnata parempaan vedenalaisen kasvillisuuden havaitsemiseen.

Yksi varsin mielenkiintoinen maastohavainto oli, että kummallakin järvellä yleisen ja melko runsaan tummalahnanruohon suurin esiintymissyvyys oli Kuohattijärvellä keskimäärin 20 cm pienempi kuin Suomunjärvellä. Kuitenkin näkösyvyyden maastomittausten perusteella Kuohattijärven näkösyvyys oli jonkin verran parempi kuin Suomunjärvellä. Eroa saattaisi selittää Kuohattijärven kohdistunut kiintoainekuormitus. Kiintoaineen sedimentoituminen pohjalle on siis voinut pienentää tummalahnanruohon esiintymisaluetta.

Pienen, runsashumuksisen ja metsätalouden kuormittaman Mujejärven ekologinen laatusuhde on vesikasvien lajikoostumukseen ja runsausmuuttujiin perustuvan tarkastelun mukaan varsin korkea. Ilmakuvatulkinnan perusteella Mujejärvi erosi vertailujärvestä litoraalin kasvittumisasteen ollessa korkeampi. Pohjalehtisten runsaustarkastelun perusteella Mujejärven ekologinen tila näyttäisi olevan heikentynyt. Mujejärvellä tehtyjen yleisten vesikasvillisuuden maastohavaintojen perusteella järven ekologinen tila arvioitiin hyväksi.

Yleisesti oligotrofiaa ilmaisevien pohjalehtisten vähentymistä voidaan pitää melko selkeänä merkinä ekologisen tilan heikkenemisestä. Tummalahnanruoho pystyy kuitenkin kestävänsä melko voimakastakin rehevöitymistä, koska se voi lisätä verson klorofyllipitoisuutta valoilmaston heiketessä tai vastaavasti lisätä verson pituutta sedimentaation kasvaessa (kts. Sand-Jensen 1978, Kansanen ja Niemi 1974).

6.5 Ekologisen tilan arvioinnin luotettavuus ja soveltuvuus eri kuormitustilanteisiin

Järven ekologisen tilan arviointiin liittyy monia epävarmuustekijöitä. Kohdejärven lajikoostumuksen mukaan laskettuun Jaccardin samankaltaisuusindeksiin vaikuttaa herkästi suhteellisen pienen lajimäärän takia etenkin lajinmääritysvirheet ja -puutteet, esim. määrittäminen vain sukutasolle. Lisäksi joitain lajeja on saattanut jäädä havaitsematta. Kesällä 2002 järveä kohti käytetty työmäärä oli kuitenkin todennäköisesti suurempi kuin mihin tulevissa seurannoissa on resursseja.

Maastoaineistojen runsausmuuttujien perusteella laskettujen samankaltaisuusindeksien antamien tulosten luotettavuuteen liittyy lajinmääritysvirheiden lisäksi ennen kaikkea subjektiiviset yleisyys- ja peittävyysarviot. Toinen ratkaiseva tekijä on järven tutkitun pinta-alan pienuus suhteessa järven koko vesikasviyhteisön pinta-alaan. Ilmaversoisten ja kelluslehtisten osalta ilmakuvatulkinnalla pystytäänkin saamaan luotettavampi elomuotoihin pohjautuva tulos kuin maastomenetelmillä.

Runsausmuuttujien erottelevuus toisiinsa nähden voi olla hyvinkin erilainen. Linjafrekvenssi on luotettava, mutta karkeasti erotteleva muuttuja. Siihen ei liity subjektiivista arviointia, mutta sen luotettavuus on sidoksissa linjamäärään. Alle kymmenen linjan aineistossa sen erottelevuus voi olla heikko. Keskimääräinen peittävyys voi olla tietyissä tapauksissa sopiva muuttuja ilmentämään rehevöitymistä. Sen tulkintaa vaikeuttaa kuitenkin peittävyysarvioiden subjektiivisuus.

Pituusfrekvenssin ja pinta-alapeittävyyden etuna muihin runsausmuuttujiin on, että ne huomioivat tutkitun alueen suuruuden suhteessa vesikasvien esiintymisiin. Niiden heikkoutena ovat puolestaan subjektiiviset yleisyys- ja peittävyysarvot sekä linjojen pituusmittausten epätarkkuudet. Kasvillisuusindeksin vahvuutena on aikaisempi käyttö vesikasvillisuustutkimuksissa, varsin yksinkertainen laskutapa ja lisäksi kasvillisuusindeksin on todettu elomuodoittain laskettuna kasvaneen Pirkanmaan pienvesissä eutrofian lisääntyessä (Ilmavirta ja Toivonen 1986). Huonona puolena on tuloksien luokka-asteikollisuudesta mahdollisesti aiheutuva erottelevuuden heikkeneminen ja linjamenetelmän osalta tutkitun pinta-alatiedon huomiotta jättäminen.

Numeerisesta ilmakuvatulkinta-aineistosta tuotettu litoraalin kasvittumisaste ekologisen tilan, erityisesti kasvillisuuden runsauden ja haitallisen lisääntymisen, mittarina tuottaa loogisia tuloksia suhteessa järvien nykyiseen vedenlaadun perusteella arvioituun tilaan (kuvat 29 ja 30). Ilmakuvatulkinnan avulla pystytään tuottamaan tietoa nimenomaan ranta-alueen umpeenkasvua aiheuttavista ilmaversoisesta ja kelluslehtisestä kasvillisuudesta. Toisaalta myös vedenpinnan vaihtelulla on suuri merkitys ilmaversoisen ja kelluslehtisen kasvillisuuden runsauteen. Esimerkiksi loivarantaisissa järvissä, kuten Säskylän Pyhäjärvässä, voi ko. kasvillisuuden runsaus muuttua erittäin nopeasti esimerkiksi kuivien kesien aiheuttamien matalien vedenkorkeuksien perusteella ilman mitään suurempaa muutosta kuormituksessa (Marttunen ym. 2000). Litoraalin kasvittumisastetta voitaisiin kuitenkin mahdollisesti käyttää yleisen rehevöitymisasteen biologisena mittarina ja erityisesti mittaamaan VPD:n määrittelemää vesikasvillisuuden 'haitallista runsastumista'. Erittäin rehevissä järvissä tosin kasvillisuus voi myös vähentyä voimakkaan rehevöitymisen seurauksena ja kasvittumisaste olla alhainen.

Vesikasvien perusteella tehdyt ekologisen tilan arvioinnit näyttäisivät toimivan erilaisissa kuormitustilanteissa lukuun ottamatta ehkä metsätalouden kuormitamia kohdejärviä. Tosin perustelut näkökannalle pohjautuvat ainoastaan maastohavaintoihin perustuviin asiantuntija-arvioihin sekä käytettävissä oleviin tietoihin kohdejärvien vedenlaadusta ja kuormitushistoriasta. Metsätalouden kuormittamissa kohdejärvissä ainoa havaittu ero referenssijärviin verrattuna oli pohjalehtisen kasvillisuuden esiintymisessä: Mujejärvellä ko. kasvillisuus oli niukempaa kuin vertailujärvi Tiilikalla ja Kuohattijärvellä vyöhykkeen kasvusyvyys oli muuttunut Suomunjärveen verrattuna. Muut testatut vesikasvillisuusmuuttujat eivät erottaneet kuormitettuja järviä selkeästi vertailujärvistä.

Aineiston perusteella ehkäpä vakuuttavimpana tuloksena samankaltaisuusindeksin soveltuvuudesta ekologiseen tila-arviointiin saatiin Etelä-Saimaalta. Toisaalta tarkastelun luotettavuutta heikentää se, että vertailuolot on määritetty vain Läntisen Pien-Saimaan suhteen. Tosin alue on suuri ja havaintopisteiden paikat ovat vaihdelleet eri tutkimusvuosina, jolloin eri vuosien otoksien välinen riippuvuus ei ole kovin suuri.

Samankaltaisuusindeksien käyttöön laajan järvijoukon mittakaavassa liittyvä heikkous on, että se pystytään laskemaan vain yhdelle vertailuparille kerrallaan. Jos siis olisi iso vertailujärvien aineisto, laskettaisiin ensin esimerkiksi lajiston samankaltaisuudet kaikille järvipareille ja niiden avulla odotettu arvo (esimerkiksi keskiarvo tai moodi). Tämän jälkeen jouduttaisiin laskemaan kuormitetulle järvelle ja kullekin vertailujärvelle samankaltaisuudet sekä laskemaan niiden avulla havaittu arvo. Siten olisi tehtävä suuri joukko laskutoimituksia ja lopuksi saatettaisiin havaita, että vaihtelu on liian suurta luotettavaan ekologisen tilan arviointiin. Tästä näkökulmasta tyyppille ominaisiin lajeihin perustuva ekologisen tilan arviointi olisi ainakin yksinkertaisempi ja mahdollisesti luotettavampi tapa kuin samankaltaisuusindeksi. Toisaalta joissakin tapauksissa voi olla vaikeaa määrittää riittävästi tyyppille ominaisia vesikasvilajeja. Tällöin samankaltaisuusindeksi saattaa olla käytökelpoinen.

6.6 Kustannustehokkuus

Maastomenetelmän suurin kustannustekijä on itse maastotöiden palkka- ja päivärahakustannukset. Vuonna 2002 tutkittujen järvien linjamäärät olivat suuria. Tulosten perusteella linjamäärää voitaisiin kuitenkin vähentää tulosten luotettavuuden ja tarkkuuden siitä olennaisesti huonontumatta. Tässä raportissa pienille järville on ehdotettu 15 linjaa ja keskikokoisille 25 linjaa. Lisäksi linjamäärän vähentämistä on ehdotettu korvattavaksi aluekartoituksella: pienille järville 2 aluetta ja keskikokoisille 4 aluetta. Yhden alueen tutkimiseen ehdotettu aika on sama kuin yhden linjan tekemiseen keskimäärin kuluva aika. Mikäli maastotyöryhmän koko pienennettäisiin kahteen henkilöön, työ hidastuisi arviolta 30%.

Jos edellä mainitut ehdotukset otetaan huomioon maastomenetelmien kustannuslaskelmissa, tutkimuskustannukset olisivat vuoden 2002 aineiston perusteella 2 500 euroa järveä kohti (kohteilla keskimäärin 22,5 linjaa ja 2 aluekartoitusaluetta). Kustannukset pienenisivät tässä vaihtoehdossa lähes kolmanneksella. Tuloksen luotettavuus heikkenisi pääasiassa vesikasvien runsaussuhteiden arvion osalta. Tätä puutetta voidaan toisaalta korvata ilmakuvatulkinnan avulla.

Ilmakuva-aineiston hankintakustannuksiin vaikuttavat kuvauskohteiden määrä ja välimatkat, joten tämän hankkeen kuvauksiin verrattuna laaja-alaisimissa ja kuvauskohteiden sijannilta yhtenäisimmissä kuvauksissa yksittäisen järven kuvaushinta olisi edullisempi. Lisäksi ilmakuvien kuvankäsittelyohjelman (Erdas Imagine) käyttökustannukset laskettiin tässä hankintakustannuksena (2 100 euroa) kyseisen kustannuserän lähes puolittuessa päivityskustannuksena (1 600 euroa). Ilmakuva-aineiston kustannuserään kuuluvat pintakopioiden suurennukset (1:10 000) voidaan korvata mittakaavan 1:20 000 pintakopioilla, mikä myös vähentäisi kustannuksia.

7

Yhteenveto

Hankkeessa kokeiltiin ja kehitettiin järvien vesimakrofyyttien kartoittamiseen ja seurantaan soveltuvia maastomenetelmiä sekä numeerista ja visuaalista ilmakuvatulkintaa. Lisäksi arvioitiin käytettyjen menetelmien kustannuksia ja luotettavuutta. Työn taustalla ovat vesipuitedirektiivin vaatimukset vesistöjen biologisten tekijöiden seurantojen järjestämiseksi sekä vesistöjen ekologisen tilan luokitteluksi.

Tutkimuksen kohteena oli 23 järveä Vuoksen vesistöalueelta. Kohdejärvet edustavat Vuoksen vesistöalueelle ominaisia järviyyppejä kokonsa, veden väriarvojen ja rehevyytensä puolesta. Järvien valintaan vaikuttivat muun muassa erilaisten kuormitustekijöiden järviin aiheuttamat paineet.

Maastomenetelmien kokeilussa päädyttiin ehdottamaan päävyöhykelinjan käyttöä vesikasvillisuusseurannoissa. Päävyöhykelinja on 5 m leveä rantaa vasten kohtisuorassa oleva linja, joka jaetaan osa-alueisiin kasvillisuuden vyöhykkeisyyden mukaan. Vyöhykejaon perustana on vesikasvillisuuden perinteinen jaottelu elomuotoihin: ilmaversoiset, kelluslehtiset, uposlehtiset, pohjalehtiset, irtokellujat, irtokeijujat ja vesisammalet. Päävyöhykelinjan avulla saadaan suhteellisen tarkkaa tietoa vesikasvien lajistosta ja niiden runsaussuhteista sekä vyöhykkeisyyden paikka-, syvyys- ja pohjanlaatutietoja. Menetelmällä havaittujen järvikohhtaisten tulosten luotettavuuteen vaikuttavat ennen kaikkea linjamäärä ja eri henkilöiden tekemien yleisyys- ja peittävyysarvioiden erot. Tietyissä tapauksissa päävyöhykelinjalta havaitut uposkasvien runsausarviot olivat karkeasti suuntaa-antavia ja epävarmoja.

Maastomenetelmien tulosten perusteella näyttäisi 15 - 25 linjaa riittävän erottamaan ainakin kohtalaisen kuormitetut järvet vertailujärvistä, jos tutkittavat järvet ovat pieniä tai keskikokoisia. Maastokokein selvitettiin eri henkilöiden tekemien yleisyys- ja peittävyysarvioiden vaihtelun suuruutta, jotta sen aiheuttama virhe voidaan huomioda tulosten tulkinnessa ja mahdollisesti kehittää keinoja arvioerojen pienentämiseksi.

Ilmakuvatulkinta soveltuu hyvin ilmaversoisten ja kelluslehtisten kasvien kartoittamiseen. Kaikille tutkimusjärville määritettiin kasvillisuuden kokonaispinta-ala ja kunkin kasvillisuusluokan pinta-ala kuvaamaan vesikasvillisuuden runsaussuhteita. Numeerisella tulkintamenetelmällä vesikasvillisuus luokitui kasvuston ilmiasun ja tiheyden perusteella lähinnä elomuodoittain. Visuaalisessa luokituksessa vesikasvillisuus ryhmittyi enimmäkseen lajitasolle. Ilmakuvatulkinta soveltuu huonosti vedenalaisen tai hyvin harvan kasvillisuuden kartoittamiseen sekä järville, joilla pohjaheijastus on voimakasta ja laajaa. Taksonomisesti visuaalinen tulkinta tuotti numeeriseen tulkintaan verrattuna tarkempaa tietoa vesikasvillisuudesta. Numeeriseen tulkintaan tarvittiin puolestaan vähemmän aikaa. Taksonomisen tarkkuuden ja ajallisen tehokkuuden optimoimiseksi nämä kaksi luokitusmenetelmää on myös mahdollista yhdistää. Ilmakuvatulkinta soveltuu myös järvien rantavyöhykkeiden kasvittumisasteen ajallisiin ja paikallisiin vertailuihin.

Kohdejärvien ekologista tilaa arvioitiin vesikasvien lajikoostumuksen ja niiden runsaussuhteiden sekä litoraalin kasvittumisasteen ja sen ajallisen muutoksen avulla. Vesikasvien lajikoostumusta vertailtiin kuormitetun järven ja vertailujär-

ven välillä Jaccardin samankaltaisuusindeksin avulla ja runsaussuhteita vastaavasti prosenttisen samankaltaisuuden indeksin avulla. Vertailujärvien vähyyden takia vain osassa tarkasteluista voitiin tiettyjen muuttujien suhteen laskea suuntaa antavat ekologiset laatusuhteet kuormitetuille järville. Litoraalin kasvittumisaste tuottaa, erityisesti kasvillisuuden runsauden ja haitallisen lisääntymisen mittarina, loogisia tuloksia suhteessa järvien nykyiseen, vedenlaadun perusteella arvioituun tilaan.

Maastomenetelmän kustannukset olivat vuonna 2002 järveä kohti noin 3 600 euroa ja ilmakuvatulkinnassa 1 500 euroa. Maastomenetelmien kustannuksia on mahdollista pienentää noin kolmanneksella tulosten luotettavuuden todennäköisesti ratkaisevasti huonontumatta. Myös ilmakuvatulkinnan kustannukset kohdejärveä kohden pienentyisivät, jos ilmakuvauksia tehtäisiin tämän hankkeen kuvauksiin verrattuna laaja-alaisemmin. Ilmakuvatulkinnan etuna onkin kustannustehokkuus ja menetelmän mahdollisuudet tuottaa paikkaan sidottua tietoa vesikasvillisuuden runsaussuhteista sekä vahvat sovellusmahdollisuudet ajallisessa seurannassa. Maastotyöhön pohjautuva vesikasvillisuus seuranta vaatii enemmän resursseja, mutta pystyy tuottamaan selvästi tarkempaa tietoa erityisesti lajistosta ja sen muutoksista.

VPD:n mukaiset vesistöseurannat tulevat edellyttämään kustannustehokkaita ja silti luotettavia menetelmiä erityisesti vesistöjen ekologisen luokittelun osalta. Tämän vuoksi olisikin tulevaisuudessa tärkeää yhdistää maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan vahvuudet tiiviiksi menetelmäkokonaisuudeksi vesikasvillisuus seurantojen tehostamiseksi. Ekologisen tila-arvioinnin kehittämiseksi olisi myös syytä kerätä tietoa vertailujärvien vesikasvillisuudesta toimivan luokitusjärjestelmän luomiseksi.

Kirjallisuus

- Ahmad, S.P. & Deering, D.W. 1992: The role of specular reflectance in surface anisotropy, Proceedings of International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS 92, 26-29 May, Houston, Texas, pp. 514-516.
- Armstrong, R.A. 1993: Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation. *Int. J. Remote Sens.* 14(3):621-627.
- Coops, H., Boeters, R. & Smit, H. 1991: Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. *Aquatic Botany* 41:333-352.
- Doren, R.F., Armentano, T.V., Whiteaker, L.D. & Jones R.D. 1997: Marsh vegetation patterns and soil phosphorus gradients in the Everglades ecosystem. *Aquatic Botany* 56(2): 145-163.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY. Annettu 23.10.2000, yhteisön vesipolitiikan puiteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L327. 72 s.
- Granberg, K. & Ruohonen, K. 1985: Saimaan vesikasvit ja sedimentit. s 31-82. Julkaisussa: Saimaan ekologinen tutkimus vuosina 1980-1983. Vesihallitus. Tiedotus 255. 380 s.
- Hellsten, S., Palomäki, R. & Järvinen, E. 1997: Inarijärven vedenkorkeuden säännöstelystä ja sen vaikutuksista rantavyöhykkeellä. - Lapin ympäristökeskuksen monisteita 2. 79 s.
- Hellsten, S. 2001: Effects of lake water level regulation on aquatic macrophyte stands in northern Finland and options to predict these impacts under varying conditions. *Acta Bot. Fennica* 171: 1-47.
- Hellsten, S. 2000 (toim.): Päijänteen säännöstelyn kehittäminen - Rantavyöhykkeen tila ja siihen vaikuttavat tekijät. Suomen ympäristö 394.
- Hellsten, S., Partanen, S., Visuri, M., Riihimäki, J., Björnström, T. & Keto, A., 2002: Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutus Kallaveden ja Unnukan rantavyöhykkeeseen ja elinympäristöihin : Kallavesi-Unnukan säännöstelyn kehittämisselvitys. 63 s. kuv., taul. Alueelliset ympäristöjulkaisut 227. 63 s. kuv., taul.
- Hellsten, S., Visuri, M., Kerätär, K. & Savolainen M. 2000: Ähtärinjärven säännöstelyn kehittämisselvitys – Perännejärvien nykytila ja Ähtärinjärven säännöstelyvaihtoehtojen vaikutukset. Alueelliset ympäristöjulkaisut 155.
- Hulkko, H.-M., Keto, A., Hellsten, S. & Marttunen, M. 2002: Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyn kehittäminen : kesävedenkorkeuden laskun vaikutukset matalissa lahdissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 276. 57 s. kuv., taul.
- Huusko, A., Sutela, T., Karjalainen, J., Auvinen, H. & Alasaarela, E. 1988: Feeding of vendace (*Coregonus albula* L.) fry in a natural state-lake and a regulated lake in Northern Finland. *Finnish Fisheries Research* 9: 447-456.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998: Retkeilykasvio. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo, Helsinki.
- Ilmavirta, V. & Toivonen, H. 1986: Comparative studies on macrophytes and phytoplankton in ten small, brown-water lakes of different trophic status. *Aqua Fennica* 16: 125-142.
- Iversen, J. 1929: Studien über die ph-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluss auf die Hydrophyten-Vegetation. *Bot. Tidsskr.* 40: 277-333.
- Jensen, J.R., Narumalani, S., Weatherbee O. & Morris, K.S.Jr. 1992 : Predictive Modelling of Cattail and Waterlily Distribution in a South Carolina Reservoir Using GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58(11):1561-1568.
- Jensen, J.R., Rutchey K., Koch M.S. & Narumalani S. 1995: Inland Wetland Change Detection in the Everglades Water Conservation Area 2A Using a Time Series of Normalized Remotely Sensed Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61(2):199-209.

- Jensén, S. 1977: An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. *Vegetatio* 33: 107-118.
- Juntura, E., Ylinen, H. & Virtanen, M. 1999: Comparison of nearshore wind-wave measurements and model results in the development of a coupled wind-wave, hydrodynamic and sediment transport model for estimating coastal zone erosion. Teoksessa: Brebbia, C.A., & Anagnostopoulos, P. (toim.) Coastal engineering and marine developments. WIT Press, Southampton; Boston 404-410.
- Kanninen, A., Ihantola, M. & Tanskanen, H. 2002: Onki- ja Poroveden säännöstelyn kehittäminen. Rantavyöhykkeen kasvillisuuden muutokset 1940-luvulta 1990-luvulle. Pohjois-Savon ympäristökeskuksen moniste 40. 54s.
- Kansanen, A. & Niemi, R. 1974: On the production ecology of isoetids, especially *Isoetes lacustris* and *Lobelia dortmanna*, in Lake Pääjärvi, southern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 11:178-187.
- Keränen, R., Riihimäki, J., Asunmaa, A., Madekivi, O., Hellsten, S., Alasaarela, E. & Seppänen, E. 1992: Oulujärven rantojen kehittyminen ja käyttöedellytysten parantaminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 382. 67 s.
- Koponen, T., Karttunen, K. & Piippo, S. 1995: Suomen vesisammalkasvio. *Bryobrothera* vol. 3. Helsinki.
- Leka, J. 2002: Järvien vesikasvillisuusseurantojen maastotyömenetelmien kehittäminen Etelä-Savossa. Etelä-Savon ympäristökeskuksen monistesarja 35. 28 s ja liitteet.
- Lillesand, T.M. & Kiefer, R. W. 1994: Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons, Inc., New York, 750 p.
- Linkola, K. 1932: Alueellista lajittelusta vesiemme putkilokasveista. *Luonnon Ystävä* 36: 86-101.
- Linkola, K.K., 1933. Regionale Artenstatistik der Süßwasserflora Finnlands. *Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn.* Vanamo, 3(5): 3-13.
- Lohammar, G. 1938: Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. *Symbolae Bot. Upsaliensis* 3 (1): 1-252.
- Luther, H. 1951: Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. I Allgemeiner Teil *Acta Bot. Fennica* 49: 1-176.
- Malthus, T.J. & George, D.G. 1997: Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni Reservoir, Anglesey, UK. In: Lachavanne, J.-B., Caloz, R., Lehmann, A. (Eds.), *Geographic Information Systems and Remote Sensing in Aquatic Botany. Aquat. Bot.* 58, 317-332.
- Manninen, P., Hammar, T., Kanninen A., Kotanen Juho, Mononen P., Niinioja, R. & Sojakka P. 2003: Veden laatu ja kuormitus Life Vuoksi -projektin kohdejärvillä. Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 48.
- Maristo, L. 1941: Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetations-physiognomischer Grundlage *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 15: 1-314.
- Marttunen, M., Hellsten, S., Rotko, P., Faenle, M. & Visuri, M. 2000: Selvitys Säkylän Pyhäjärven säännöstelyn vaikutuksista ja kehittämismahdollisuuksista. Alueelliset ympäristöjulkaisut 166.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999: PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, version 4.20. MjM Software design; Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Miettinen, J., Hämäläinen, H. & Simola, H. 2002: Paleolimnological analyses in the assesment of narural background conditions in water bodies – a pilot study for EU Water Framework Directive implementation. Julkaisussa Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.): Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002:566. Helsinki, Nordic Council of Ministers. 136 s.
- Mikkola, J. & Pellikka, P. 2002: Normalization of bi-directional effects in aerial CIR photographs to improve classification accuracy of boreal and subarctic vegetation for pollen-landscape calibration. *Int. J. Remote Sens.* 23 (21), 4719-4742.
- Narumalani, S., Jensen, J.R., Althausen, J.D., Burkhalter, S. & Mackey, H.E.Jr. 1997 : Aquatic Macrophyte Modelling Using GIS and Logistic Multiple Regression. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63(1):41-49.
- Niinioja, R., Sandman, O., Turkia, J., Huttunen, P. & Tossavainen, T. 2001: Metsätaloustoimien vaikutukset Kajaanijärvessä ja Kuohattijärvessä. Alueelliset ympäristöjulkaisut 246. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. 50 s.

- Noordhuis, R., van der Molen D.T., & van den Berg M.S. 2002: Response of herbivorous water-birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany* 72(3-4): 349-367.
- Nykänen, M. 1987: Tiilikjärven maaranta- ja vesikasvillisuus. Pro-gradu -työ. Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos.
- Pelikka, P. 1998: Development of correction chain for multispectral airborne video camera data for natural resource assessment. *Fennia* 176:1. 110 pp.
- Pilke, A., Heinonen, P., Karttunen, K., Koskenniemi, E., Lepistö, L., Pietiläinen, O.-P., Rissanen, J. & Vuoristo, H. 2002: Finnish draft for typology of lakes and rivers. Julkaisussa Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.): Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord 2002:566. Helsinki, Nordic Council of Ministers. 136 s.
- Pogreboff, S. 1984: Suurkasvillisuuden kartoitus Etelä-Saimaalla integroidun sulfaattimassatehtaan jätevesien leviämisalueella. Pro-gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos. 145 s.
- Pogreboff, S. 1994: Oy Keskuslaboratorio - Centrallaboratorium Ab. Julkaisematon seloste, 1994.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1994: Biometria. Tilastotiedettä ekologeille. Yliopistopaino, Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rintanen, T. 1996: Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Ann-Bot. Fennici* 33: 101-122.
- Rørslett, B., Green, N.W. & Kvalvågnaes, K. 1978: Stereophotography as a tool in aquatic biology *Aquatic Botany* 4: 73-81.
- Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry 2001: Mikkelin alapuolisen Saimaan vesistötarkkailun yhteenveto vuodelta 2000. Moniste.
- Sand-Jensen, K. 1978: Metabolic adaptation and vertical zonation of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. and *Isoëtes lacustris* L. *Aquatic Botany* 4:1-10.
- Saukkonen, P. 2000: Etelä-Saimaan velvoitetarkkailun yhteenveto vuodelta 1999. Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry raportti No 603/00.
- Suoraniemi, M., Pogreboff, S., Partanen, S. & Hellsten, S. (2000) Rantavyöhykkeen kasviston ja kasvillisuuden kehittyminen 1950-luvulta 1990-luvulle. Teoksessa Hellsten, S. (toim.) (2000): Päijänteen säännöstelyn kehittäminen – Rantavyöhykkeen tila ja siihen vaikuttavat tekijät. Suomen ympäristö 394: 33-40
- Smith, Val H. & Wallsten, M. 1986: Prediction of emergent and floating-leaved macrophyte cover in Central Swedish lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2519-2523.
- Toivonen, H. 1984: Makrofyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. *Luonnon tutkija* 88: 92-95.
- Toivonen, H. & Lappalainen, T. 1980: Ecology and production of aquatic macrophytes in the oligotrophic, mesohumic lake Suomunjärvi, eastern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 17(1): 69-85.
- Toivonen, H. & Nybom, C. 1989. Aquatic vegetation and its recent secession in the waterfowl and wetland Kojjärvi, S Finland. *Ann. Bot. Fennici* 26: 1-14.
- Tossavainen, T. 1997: Nurmeksen Kuohattijärven ympäristönhoitosuunnitelma. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen moniste 14. 38 s.
- Tynkkynen, P. 1962: Jätevesien vaikutuksesta putkilokasvistoon lounaisella Pien-Saimaalla. Pro-gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos. 124 s.
- Valta-Hulkkonen, K., Pelikka, P., Tanskanen, H., Ustinov A. & Sandman, O. 2003a: Digital false colour aerial photographs for discrimination of aquatic macrophyte species. *Aquat. Bot.*, 75(1):71-88.
- Valta-Hulkkonen, K., Pelikka, P. & Peltoniemi, J. 2003b: Assessment of bi-directional reflectance over aquatic macrophyte vegetation in CIR aerial photographs. (hyväksytty)
- Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A. & Pelikka P., 2003c: Remote sensing and GIS for detecting changes in the aquatic vegetation of a rehabilitated lake. (ehdolla)
- Valta-Hulkkonen, K., Partanen, S. & Kanninen A., 2003d: Remote Sensing as a Tool in the Aquatic Macrophyte Mapping of an Eutrophic lake: a Comparison between Visual and Digital Classification. Proceedings of the 9th Scandinavian Research Conference on Geographical Information Sciences, 4th-6th June 2003, Espoo, Finland.
- Venetvaara, J., Lammi, E. & Klinga J. 1993: Vesijärven Hollolanlahden kasvillisuuskarttoitus keuhalla 1991. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 411. 62s. Helsinki.

- Virola T. 2001: Vesimakrofyyttiseurantojen kehittäminen Saimaan alueella. Väkiraportti, kesä 2000. Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 28. 28s ja karttaliite a-f.
- Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R.K. 2002: Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by CIS Working Group 2.3 REFCOND. 5th and final draft. Version 2002-12-20. 98 s.
- Wallsten, M. 1974: Flygbildstolkning och beskrivning av Tämnares vegetation . Svensk. Botanisk. Tidskrift 68: 431-440.
- Weisner, S. E. B. 1989: Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after reduction in oxygen transport to below-ground parts. *Aquatic Botany* 35:71-80.
- Welch, R. & Remillard, M.M. 1988: Remote Sensing and Geographic Information System Techniques for Aquatic Resource Evaluation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54(2):177-185.
- Zhang, X., 1988: On the estimation of biomass of submerged vegetation using Landsat thematic mapper (TM) imagery: a case study of the Honghu Lake, PR China. *Int. J. Remote Sens.* 19(1):11-20.

Liite I. Tutkimusjärvien vesikasvilajisto sekä siitä lasketut muuttujat.

	Lika-Pyöree					Niemisjärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alepeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alepeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	58,3	1,8	0,26	0,0066	256	41,7	5,9	0,42	0,0210	256
<i>Batracospermum</i>	8,3	1,0	0,43	0,0043	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Callitriche cophocarpa</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	1,1	0,01	0,0001	64
<i>Carex acuta</i>	75,0	26,4	1,19	0,3617	1024	75,0	49,2	3,25	1,3184	1024
<i>Carex aquatilis</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	66,7	32,1	3,77	0,7621	1024
<i>Carex lasiocarpa</i>	41,7	31,0	0,87	0,1779	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Carex rostrata</i>	83,3	16,8	6,28	1,9774	1024	58,3	42,7	12,68	6,1580	1024
<i>Carex vesicaria</i>	8,3	40,0	0,01	0,0031	256	8,3	22,5	1,97	0,7669	128
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	25,0	0,8	1,10	0,0096	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Elatine triandra</i>	16,7	0,8	0,43	0,0043	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Eleocharis acicularis</i>	16,7	1,8	0,70	0,0048	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Eleocharis mamillata</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	41,7	1,1	0,06	0,0007	128
<i>Eleocharis palustris</i>	66,7	10,0	1,69	0,2180	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	91,7	4,4	20,00	1,5826	512	33,3	7,8	5,51	0,9569	256
<i>Fontinalis hypnoides</i>	25,0	2,2	1,49	0,0518	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	41,7	9,1	0,96	0,1812	256
<i>Isoëtes echinospora</i>	25,0	6,7	0,78	0,0703	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Isoëtes lacustris</i>	16,7	1,0	0,05	0,0005	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lemna minor</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	66,7	5,2	2,43	0,5863	512
<i>Lemna trisulca</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	80,0	0,28	0,2258	1024
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	100,0	6,3	1,94	0,1310	1024	91,7	5,2	0,58	0,0329	1024
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	16,7	41,0	0,32	0,2264	256
<i>Nuphar lutea</i>	25,0	15,2	1,44	0,3825	128	100,0	30,3	22,97	8,8864	2048
<i>Nuphar pumila</i>	100,0	10,8	14,27	3,6460	1024	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	33,3	45,5	6,12	3,7191	512
<i>Nymphaea sp.</i>	66,7	4,4	0,83	0,0699	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea tetragona</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	15,0	0,09	0,0141	128
<i>Phragmites australis</i>	41,7	8,7	3,20	0,3746	256	50,0	35,1	6,66	4,2785	512
<i>Potamogeton alpinus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	12,5	0,40	0,0550	128
<i>Potamogeton gramineus</i>	16,7	2,0	0,07	0,0012	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Potamogeton natans</i>	33,3	6,2	1,03	0,1256	256	66,7	20,9	13,35	3,8506	512
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	33,3	3,6	0,13	0,0083	128
<i>Ranunculus reptans</i>	16,7	7,0	0,11	0,0032	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Rumex aquaticus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	11,3	0,02	0,0017	128
<i>Sagittaria natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	41,7	25,0	0,86	0,1166	256
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	58,3	9,0	13,80	0,8755	512	33,3	8,2	3,05	0,6057	256
<i>Sparganium angustifolium</i>	8,3	30,0	0,13	0,0403	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Sparganium emersum</i>	16,7	20,0	0,56	0,0684	128	50,0	29,1	4,42	1,0818	512
<i>Sparganium gramineum</i>	75,0	16,7	4,03	1,2915	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Sparganium natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	5,0	0,09	0,0047	64
<i>Sparganium sp.</i>	8,3	1,0	0,02	0,0002	32	75,0	17,9	1,53	0,1711	512
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	16,7	15,5	1,73	0,4149	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Subularia aquatica</i>	8,3	0,5	0,01	0,0001	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia australis</i>	33,3	1,5	0,07	0,0012	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia intermedia</i>	16,7	20,5	0,11	0,0360	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia vulgaris</i>	8,3	0,8	0,03	0,0003	32	16,7	20,5	0,00	0,0000	128
<i>Warrnstorfia exannulata</i>	8,3	30,0	0,09	0,0257	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Warrnstorfia procera</i>	33,3	3,9	4,16	0,4984	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Tiilikka					Mujejärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Batracospermum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,1	1,0	0,34	0,0034	32
<i>Callitriche sp.</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	1,0	0,16	0,0016	16
<i>Carex acuta</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	5,0	0,07	0,0037	32
<i>Carex lasiocarpa</i>	41,2	7,9	1,65	0,2643	256	21,4	6,7	0,26	0,0131	128
<i>Carex rostrata</i>	58,8	20,4	11,31	3,2400	512	42,9	8,0	4,96	0,3981	256
<i>Eleocharis acicularis</i>	38,2	4,2	4,82	0,3174	128	10,7	3,0	1,01	0,0240	64
<i>Eleocharis palustris</i>	17,6	14,8	4,69	0,8529	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	70,6	0,8	4,17	0,0447	128	50,0	1,6	24,63	0,5656	128
<i>Fontinalis antipyretica</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	21,4	10,0	0,62	0,0357	128
<i>Fontinalis dichelymoides</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	0,5	0,04	0,0002	16
<i>Fontinalis hypnoides</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	25,0	4,8	0,55	0,0231	64
<i>Isoëtes echinospora</i>	61,8	3,5	6,31	0,3102	256	14,3	0,9	2,68	0,0267	32
<i>Isoëtes lacustris</i>	5,9	5,3	0,33	0,0286	128	32,1	3,0	5,79	0,3696	128
<i>Juncus supinus</i>	2,9	1,0	0,00	0,0000	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lobelia dortmanna</i>	41,2	4,5	5,43	0,3040	128	7,1	3,0	0,49	0,0219	64
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	44,1	5,4	0,39	0,0083	256	67,9	3,7	1,43	0,0639	256
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	2,9	3,0	0,02	0,0006	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nitella flexilis</i>	2,9	0,8	0,05	0,0003	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nuphar lutea</i>	50,0	31,0	6,27	2,3285	512	78,6	8,6	23,71	3,4764	1024
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	8,8	3,3	0,13	0,0092	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea sp.</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	14,3	0,8	0,20	0,0017	32
<i>Nymphaea tetragona</i>	23,5	11,7	0,75	0,0223	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Phragmites australis</i>	35,3	8,2	18,75	1,8331	256	25,0	3,7	7,40	0,4903	64
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	0,5	0,01	0,0001	16
<i>Potamogeton natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	7,0	0,09	0,0065	64
<i>Ranunculus reptans</i>	29,4	5,4	6,57	0,3332	256	7,1	3,0	0,17	0,0052	64
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	11,8	2,8	10,12	0,3831	64	3,6	7,0	3,73	0,2608	64
<i>Sparganium gramineum</i>	23,5	24,6	2,96	1,2868	128	32,1	5,6	7,49	0,4901	256
<i>Sparganium sp.</i>	17,6	2,3	0,67	0,0249	64	10,7	1,0	0,15	0,0015	32
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	8,8	20,5	8,72	4,7226	128	25,0	7,3	8,83	2,1063	128
<i>Subularia aquatica</i>	20,6	2,1	0,97	0,0176	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia australis</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,1	1,0	0,27	0,0027	32
<i>Utricularia intermedia</i>	32,4	4,7	1,53	0,0890	128	3,6	5,0	0,08	0,0040	32
<i>Utricularia ochroleuca</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	0,5	0,19	0,0010	16
<i>Utricularia vulgaris</i>	50,0	3,8	7,47	0,3848	128	32,1	3,7	12,28	0,8999	128
<i>Wamstorfia procera</i>	2,9	100,0	0,00	0,0000	512	21,4	16,3	3,79	0,7387	128
<i>Wamstorfia sp</i>	11,8	51,5	4,83	4,6949	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Wamstorfia trichophylla</i>	2,9	60,0	7,86	4,7183	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Suomunjärvi					Kuohattijärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Batracospermum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,9	17,5	1,18	0,1231	128
<i>Calliergon cordifolium</i>	2,3	0,5	0,00	0,0000	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Callitriche sp.</i>	16,3	14,8	0,42	0,2437	128	29,0	1,3	1,28	0,0295	128
<i>Carex aquatilis</i>	2,3	3,0	0,03	0,0010	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Carex elata</i>	16,3	12,6	0,18	0,0349	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Carex lasiocarpa</i>	37,2	6,1	2,17	0,1029	256	6,5	4,0	0,18	0,0064	64
<i>Carex rostrata</i>	20,9	7,8	1,18	0,1089	128	22,6	7,7	0,91	0,0620	128
<i>Characeae</i>	7,0	0,5	0,05	0,0003	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	4,7	3,0	0,04	0,0012	32	29,0	20,3	8,80	3,1298	256
<i>Eleocharis acicularis</i>	44,2	1,4	1,60	0,0222	128	22,6	0,9	0,84	0,0173	32
<i>Eleocharis palustris</i>	41,9	1,7	6,51	0,1664	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	51,2	0,9	6,72	0,0859	128	41,9	1,4	16,39	0,3004	128
<i>Fontinalis antipyretica</i>	2,3	1,0	0,14	0,0014	16	3,2	1,0	0,02	0,0002	16
<i>Fontinalis hypnoides</i>	2,3	1,0	0,71	0,0071	16	48,4	14,5	21,02	6,0007	256
<i>Isoëtes echinospora</i>	86,0	1,5	7,84	0,2242	512	61,3	1,0	4,16	0,0538	128
<i>Isoëtes lacustris</i>	79,1	9,5	14,14	2,2253	1024	83,9	3,6	35,98	1,5821	512
<i>Juncus supinus</i>	83,7	1,7	12,66	0,3377	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lobelia dortmanna</i>	83,7	1,9	18,98	0,4342	512	80,6	1,8	13,93	0,3997	512
<i>Lysimachia thysiflora</i>	44,2	2,7	0,72	0,0310	128	22,6	2,4	0,21	0,0045	64
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	46,5	3,7	1,72	0,0678	128	9,7	6,2	0,23	0,0089	128
<i>Nuphar lutea</i>	46,5	7,2	1,63	0,1737	256	48,4	6,7	10,02	2,1772	256
<i>Nuphar pumila</i>	2,3	3,0	0,07	0,0021	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea sp.</i>	4,7	1,8	0,12	0,0036	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea tetragona</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,9	2,0	2,21	0,0222	64
<i>Phragmites australis</i>	55,8	4,3	20,27	1,1944	256	35,5	3,9	4,61	0,2305	128
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	11,6	0,9	0,47	0,0053	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Potamogeton gramineus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,2	0,5	0,00	0,0000	16
<i>Potamogeton natans</i>	11,6	7,0	0,36	0,0237	128	6,5	8,0	0,42	0,0945	128
<i>Ranunculus reptans</i>	83,7	2,5	14,80	0,3749	512	32,3	1,2	2,46	0,0550	128
<i>Schoenoplecton lacustris</i>	9,3	2,5	1,59	0,0402	64	3,2	7,0	0,58	0,0407	64
<i>Sparganium angustifolium</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,5	0,8	0,07	0,0004	32
<i>Sparganium emersum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	19,4	2,0	0,64	0,0114	64
<i>Sparganium gramineum</i>	4,7	2,0	0,32	0,0094	32	3,2	3,0	0,13	0,0038	32
<i>Sparganium sp.</i>	32,6	1,5	2,53	0,0785	128	41,9	0,7	0,97	0,0090	64
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,9	13,3	3,99	1,1363	128
<i>Subularia aquatica</i>	72,1	0,9	9,68	0,1326	128	54,8	3,2	6,62	0,1447	256
<i>Utricularia australis</i>	4,7	0,8	0,03	0,0002	16	6,5	1,9	0,12	0,0012	64
<i>Utricularia intermedia</i>	18,6	1,7	0,18	0,0040	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia sp.</i>	9,3	0,8	0,15	0,0008	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia vulgaris</i>	2,3	1,0	0,01	0,0001	16	38,7	2,9	7,74	0,4578	128
<i>Wamstorfia trichophylla</i>	2,3	30,0	0,12	0,0346	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Suuri-Vahvanen					Keihäsjärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
Calliergon cordifolium	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	30,0	0,11	0,0337	256
Calliergon megalophyllum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	5,0	0,10	0,0050	32
Carex acuta	4,2	0,5	0,00	0,0000	16	9,1	27,7	0,03	0,0140	256
Carex lasiocarpa	58,3	2,1	3,03	0,0838	256	27,3	11,9	1,19	0,2998	256
Carex rostrata	12,5	2,9	0,52	0,0154	64	51,5	11,2	1,39	0,2508	512
Characeae	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	2,8	0,04	0,0017	64
Drepanocladus capillifolius	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,1	26,3	1,74	0,7039	256
Drepanocladus tenuinervis	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	36,4	10,8	2,31	0,4368	256
Eleocharis acicularis	16,7	1,3	0,34	0,0054	64	6,1	0,8	0,01	0,0001	32
Eleocharis palustris	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	0,5	0,00	0,0000	16
Equisetum fluviatile	16,7	1,1	0,71	0,0060	64	3,0	1,0	0,19	0,0019	16
Fontinalis antipyretica	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	5,0	0,04	0,0021	32
Fontinalis dichelymoides	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	5,0	0,04	0,0020	32
Fontinalis hypnoides	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	30,0	0,34	0,1035	128
Isoëtes echinospora	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	0,5	0,01	0,0001	32
Isoëtes lacustris	29,2	18,5	1,37	0,2771	256	6,1	5,3	0,01	0,0006	128
Lobelia dortmanna	37,5	10,6	6,25	1,4145	256	6,1	17,5	0,07	0,0137	128
Lysimachia thyrsoflora	12,5	1,2	0,04	0,0011	64	60,6	2,0	0,39	0,0100	256
Myriophyllum alterniflorum	70,8	10,7	10,68	1,8129	512	36,4	1,2	0,74	0,0499	128
Myriophyllum verticillatum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	1,0	0,05	0,0005	16
Nuphar lutea	70,8	5,9	23,67	3,9766	512	100,0	14,1	19,76	4,0797	1024
Nymphaea alba ssp. candida	12,5	7,3	0,25	0,0186	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Nymphaea sp.	12,5	1,0	0,10	0,0010	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Nymphaea tetragona	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	54,5	7,2	0,80	0,0514	512
Phragmites australis	45,8	6,0	12,87	2,3378	256	33,3	20,5	2,62	0,8986	256
Potamogeton gramineus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	7,8	0,13	0,0196	128
Potamogeton natans	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	45,5	7,4	7,29	0,7753	256
Potamogeton obtusifolius	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,1	0,5	0,25	0,0013	32
Potamogeton perfoliatus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	39,4	4,7	0,83	0,0446	128
Potamogeton praelongus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	9,1	10,3	0,46	0,0869	128
Ranunculus peltatus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	24,2	0,9	0,74	0,0156	32
Ranunculus reptans	8,3	0,5	0,52	0,0026	32	6,1	0,5	0,00	0,0000	32
Schoenoplectus lacustris	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	2,0	0,20	0,0058	64
Sparganium angustifolium	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	0,5	0,01	0,0000	16
Sparganium emersum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	15,2	2,8	0,31	0,0089	64
Sparganium gramineum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	75,8	4,0	4,57	0,3000	512
Sparganium sp.	8,3	0,5	0,16	0,0008	32	6,1	1,8	0,02	0,0005	64
Utricularia australis	4,2	0,5	0,03	0,0001	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Utricularia ochroleuca	29,2	1,1	5,98	0,1479	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Utricularia sp.	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	0,5	0,05	0,0002	32
Utricularia vulgaris	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	24,2	0,6	0,30	0,0017	32
Warnstorfia procera	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	9,1	21,7	0,78	0,2221	128

	Keskimäinen					Alimmainen				
	Linjafrekvenssi	Keskimmääinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimmääinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	6,7	5,0	0,01	0,0006	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Calliergon cordifolium</i>	13,3	2,0	0,18	0,0023	64	33,3	54,0	0,50	0,4269	1024
<i>Calliergon megalophyllum</i>	6,7	3,0	0,02	0,0007	64	20,0	30,0	3,06	1,0678	256
<i>Calliergonella cuspidata</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	20,0	16,0	0,71	0,1804	128
<i>Carex acuta</i>	6,7	1,0	0,01	0,0006	32	33,3	18,0	0,15	0,0313	256
<i>Carex lasiocarpa</i>	80,0	1,7	4,98	0,4643	512	93,3	18,2	3,04	0,8456	1024
<i>Carex rostrata</i>	33,3	6,4	2,37	0,3285	256	26,7	5,4	0,36	0,0825	256
<i>Carex vesicaria</i>	6,7	5,0	0,08	0,0039	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Ceratophyllum demersum</i>	6,7	0,5	0,49	0,0025	32	20,0	17,1	3,98	1,7578	128
Characeae	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	0,5	0,07	0,0003	32
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	53,3	9,4	3,29	0,4982	512
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>	6,7	3,0	0,00	0,0001	64	6,7	10,0	0,53	0,0531	128
<i>Eleocharis acicularis</i>	26,7	0,7	1,28	0,0105	64	46,7	1,9	1,71	0,0543	128
<i>Elodea canadensis</i>	20,0	2,0	0,06	0,0020	64	20,0	2,2	0,44	0,0180	64
<i>Equisetum fluviatile</i>	40,0	1,0	0,90	0,0155	64	40,0	2,5	1,20	0,0484	128
<i>Fontinalis antipyretica</i>	6,7	25,5	2,70	1,2299	256	26,7	4,9	0,72	0,0284	128
<i>Lemna minor</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	0,5	0,01	0,0000	32
<i>Lobelia dortmanna</i>	6,7	1,0	0,14	0,0014	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	20,0	1,4	0,04	0,0008	64	13,3	1,0	0,07	0,0007	32
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	33,3	1,0	9,94	0,4310	128	40,0	1,8	0,74	0,0166	128
<i>Najas tenuissima</i>	13,3	1,8	0,18	0,0031	64	13,3	2,8	0,05	0,0014	64
<i>Nuphar lutea</i>	93,3	4,6	26,81	5,9293	512	86,7	21,3	36,41	11,4484	1024
<i>Nymphaea alba</i> ssp. <i>candida</i>	6,7	1,0	0,41	0,0041	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea tetragona</i>	33,3	4,4	0,63	0,0297	128	73,3	2,3	2,01	0,0669	256
<i>Persicaria amphibia</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	35,0	1,65	0,9621	256
<i>Phragmites australis</i>	60,0	9,9	7,44	1,3930	512	53,3	18,1	4,23	0,9814	512
<i>Potamogeton gramineus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	7,0	0,22	0,0151	128
<i>Potamogeton natans</i>	6,7	3,0	0,12	0,0037	64	46,7	18,4	4,88	0,7645	256
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	60,0	1,0	1,51	0,0185	256
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	86,7	3,4	2,60	0,1149	512	73,3	9,6	3,90	0,3644	512
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	13,3	4,0	0,68	0,0224	64
<i>Ranunculus reptans</i>	6,7	3,0	0,55	0,0165	64	6,7	1,0	0,09	0,0009	32
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	33,3	2,2	2,35	0,1087	128	13,3	2,5	0,94	0,0454	64
<i>Sparganium emersum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	5,0	0,02	0,0009	64
<i>Sparganium gramineum</i>	13,3	9,0	3,89	0,5126	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Sparganium</i> sp.	40,0	1,7	1,67	0,0620	128	80,0	3,6	8,22	0,4353	512
<i>Typha angustifolia</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	13,3	16,8	1,21	0,4195	128
<i>Utricularia</i> sp.	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	13,3	1,8	0,10	0,0024	64
<i>Utricularia vulgaris</i>	20,0	0,6	0,28	0,0016	32	33,3	0,9	0,92	0,0127	64
<i>Wamstorfia exannulata</i>	6,7	1,0	0,05	0,0005	32	6,7	1,0	0,01	0,0001	32
<i>Wamstorfia</i> sp.	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	10,0	0,07	0,0066	128
<i>Wamstorfia trichophylla</i>	13,3	5,8	1,87	0,1455	128	26,7	16,8	2,96	0,9372	256

Etelä-Saimaa alue 1

Etelä-Saimaa alue 2

	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	33,3	4,0	0,17	0,0045	128	46,2	2,9	0,36	0,0117	128
<i>Alopecurus aequalis</i>	16,7	2,0	0,14	0,0024	64	19,2	2,4	0,16	0,0067	64
<i>Calliargon megalophyllum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	4,3	0,88	0,0348	64
<i>Callitriche cophocarpa</i>	5,6	1,0	0,12	0,0012	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Callitriche sp.</i>	16,7	0,8	0,24	0,0023	32	30,8	0,9	0,17	0,0017	64
<i>Carex acuta</i>	66,7	28,8	1,97	0,7160	1024	42,3	8,5	1,36	0,3572	256
<i>Carex rostrata</i>	5,6	15,0	0,07	0,0107	128	15,4	35,0	1,09	0,5529	256
<i>Carex vesicaria</i>	11,1	12,5	0,09	0,0154	128	11,5	6,7	0,04	0,0015	128
<i>Ceratophyllum demersum</i>	22,2	19,3	7,79	4,6881	128	19,2	8,9	3,49	1,3773	128
<i>Characeae</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,7	9,3	1,15	0,3214	128
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>	5,6	1,0	0,26	0,0026	32	11,5	12,7	2,46	0,2989	128
<i>Elatine hydropiper</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	1,0	0,75	0,0075	32
<i>Elatine orthosperma</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	0,0	0,22	0,0022	4
<i>Elatine sp.</i>	11,1	1,0	1,72	0,0172	32	65,4	1,6	2,76	0,1045	256
<i>Elatine triandra</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	2,0	0,12	0,0012	32
<i>Eleocharis acicularis</i>	16,7	7,8	0,67	0,0636	128	34,6	7,1	1,97	0,1854	256
<i>Eleocharis palustris</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	3,3	0,34	0,1267	64
<i>Equisetum fluviatile</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	1,0	0,06	0,0006	16
<i>Fontinalis antipyretica</i>	5,6	5,0	0,06	0,0030	64	7,7	3,0	0,06	0,0006	64
<i>Fontinalis hypnoides</i>	11,1	13,0	0,55	0,0488	128	3,8	5,0	0,36	0,0182	32
<i>Glyceria fluitans</i>	11,1	6,5	0,16	0,0146	128	11,5	7,0	0,05	0,0053	128
<i>Iris pseudacorus</i>	5,6	15,0	0,05	0,0075	128	11,5	20,0	0,05	0,0155	128
<i>Isoëtes echinospora</i>	5,6	1,0	0,02	0,0002	32	7,7	1,0	0,02	0,0002	32
<i>Juncus supinus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,7	6,0	0,03	0,0003	128
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	19,2	8,2	0,23	0,0206	128
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	11,1	26,3	0,79	0,6440	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nuphar lutea</i>	100,0	26,8	21,40	5,3183	2048	100,0	14,0	16,14	3,5069	1024
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	22,2	19,0	0,53	0,1063	128	19,2	16,4	0,68	0,0720	128
<i>Nymphaea sp.</i>	5,6	10,0	0,24	0,0237	128	3,8	0,0	0,22	0,0109	4
<i>Nymphaea tetragona</i>	55,6	6,4	2,45	0,1678	512	11,5	2,0	0,30	0,0072	64
<i>Persicaria amphibia</i>	5,6	7,0	0,02	0,0015	128	23,1	8,5	0,36	0,0252	128
<i>Phragmites australis</i>	22,2	43,8	2,35	1,0806	256	42,3	28,8	6,25	2,0357	512
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	1,0	0,25	0,0025	32
<i>Potamogeton gramineus</i>	38,9	25,7	1,55	0,4645	512	34,6	13,2	4,10	0,5272	256
<i>Potamogeton natans</i>	16,7	3,7	0,59	0,0275	64	19,2	16,6	1,72	0,3146	128
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	22,2	2,3	0,25	0,0077	64	15,4	2,8	0,57	0,0213	64
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	11,1	6,5	0,11	0,0098	128	23,1	9,8	0,26	0,0246	128
<i>Ranunculus reptans</i>	11,1	2,0	0,15	0,0029	64	15,4	2,5	0,11	0,0027	64
<i>Sagittaria natans</i>	5,6	3,0	0,24	0,0071	64	7,7	2,0	0,11	0,0014	64
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	50,0	4,2	1,00	0,0464	128	26,9	2,9	0,43	0,0071	128
<i>Sparganium emersum</i>	61,1	9,6	12,12	1,1883	512	53,8	2,5	2,63	0,0694	256
<i>Sparganium sp.</i>	38,9	12,0	13,10	1,4291	256	15,4	1,5	2,49	0,1535	64
<i>Subularia aquatica</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	10,0	0,10	0,0104	64
<i>Typha latifolia</i>	11,1	17,5	0,46	0,0906	128	11,5	13,3	0,92	0,2253	128

Etelä-Saimaa alue 3

Läntinen Pien-Saimaa

	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	20,0	3,0	0,21	0,0049	64	25,0	1,4	0,05	0,0005	64
<i>Callitriche sp.</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	1,0	0,07	0,0007	32
<i>Carex acuta</i>	50,0	8,2	2,03	0,1916	256	75,0	14,8	3,95	0,6964	512
<i>Carex elata</i>	10,0	15,0	0,09	0,0129	128	6,3	7,0	0,03	0,0019	128
<i>Carex rostrata</i>	10,0	3,0	0,20	0,0060	64	12,5	12,5	1,94	0,2832	128
<i>Carex vesicaria</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,5	8,5	0,36	0,0350	128
<i>Ceratophyllum demersum</i>	10,0	75,0	6,08	4,5608	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Characeae	10,0	75,0	6,33	4,7508	512	6,3	3,0	0,14	0,0043	64
<i>Crassula aquatica</i>	10,0	3,0	0,37	0,0111	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	3,0	0,10	0,0030	64
<i>Elatine hydropiper</i>	10,0	1,5	0,49	0,0043	64	12,5	1,5	2,45	0,0288	64
<i>Elatine sp.</i>	10,0	1,0	0,07	0,0007	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Elatine triandra</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	1,0	0,09	0,0009	32
<i>Eleocharis acicularis</i>	20,0	0,9	4,32	0,0401	32	87,5	6,8	12,73	0,7153	1024
<i>Eleocharis palustris</i>	20,0	1,0	0,13	0,0013	32	18,8	2,3	1,62	0,0385	64
<i>Elodea canadensis</i>	10,0	1,3	0,23	0,0024	64	37,5	2,1	1,74	0,0246	128
<i>Equisetum fluviatile</i>	10,0	1,0	0,43	0,0043	32	43,8	1,0	1,52	0,0152	64
<i>Isoëtes echinospora</i>	60,0	0,8	2,85	0,0261	128	75,0	1,5	6,72	0,0896	256
<i>Isoëtes lacustris</i>	30,0	3,0	12,48	0,5032	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lemna minor</i>	10,0	0,5	0,09	0,0004	32	6,3	1,0	0,02	0,0002	32
<i>Lobelia dortmanna</i>	40,0	4,1	7,48	0,3362	128	37,5	5,3	5,18	0,3406	256
<i>Lysimachia thysiflora</i>	10,0	11,5	0,45	0,0364	128	12,5	4,0	0,07	0,0040	64
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	40,0	5,3	1,62	0,1345	256	56,3	2,9	1,62	0,0504	256
<i>Nuphar lutea</i>	30,0	2,3	0,92	0,0382	128	56,3	16,2	15,12	3,3858	512
<i>Persicaria amphibia</i>	30,0	6,5	2,90	0,3486	256	31,3	5,9	3,54	0,2607	256
<i>Phragmites australis</i>	70,0	45,0	25,29	12,2015	1024	50,0	22,1	21,16	6,7439	256
<i>Potamogeton gramineus</i>	10,0	1,0	0,11	0,0011	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Potamogeton natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	9,0	0,74	0,1090	128
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	10,0	9,0	0,35	0,0167	128	18,8	4,8	0,10	0,0056	64
<i>Ranunculus peltatus</i>	10,0	7,0	0,33	0,0231	128	12,5	6,0	0,25	0,0166	128
<i>Ranunculus reptans</i>	40,0	3,7	9,75	0,4673	128	56,3	1,2	3,84	0,0529	256
<i>Sagittaria natans</i>	10,0	4,7	0,51	0,0273	64	62,5	15,1	4,31	0,5124	512
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,5	42,5	0,27	0,1760	256
<i>Sparganium gramineum</i>	20,0	11,1	1,54	0,1933	128	31,3	14,2	4,69	0,5563	256
<i>Sparganium sp.</i>	10,0	0,5	0,04	0,0002	32	18,8	3,0	0,89	0,0522	64
<i>Subularia aquatica</i>	40,0	1,3	4,54	0,0711	128	50,0	1,7	2,90	0,0419	128
<i>Typha latifolia</i>	10,0	20,0	0,29	0,0574	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia sp.</i>	10,0	0,5	0,15	0,0008	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Onkivesi 2000	Luupuvesi	Osmanginjärvi	Väärä	Syysjärvi 2002	Sylky	Ukonvesi	Löksä	Puruvesi	Haukivesi	Ylimmäinen	Ylä-Korppinen
Linjafrekvenssit												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	30,0	81,8	71,4	58,9	32,7	0,0	55,6	0,0	14,3	0,0	0,0	25,0
<i>Batrachospermum</i>	0,0	81,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Butomus umbellatus</i>	0,0	0,0	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Calliergon megalophyllum</i>	10,0	0,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5
<i>Callitriche cophocarpa</i>	0,0	0,0	0,0	8,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Callitriche sp.</i>	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Carex acuta</i>	10,0	9,1	100,0	8,9	0,0	0,0	77,8	0,0	92,9	63,6	0,0	25,0
<i>Carex aquatilis</i>	0,0	90,9	85,7	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Carex elata</i>	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Carex lasiocarpa</i>	0,0	0,0	0,0	10,7	32,7	66,7	0,0	20,0	0,0	0,0	60,0	62,5
<i>Carex rostrata</i>	0,0	0,0	57,1	82,1	55,8	66,7	0,0	30,0	14,3	0,0	100,0	87,5
<i>Carex vesicaria</i>	20,0	18,2	57,1	23,2	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0
<i>Ceratophyllum demersum</i>	10,0	0,0	0,0	44,6	0,0	0,0	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Characeae	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	50,0	0,0	40,0	35,7	36,4	10,0	0,0
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	23,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Elatine hydropiper</i>	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	22,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Elatine triandra</i>	0,0	0,0	14,3	17,9	1,9	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Eleocharis acicularis</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	48,1	66,7	77,8	10,0	78,6	72,7	50,0	37,5
<i>Eleocharis mamillata</i>	20,0	0,0	14,3	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Eleocharis palustris</i>	0,0	45,5	0,0	0,0	19,2	0,0	22,2	20,0	71,4	36,4	10,0	25,0
<i>Elodea canadensis</i>	50,0	18,2	0,0	76,8	76,9	33,3	0,0	50,0	64,3	18,2	0,0	25,0
<i>Equisetum fluviatile</i>	70,0	0,0	71,4	69,6	23,1	16,7	55,6	40,0	42,9	36,4	100,0	75,0
<i>Fontinalis antipyretica</i>	0,0	100,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Fontinalis hypnoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glyceria fluitans</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	18,2	0,0	0,0
<i>Hippuris vulgaris</i>	10,0	0,0	0,0	16,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	80,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Iris pseudacorus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	55,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Isoetes echinospora</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	42,3	83,3	22,2	50,0	100,0	90,9	30,0	12,5
<i>Isoetes lacustris</i>	0,0	18,2	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	0,0	100,0	72,7	40,0	0,0
<i>Juncus supinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	13,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lemna minor</i>	70,0	0,0	14,3	35,7	3,8	0,0	11,1	10,0	0,0	9,1	0,0	12,5
<i>Lemna trisulca</i>	0,0	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Limosella aquatica</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Littorella uniflora</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	10,0	57,1	0,0	0,0	0,0
<i>Lobelia dortmanna</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	78,8	66,7	0,0	50,0	92,9	54,5	50,0	0,0
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	40,0	0,0	85,7	94,6	26,9	16,7	55,6	10,0	0,0	0,0	70,0	87,5
<i>Myriophyllum altemiflorum</i>	0,0	0,0	0,0	17,9	92,3	100,0	44,4	10,0	100,0	27,3	0,0	0,0
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	10,0	100,0	28,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nuphar lutea</i>	80,0	0,0	100,0	57,1	84,6	66,7	66,7	90,0	14,3	45,5	40,0	100,0
<i>Nuphar pumila</i>	0,0	54,5	71,4	66,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nymphaea alba ssp. alba</i>	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	10,0	81,8	57,1	14,3	3,8	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	40,0	25,0
<i>Nymphaea tetragona</i>	20,0	63,6	14,3	60,7	23,1	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	40,0	12,5

	Onkivesi 2000	Luupuvesi	Osmanginjärvi	Väärä	Syysjärvi 2002	Sylikky	Ukonvesi	Löksä	Puruvesi	Haukivesi	Ylimmäinen	Ylä-Korppinen
Linjafrekvenssit												
<i>Persicaria amphibia</i>	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	66,7	0,0	35,7	9,1	0,0	0,0
<i>Phragmites australis</i>	90,0	0,0	14,3	28,6	26,9	100,0	100,0	100,0	78,6	36,4	40,0	100,0
<i>Potamogeton alpinus</i>	0,0	0,0	0,0	16,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,0	18,2	28,6	28,6	5,8	0,0	11,1	10,0	14,3	9,1	0,0	0,0
<i>Potamogeton compressus</i>	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Potamogeton gramineus</i>	10,0	0,0	0,0	0,0	19,2	0,0	0,0	70,0	21,4	0,0	0,0	0,0
<i>Potamogeton natans</i>	40,0	0,0	85,7	57,1	32,7	33,3	22,2	20,0	7,1	18,2	20,0	62,5
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	10,0	27,3	42,9	66,1	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	87,5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	20,0	9,1	85,7	58,9	1,9	83,3	22,2	80,0	57,1	9,1	0,0	0,0
<i>Potamogeton praelongus</i>	0,0	18,2	0,0	7,1	34,6	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,0	0,0	0,0	7,1	38,5	0,0	0,0	0,0	57,1	36,4	0,0	0,0
<i>Ranunculus reptans</i>	0,0	18,2	0,0	0,0	69,2	83,3	77,8	20,0	85,7	54,5	30,0	0,0
<i>Rumex aquaticus</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sagittaria natans</i>	0,0	0,0	57,1	32,1	0,0	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	30,0	0,0	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	20,0	54,5	85,7	0,0	5,8	0,0	0,0	20,0	7,1	0,0	0,0	0,0
<i>Sparganium angus x gram</i>	0,0	45,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparganium angustifolium</i>	0,0	45,5	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparganium emersum</i>	70,0	0,0	100,0	50,0	9,6	0,0	22,2	40,0	0,0	0,0	10,0	25,0
<i>Sparganium gramineum</i>	20,0	0,0	14,3	55,4	92,3	66,7	0,0	40,0	14,3	9,1	20,0	12,5
<i>Sparganium natans</i>	10,0	18,2	0,0	39,3	0,0	0,0	0,0	30,0	0,0	18,2	0,0	0,0
<i>Sparganium sp.</i>	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	66,7	33,3	30,0	0,0	36,4	10,0	50,0
<i>Stratiotes aloides</i>	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Subularia aquatica</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	21,2	50,0	0,0	0,0	71,4	9,1	0,0	0,0
<i>Typha latifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	25,0
<i>Utricularia australis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Utricularia intermedia</i>	10,0	0,0	0,0	25,0	1,9	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	30,0	37,5
<i>Utricularia minor</i>	0,0	9,1	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Utricularia ochroleuca</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Utricularia vulgaris</i>	20,0	0,0	14,3	50,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	9,1	60,0	0,0
<i>Warnstorfia exannulata</i>	0,0	9,1	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Liite 2. Päävyöhykelinjojen aineistosta laskettujen vesikasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien laskentatavat.

Pituusfrekvenssi

$$F_x = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{f_{x_i}}{100} \times l_i \right)}{\sum_{i=1}^n l_i} \times 100$$

missä

F_x = pituusfrekvenssi (lajin x esiintymien yleisyys suhteessa koko tutkitun alueen pituuteen),

l_i = päävyöhykkeen (linjan osa-alueen) i pituus (m),

f_{xi} = lajin x yleisyysarvio päävyöhykkeellä i, saa arvoja 0-100 (%),

n = tutkimusalueen kaikkien tutkittujen päävyöhykkeiden (linjan osa-alueiden) lukumäärä.

F_x saa arvoja välillä 0-100 (%).

Pinta-alapeittävyys

$$P_x = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{f_{x_i}}{100} \times \frac{p_{x_i}}{100} \times l_i \times m \right)}{\sum_{i=1}^n l_i \times m} \times 100$$

missä

P_x = pinta-alapeittävyys (lajin x 100 % peittävän kasvuston pinta-ala suhteessa koko tutkittuun pinta-alaan),

l_i = päävyöhykkeen (linjan osa-alueen) i pituus (m),

m = päävyöhykkeen (linjan osa-alueen) leveys (vakio 5 m),

f_{xi} = lajin x yleisyysarvio päävyöhykkeellä i, saa arvoja 0-100 (%),

p_{xi} = lajin peittävyysarvio päävyöhykkeellä i, saa arvoja 0-100 (%),

n = tutkimusalueen kaikkien tutkittujen päävyöhykkeiden (linjan osa-alueiden) lukumäärä.

P_x saa arvoja välillä 0-100 (%).

Kuvailulehti

Julkaisija	Etelä-Savon ympäristökeskus ja Pohjois-Savon ympäristökeskus	Julkaisu-aika kesäkuu 2003
Tekijä(t)	Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen, Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen ja Outi Airaksinen	
Julkaisun nimi	Vesimakrofytyt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa Maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm	
Tiivistelmä	<p>Selvityksessä testattiin vesimakrofytytien seurantaan soveltuvia maastomenetelmiä sekä numeerisen ja visuaalisen ilmakuvatulkinnan käyttöä. Tutkimuksen kohteena oli kaikkiaan 23 järveä Vuoksen vesistöalueella. Järvet edustivat vesistöalueelle tyypillisiä luontaisia järviyyppejä sekä kuormitusilanteita.</p> <p>Maastomenetelmien arvioinnin perusteella parhaimpana pidettiin ns. päävyöhykelinjaa, jossa vesikasvillisuus tutkitaan rantaa vastaan kohtisuorassa olevalta 5 m levyiseltä alueelta. Riittävän linjamäärän arvioinnissa käytettiin rarefaktiokäyriä, joilla kuvattiin tutkitun linjamäärän vaikutusta havaittujen kasvilajien määrään. 15 - 25 linjan arvioitiin antavan riittävän hyvän kuvan järven kasvillisuudesta. Eri henkilöiden välisiä eroja kasvillisuuden runsauden ja yleisyyden arvioinnissa selvitettiin, jotta se voitaisiin ottaa huomioon seurantojen suunnittelussa ja niiden tulosten tulkinnassa.</p> <p>Ilmakuvan numeerisen tulkinnan todettiin soveltuvan hyvin vesikasvillisuuden elomuotojen kartoittamiseen. Tulkinna kasvillisuus luokitui hyvin ilmaversoihin ja kelluslehtisiin sekä osittain myös sitä tarkemmin. Uposlehtisen kasvillisuuden erottuminen oli heikkoa. Visuaalisen ilmakuvatarkastelun testaaminen kohdennettiin ilmaversois- ja kelluslehtiskasvillisuuteen, jotka luokituivat enimmäkseen lajitasolle.</p> <p>Kohdejärvien ekologista tilaa tarkasteltiin kerätyn vesikasviaineiston avulla. Ekologisen tilan arvioinnissa kokeiltiin kasvilajien esiintymistietoihin perustuvaa Jaccardin samankaltaisuusindeksin käyttöä sekä kasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien perusteella laskettua samankaltaisuutta. Ilmakuva-aineiston avulla määritettiin järville kasvittumisaste, jonka todettiin korreloivan järven nykyisen rehevyytason kanssa.</p>	
Asiasanat	vesimakrofytyt, vesikasvillisuus, seuranta, ilmakuvaus, vesipolitiikan puitedirektiivi	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Alueelliset ympäristöjulkaisut 312	
Julkaisun teema		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	1) Life Vuoksi -projekti 2) Ilmakuvien käyttö makrofytytien seurannassa VPD:n toteutuksessa	
Rahoittaja/ toimeksiantaja	1) EU:n Life Ympäristö-rahasto, Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Oulun yliopisto, 2) Maa- ja metsätalousministeriö	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	1) Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Oulun yliopisto 2) Suomen ympäristökeskus	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1456-8 (nid.) 952-11-1457-6 (PDF)
	Sivuja 96	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 12,45 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Etelä-Savon ympäristökeskus, Jääkärintie 14, 50100 Mikkeli, puh. (015) 74 441 Pohjois-Savon ympäristökeskus, Sepänkatu 2 B, PL 1049, 70101 Kuopio, puh. (017) 788 4777 Edita Oyj, julkaisumyynti, puh. 020 450 05, sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi	
Julkaisun kustantaja	Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus	
Painopaikka ja -aika	Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi 2003	

Presentationsblad

Utgivare	Södra Savolax miljöcentral och Norra Savolax miljöcentral	Datum Juni 2003
Författare	Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen, Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen och Outi Airaksinen	
Publikationens titel	Akvatiska makrofyter i värdering och övervakning av sjöars ekologiska tillstånd Bedömning av fält- och flygfotograferingsmetoder i Life Vuoksi -projekt	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm	
Sammandrag	<p>I undersökningen testades fält- och flygfotograferingsmetoder lämpliga för övervakning av akvatiska makrofyter. Sammanlagt 23 sjöar i Vuoksi vattendragsområde hade valts till undersökningen. Sjöarna representerade naturliga sjötyper och typiskt belastningstillstånd för området. På basen av värderingen av fältmetoder anses en transekt metod, i vilken akvatisk vegetation undersöktes i 5 meter breda transekter som bildar en 90-graders vinkel mot strandkanten, vara den bästa. Vid värdering av tillräcklig mängd transekter användes rarefaktio-kurvor, som beskrev de undersökta transekternas påverkan på antalet observerade arter. 15 - 25 transekter ansågs ge en tillräckligt bra bild av vegetationen i sjön. Variation i uppskattning av täckningsgrad och frekvens för olika personer utreddes, så att det är möjligt att ta det i hänsyn när man planerar uppföljningssystemet eller tolkar resultaten.</p> <p>Numerisk tolkning av flygfotografierna ansågs lämpa sig väl för inventering av makrofyter på livsformats-nivå. Vegetationen kunde klassificeras väl till övervattens- och flytbladsväxter och också delvis mera exakt. Undervattensväxterna urskilde sig dåligt. Den visuella tolkningen av flygfotografierna riktades mot övervattens- och flytbladsväxter. Dom klassificerades huvudsakligen på art-nivå.</p> <p>De undersökta sjöarnas ekologiska tillstånd granskades med hjälp av makrofytdata. Användning av Jaccards similaritetsindex, som grundar sig på växtarternas förekomst, och similaritetsvärde, som grundar sig på täthetsuppskattningar av arter, provades för att värdera sjöarnas ekologiska tillstånd. Med hjälp av flygfotografidata definierades sjöarnas så kallade vegetationsgrad, som visade sig att korrelera väl med sjöarnas nuvarande eutrofieringsnivå.</p>	
Nyckelord	akvatiska makrofyter, akvatisk vegetation, övervakning, flygfotografering, ramdirektivet för vattenpolitik	
Publikationsserie och nummer	Regionala miljöpublikationer 312	
Publikationens tema		
Projektets namn och nummer	1) Life Vuoksi 2) Användning av flygfotografier för inventering av makrofyter	
Finansiär/ uppdraagsgivare	1) EU:s miljöfond Life, Södra Savolax miljöcentral, Finlands miljöcentral, Norra Savolax och Norra Karelen miljöcentraler, Oulu universitet 2) Jord- och Skogsbruksministeriet	
Organisationer i projektgruppen	1) Södra Savolax miljöcentral, Finlands miljöcentral, Norra Savolax och Norra Karelen miljöcentraler, Oulu universitet 2) Finlands miljöcentral	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1456-8 (nid) 952-11-1457-6 (PDF)
	Sidantal 96	Språk Finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 12,45 €
Beställningar/ distribution	Södra Savolax miljöcentral, Jääkärintäti 14, 50100 Mikkeli, tel. (015) 74 441 Norra Savolax miljöcentral, Sepänkatu 2 B, PB 1049, 70101 Kuopio, tel. (017) 788 4777 Edita Abp, Kundservice, PB 800, FIN-00043 Edita, tel. 020 450 05, e-post asiakaspalvelu@edita.fi	
Förläggare	Södra Savolax miljöcentral, Finlands miljöcentral	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi 2003	

Documentation page

Publisher	South Savo Regional Environment Centre North Savo Regional Environment Centre	Date June 2003
Author(s)	Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen, Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen and Outi Airaksinen	
Title of publication	Use of aquatic macrophytes for assessing and monitoring the ecological status of lakes Evaluation of field survey and aerial photography methods used in the Life Vuoksi Project	
Parts of publication/ other project publications	The publication is available in the internet: www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm	
Abstract	<p>Field survey methods and aerial photography were tested as suitable methods for monitoring aquatic macrophytes in the context of 23 lakes belonging to the Vuoksi River Basin, representing natural lake types and a pressure status typical of the area.</p> <p>A transect method in which the vegetation is analysed on a 5 metre wide transect perpendicular to the shoreline was considered the most suitable. Rarefaction curves were used to analyse how the number of transects affects the quantity of species observed and to estimate the number of transects needed per lake. 15 - 25 transects were considered to be enough to give a sufficient picture of the vegetation. Personal differences between observers in estimating the coverage and frequency of the plant species were studied in order to be able to take these into account when planning monitoring schemes and interpreting the results.</p> <p>Numerical interpretation of aerial photographs was found to suit well for the mapping of life forms in the aquatic vegetation. The vegetation was successfully classified into helophytes and nymphaeids, and to some extent more precisely. The elodeids were not distinguishable. Testing of the visual interpretation of the aerial photographs was focused on the helophytic and nymphaeid vegetation, and the classification was mainly performed to species level.</p> <p>The ecological status of the lakes was discussed on the basis of the vegetation data, and use of Jaccard's similarity index, based on the presence or absence of plant species and a similarity measure derived from the species richness parameters was tested in connection with this. The aerial photography data were used to generate an index of overgrowth for the littoral zone. This correlated well with the current trophic status of the lakes.</p>	
Keywords	aquatic macrophytes, aquatic vegetation, monitoring, aerial photography, Water Framework Directive	
Publication series and number	Regional Environmental Publications 312	
Theme of publication		
Project name and number, if any	1) Life Vuoksi Project 2) Use of aerial photography for monitoring aquatic macrophytes	
Financier/ commissioner	1) EU Life Environment Fund, South Savo Regional Environment Centre, Finnish Environment Institute, North Savo and North Karelia Regional Environment Centres, University of Oulu 2) <u>Ministry of Agriculture and Forestry</u>	
Project organization	1) South Savo Regional Environment Centre, Finnish Environment Institute, North Savo and North Karelia Regional Environment Centres, University of Oulu 2) <u>Finnish Environment Institute</u>	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1456-8 (nid) 952-11-1457-6 (PDF)
	No. of pages 96	Language Finnish
	Restrictions Public	Price 12,45 €
For sale at/ distributor	South Savo Regional Environment Centre, tel. +358-15-74 441 North Savo Regional Environment Centre, tel. + 358-17- 788 4777 Edita Oyj, tel. +358-20-45005, email: asiakaspalvelu@edita.fi	
Financier of publication	South Savo Regional Environment Centre, Finnish Environment Institute	
Printing place and year	Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi 2003	

Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Selvityksessä testattiin vesimakrofyttien seurantaan soveltuvia maastomenetelmiä sekä numeerisen ja visuaalisen ilmakuvatulkinnan käyttöä. Tutkimuksen kohteena oli kaikkiaan 23 järveä Vuoksen vesistöalueella. Järvet edustivat vesistöalueelle tyypillisiä luontaisia järvityyppejä sekä kuormitus-tilanteita.

Maastomenetelmien arvioinnin perusteella parhaimpana pidettiin ns. päävyöhykelinjaa, jossa vesikasvillisuus tutkitaan rantaa vastaan kohtisuorassa olevalta viiden metrin levyiseltä alueelta. Eri henkilöiden välisiä eroja kasvillisuuden runsauden ja yleisyyden arvioinnissa selvitetiin, jotta se voitaisiin ottaa huomioon seurantojen suunnittelussa ja niiden tulosten tulkinnassa.

Ilmakuvan numeerisen tulkinnan todettiin soveltuvan hyvin vesikasvillisuuden elomuotojen kartoittamiseen. Tulkinnassa kasvillisuus luokitui hyvin ilmaversoisiin ja kelluslehtisiin sekä osittain myös sitä tarkemmin. Visuaalisessa ilmakuvatarkastelussa kasvillisuus luokitui enimmäkseen lajitasolle.

Kohdejärvien ekologista tilaa tarkasteltiin kerätyn vesikasviaineiston avulla. Ilmakuva-aineiston avulla määritettiin järville kasvittumisaste, jonka todettiin korreloivan järven nykyisen rehevyytensä kanssa.

Selvitys on osa Life Vuoksi -projektia, joka on Etelä-Savon ympäristökeskuksen vetämä yhteistyöhanke. Siihen osallistuvat lisäksi Pohjois-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus ja Oulun yliopisto. Hankkeen tarkoituksena on arvioida ja testata järvien rantavyöhykkeen seurantaan soveltuvia menetelmiä sekä tehdä sen pohjalta ehdotus uudesta seurantajärjestelmästä. Tarkastelun kohteena ovat vesikasvillisuus, pohjaeläimistö, perifyton ja kasviplankton, joiden seurantamenetelmiä on hankkeessa testattu rinnakkain pääosin samoilla kohdejärvillä. Pohjaeläin-, perifyton- ja kasviplanktonityöt sekä niiden pohjalta tehdyn seurantajärjestelmän suunnittelun tulokset julkaistaan erillisissä raporteissa. Kolmevuotinen hanke alkoi huhtikuussa 2001 ja päättyy maaliskuussa 2004. Hanketta rahoittaa osallistujien lisäksi Euroopan unionin Life Ympäristö -rahasto.

Julkaisu on saatavissa myös Internetissä:

<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm>

ISBN 952-11-1456-8 (nid.)

ISBN 952-11-1457-6 (PDF)

ISSN 1238-8610

Myynti:

Etelä-Savon ympäristökeskus, Jääkärintie 14, 50100 Mikkeli, puh. (015) 74 441

Pohjois-Savon ympäristökeskus, Sepänkatu 2 B, PL 1049, 70101 Kuopio, puh. (017) 788 4777

Edita Oyj, julkaisumyynti, puh. 020 450 05, sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi



9 789521 114564

Julkaisu on saatavana myös internetistä
<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm>

ISBN 952-11-1456-8 (nid.)
ISBN 952-11-1457-6 (PDF)
ISSN 1238-8610

Kannen kuvat: Olavi Sandman, Outi Airaksinen
Pohjakartta-aineisto: © Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03
Gummerus Kirjapaino Oy
Saarijärvi 2003

Sisällys

Alkusanat	5
I Johdanto	7
2 Vesipolitiikan puitedirektiivi ja vesikasvit	9
3 Kohdejärvet	12
3.1 Yleistä	12
3.2 Luonnostaan rehevät järvet	14
3.3 Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	16
3.4 Suuret vähähumuksiset järvet	18
3.5 Keskikokoiset kohtalaisen humuspitoiset järvet	20
3.6 Pienet runsashumuksiset järvet	20
4 Aineisto ja menetelmät	22
4.1 Maastomenetelmien testaus	22
4.1.1 Menetelmävertailut vuonna 2001	22
4.1.2 Menetelmäkuvaus ja maastokokeet vuonna 2002	23
4.2 Ilmakuvatulkinta	28
4.2.1 Ilmakuva-aineisto	29
4.2.2 Numeerinen ilmakuvatulkinta	31
4.2.3 Visuaalinen ilmakuvatulkinta.....	32
4.3. Tyypittelyn testauksen ja ekologisen tilan arvioinnin menetelmät	34
4.3.1 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin	34
4.3.2 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston avulla	34
4.3.3 Ekologisen tilan arviointi ilmakuva-aineiston avulla	35
5 Tulokset	37
5.1 Maastomenetelmien vertailut	37
5.2 Maastotöiden tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus	38
5.2.1 Linjamäärän vaikutus lajimäärään	38
5.2.2 Subjektiivisuuden vaikutus yleisyyden ja peittävyuden arvioinnissa	41
5.3 Ilmakuvatulkinnan tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus	42
5.3.1 Vesikasvillisuuden luokittuminen numeerisella tulkintamenetelmällä	42
5.3.2 Vesikasvillisuuden luokittuminen visuaalisella tulkintamenetelmällä	45
5.3.3 Vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala ja sen muutos	50
5.4 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin	51
5.5 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi	53
5.5.1 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston perusteella	53
5.5.2 Ekologisen tilan arviointi ilmakuva-aineiston perusteella	64
5.6 Menetelmien kustannukset	67
5.6.1 Maastomenetelmä	67
5.6.2 Ilmakuvatulkinta	68

6 Tulosten tarkastelu	69
6.1. Maastomenetelmien tuottama aineisto	69
6.2 Ilmakuvatulkinta	72
6.3 Kohdejärvien ryhmittäminen tyypeihin	73
6.4 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi	73
6.5 Ekologisen tilan arvioinnin luotettavuus ja soveltuvuus eri kuormitustilanteisiin	75
6.6 Kustannustehokkuus	77
7 Yhteenveto	78
Kirjallisuus	80
Liitteet	84
Liite 1. Tutkimusjärvien vesikasvilajisto sekä siitä lasketut muuttajat.	84
Liite 2. Päävyöhykelinjosten aineistosta laskettujen vesikasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien laskentatavat93
Kuvailulehdet	94

Alkusanat

Vesi- ja rantakasvillisuus on merkittävä osa järven ekosysteemiä ja se on myös järven käyttäjien kannalta oleellinen osa järviluontoa. Ympäristötekijöiden muutokset heijastuvat vesikasvillisuuteen ja vaikuttavat kasvilajistoon sekä kasvillisuuden määrään. Vesien suurkasvillisuutta eli vesimakrofyyttejä onkin käytetty vesistöjen tilan arvioinnissa mm. kuormittajien toteuttamissa ns. velvoitetarkkailuissa sekä järvien kunnostus- ja hoitohankkeissa. Vesi- ja rantakasvillisuuden kartoituksen ja seurannan menetelmät ovat kuitenkin olleet vaihtelevia eikä yhtenäisiksi vakiintuneita menetelmiä tai standardeja ole ollut käytettävissä. Ongelma on ollut lähinnä aineistojen tulosten vertailtavuus. Valtakunnallisissa vesistöjen tilan seurannoissa vesikasvillisuutta ei ole Suomessa käytetty.

Vuoden 2000 joulukuussa voimaan tulleen Euroopan yhteisön vesipuitedirektiivin (VPD) mukaan jäsenmaiden vesistöjen tilan arvioinnissa ja seurannassa tulee tulevaisuudessa käyttää biologisia muuttujia: vesikasvillisuutta, kasviplanktonia, pohjaeläimistöä ja kalastoa. Direktiivi muuttaa siten ympäristöviranomaisen toteuttamaa vesistöjen tilan seurantaa, joka on aiemmin perustunut etupäässä veden fysikaaliseen ja kemialliseen laatuun. Direktiivin tuomat tarpeet ovat olleet myös tämän raportin hankkeiden käynnistymisen perusteena.

Tässä raportissa kuvataan Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksissa sekä Oulun yliopistossa Life Vuoksi -hankkeessa vuosina 2001 ja 2002 tehty vesikasvillisuuden seurantamenetelmien testaus ja arviointityö ja sen tulokset. Mukana on myös eräitä Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksessa aiemmin kerättyjä aineistoja täydentämässä työtä ja lisäämässä tulosten luotettavuutta. Raportti on yhteisjulkaisu Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmän hankkeen "Ilmakuvien käyttö makrofyyttien seurannassa EY:n vesipuitedirektiivin toteuttamisessa" kanssa.

Life Vuoksi on laaja, Etelä-Savon ympäristökeskuksen vetämä yhteistyöhanke, johon osallistuvat Pohjois-Savon ympäristökeskuksen ja Oulun yliopiston lisäksi myös Suomen ympäristökeskus ja Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Hankkeen tarkoituksena on arvioida ja testata järvien rantavyöhykkeen seurantaan soveltuvia menetelmiä sekä tehdä sen pohjalta ehdotus uudesta seurantajärjestelmästä. Tarkastelun kohteena ovat vesikasvillisuus, pohjaeläimistö, perifyton ja kasviplankton, joiden seurantamenetelmiä on hankkeessa testattu rinnakkain pääosin samoilla kohdejärvillä. Pohjaeläin-, perifyton- ja kasviplanktonityöt sekä niiden pohjalta tehdyn seurantajärjestelmän suunnittelun tulokset julkaistaan erillisissä raporteissa. Kolmevuotinen hanke alkoi huhtikuussa 2001 ja päättyi maaliskuussa 2004. Hanketta rahoittaa osallistujien lisäksi Euroopan unionin Life Ympäristö -rahasto.

Maa- ja metsätalousministeriön rahoittama ja Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmän toteuttama hanke "Ilmakuvien käyttö makrofyyttien seurannassa EY:n vesipuitedirektiivin toteuttamisessa" (hanke nro 310422) toteutettiin soveltuvien osien yhteistyössä Life Vuoksi -hankkeen kanssa. Tavoitteena oli vertailla erityisesti visuaalisen (MMM-hanke) ja numeerisen (Life Vuoksi -hanke) ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuutta ja taloudellisuutta. Käytännössä yhteistyö toteutettiin yhteisenä työjaksona Onkivedellä ja Suomunjärvellä kesällä 2002.

Etelä-Savon ympäristökeskuksessa biologi Jarkko Leka on koonnut raportin sekä vastannut maastotöistä vuosina 2001 ja 2002. Työtä ovat ohjanneet Etelä-Savon ympäristökeskuksessa biologi Arto Ustinov, erikoistutkija Olavi Sandman sekä Life Vuoksi -hankkeen projektikoordinaattorina Outi Airaksinen. Maastotöitä ovat tehneet Jarkko Leka, biol. yo Jarmo Halonen, biol. yo Merja Aho, Arto Ustinov, Outi Airaksinen, biol. yo Tommi Karhu, biol. yo Teemu Nieminen sekä Suomen ympäristökeskuksen vanhempi tutkija Krister Karttunen. Lisäksi tukena käytetyn vuoden 2000 aineistojen keruun ovat tehneet FL Teija Virola, Arto Ustinov, Jarmo Halonen ja biologi Teemu Hentinen (Virola 2001).

Pohjois-Savon ympäristökeskuksessa maastotöitä ovat vuosina 2001 ja 2002 tehneet tutkija Antti Kanninen, kenttämestarit Pirjo Punju ja Markku Miettinen ja fil. yo Kirsi Neuvonen. Lisäksi aiemmin kerätyt, raportissa käsitellyt Pohjois-Savon aineistot ovat keränneet Pirjo Punju ja limnologi Irmeli Taipalinen.

Oulun yliopistosta maastotöihin osallistuivat tutkija Kirsi Valta-Hulkkonen vuosina 2000 ja 2002 sekä maant. yo Riitta Ilvonen vuonna 2002. Kirsi Valta-Hulkkonen on vastannut työn numeerista ilmakuvatulkintaa käsittelevästä osasta ja toteuttanut sen yhdessä Riitta Ilvosen sekä Antti Kannisen kanssa. Oulun yliopistossa työn ohjaajana on ollut professori Olavi Heikkinen.

Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmä on vastannut raportin visuaalista ilmakuvatulkintaa käsittelevästä osasta. Työn ovat tehneet FM Sari Partanen ja erikoistutkija Seppo Hellsten. Sari Partanen, Kirsi Valta-Hulkkonen ja Antti Kanninen ovat yhdessä tehneet eri ilmakuvatulkintamenetelmiä koskevan vertailun.

Tekijät kiittävät Sergei Pogreboffia Etelä-Saimaan vesikasvitutkimukseen liittyvistä neuvoista, käytännön opastuksesta sekä pohjaharan ja Tynkkysen (1962) aineiston luovuttamisesta tutkimuskäyttöön. Raportin kommentoimisesta kiitoksemme tutkimuspäällikkö Heikki Toivoselle ja Krister Karttuselle. Raportin on taittanut tutkimusassistentti Leena Tiukka Pohjois-Savon ympäristökeskuksesta.

Mikkelissä huhtikuussa 2003

Tekijät

Johdanto

Vesi- ja rantakasvillisuus on näkyvä ja ekologisesti merkittävä osa järvien rantavyöhykettä. Rannan kasvillisuusvyöhyke sitoo valuma-alueelta tulevia ravinteita (esim. Doren ym. 1997) ja ehkäisee aallokon sekä virtausten eroosiovaikutuksia (esim. Keränen ym. 1992, Juntura ym. 1999). Vesi- ja rantakasvillisuudella on tärkeä merkitys myös järven muiden eliöryhmien kannalta. Kasvillisuusalueet ovat esimerkiksi kalaston lisääntymisen (esim. Huusko ym. 1988) sekä vesilinnuston ruokailun kannalta tärkeitä alueita (esim. Noordhuis ym. 2002).

Vesien suurkasvien eli vesimakrofyyttien merkitys veden laadun ilmentäjinä on tunnettu jo pitkään (esim. Iversen 1929, Linkola 1932, Lohammar 1938). Vesimakrofyytit soveltuvat erityisesti vesistöjen pitkäaikaisten muutosten tarkasteluun (esim. Ilmavirta ja Toivonen 1986). Vesikasvillisuus heijastaa lähinnä rantavyöhykkeen paikallisia olosuhteita, kun taas avovesialueen olosuhteet erityisesti suurissa selkävesissä voivat poiketa hyvin paljon suojaisten kasvillisuusrantojen olosuhteista (Toivonen 1984).

Etelä- ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksissa sekä Oulun yliopistossa aloitettiin vuonna 2000 järvien vesimakrofyyttien seurantamenetelmien kehittäminen. Etelä-Savon ympäristökeskus keskittyi maastotyömenetelmien tutkimiseen ja kehittämiseen. Oulun yliopiston ja Pohjois-Savon ympäristökeskuksen tutkimuskohdeena oli vesikasvillisuuden ilmakuvaus ja siitä tuotettujen numeeristen aineistojen käyttö.

Kesällä 2000 Saimaan Haukivedellä, Puruvedellä ja Onkivedellä tehtyjen vesikasvitutkimusten tarkoituksena oli kokeilla ja vertailla erilaisia menetelmiä sekä selvittää millainen työmäärä ja tarkkuus olisi riittävä seurantojen tarpeisiin (Virola 2001, Valta-Hulkkonen ym. 2003a). Ilmakuvatutkimuksen kohteena oli kuvausjärjestelyn ja maastotyömenetelmien kehittäminen sekä eri vesikasvilajien ja -elomuotojen erottuminen ilmakuvilta.

Kehittelytyö jatkui vuosina 2001 ja 2002 osana Life Vuoksi -projektia. Maastotyötutkimuksen osalta kesällä 2001 jatkettiin samojen asioiden selvitystä kuin vuonna 2000. Painotukset olivat kuitenkin erilaiset: kohdejärvet olivat pieniä (56 - 490 ha), testattiin neljän eri maastomenetelmän käyttökelpoisuutta, verrattiin erityyppisten harojen toimivuutta sekä selvitettiin peittävyysarvioinnin vaihtelua eri henkilöiden välillä. Ilmakuvaustutkimuksessa keskityttiin vesikasvillisuuden ajalliseen ja alueelliseen muutokseen Luupuvedellä.

Kesällä 2002 maastotyötutkimuksessa valittiin aikaisempien vuosien tutkimusten perusteella soveliaain menetelmä ja keskityttiin ekologisen tilaluokittelun testaamiseen. Ilmakuvauksen osalta testattiin aiempina vuosina kehitettyjä menetelmiä sekä tuotettujen aineistojen käyttömahdollisuuksia ekologisen tilan arvioinnissa.

Vuosina 2000-2002 maastotyömenetelmien testauksen kohteena oli yhteensä 21 järveä tai järven osaa ja ilmakuvaustutkimuksessa 15 järveä. Tutkimusjärvet olivat pääosin samoja, mikä mahdollistaa ilmakuvauksen ja maastotöiden välisen vertailun.

Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmä on käyttänyt vesikasvillisuuden visuaalista ilmakuvatulkintaa vuodesta 1996 lähtien lukuisten järvisäännöstelyn kehittämiselvitysten yhteydessä (esim. Suoraniemi ym. 2000). Vuonna 2002 käynnistynyt erillinen selvityshanke "Ilmakuvien käyttö makrofyyttien seurannassa EY:n vesipuitedirektiivin toteuttamisessa" suunniteltiin siten, että voitiin toimia yhteistyössä Life Vuoksi -hankkeen kanssa. Visuaalista menetelmää testattiin samoilla alueilla rinnakkain numeerisen tulkintamenetelmän kanssa. Vertailua menetelmien välillä tehtiin Onkivedellä ja Suomunjärvellä.

Tässä raportissa kuvataan Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskusten sekä Oulun yliopiston vuosina 2001 ja 2002 Life Vuoksi -hankkeessa tekemä vesikasvillisuuden seurantamenetelmien kehittäelytyö ja sen tulokset sekä vuonna 2002 toteutettu yhteistyö Suomen ympäristökeskuksen vesi- ja ekotekniikan ryhmän kanssa.

Vesipolitiikan puitedirektiivi ja vesikasvit

2

Euroopan yhteisön vesipuitedirektiivi (VPD) astui voimaan joulukuussa 2000 (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY). Direktiivin tavoitteena on parantaa ihmistoiminnan vaikutuksesta pilaantuneiden pohja- ja pintavesien tilaa siten, että vesistön eliöstön kannalta hyvä ekologinen tila saavutetaan eräitä poikkeuksia lukuun ottamatta vuoteen 2015 mennessä. Direktiivin mukaan ekologinen tila arvioidaan biologisiin muuttujiin perustuen. Järvien ekologisen tilan arvioinnissa käytetään vesimakrofyyttejä, pohjaeläimistöä, kasviplanktonia sekä kalastoa. Biologisten muuttujien tukena käytetään veden laadun fysikaalisia ja kemiallisia laatutekijöitä.

Vesistöjen ekologisen tilan määrittelyä varten valitaan jokaiselle pintavesimuodostumatyypille ihmistoiminnan mahdollisimman vähän muuttamia referenssi- eli vertailuvesistöjä tai määritetään vertailutila muulla tavalla. Ekologisen tilan määrittely tehdään yleisesti vertaamalla havaitun ja odotetun lajimäärän tai runsausarvon välistä suhdetta O/E, havaittu (observed) arvo / odotettu (expected) arvo. Odotettu arvo määritellään referenssivesistöjen (tai muulla tavalla määritellyn vertailutilan) perusteella. Direktiivin mukaan käytetään ekologisen tilan määrittelyssä ns. ekologista laatusuhdetta (EQR, 'ecological quality ratio'), joka saa arvoja välillä 0 - 1. EQR voidaan määrittää esim. edellä mainitun havaitun ja odotetun arvon suhteeseen perustuen. Yhtenä mahdollisuutena ekologisen tilan määrittelyssä EQR:ään perustuen on tuotu esille, että käytettäisiin tasavälistä asteikkoa, jossa arvot 1 - 0,8 edustaisivat erinomaista tilaa, arvot 0,8 - 0,6 hyvää tilaa jne.

VPD:n ekologisia laatutekijöitä koskevassa osiossa (direktiivin liite V) ei eritellä tarkemmin, mitä lajiryhmällä 'makrofyytit' tarkoitetaan. Suomalaisessa vesistötutkimuksessa on vesikasvien osalta perinteisesti viitattu Linkolan (1933) lajilistaan sisävesien putkilokasveista. Linkola jakoi lajit varsinaisiin vesikasveihin eli hydrofyytteihin (55 lajia) sekä muihin vesikasveihin (37 lajia), jotka kasvavat Suomen olosuhteissa vallitsevasti vedessä tai joita ainakin yleisesti tavataan verraten syvässäkin vedessä kasvavina. Lisäksi on suuri joukko vesirajan tuntumassa ja ajoittain vedessäkin kasvavia lajeja, joita Linkola ei ole luokitellut kumpaankaan ryhmään, vaan piti niitä lähinnä rantakasveina. Käytännössä Linkolan luokittelujen vesikasvilajien lisäksi vesikasvillisuusselvityksissä on mukaan usein otettu suursarat (*Carex* spp.), vesisammalet (Koponen ym. 1995) ja tietyt suurlevät, esim. järvissä näkinpartaislevät (*Characeae*).

Makrofyyttejä käsitellään direktiivin mukaan samalla tavoin kuin muitakin eliöryhmiä. Yleisesti ottaen tulee tarkastella taksonikoostumusta, runsaussuhteita ja haitallista runsastumista. Lisäksi mainitaan erikseen tyyppille ominaiset yhteisöt. Taulukkoon 1 on koottu VPD:n mukaiset järvien ekologista tilaa koskevat määritelmät makrofyyttien ja fyto bentoksen eli pohjalevästön perusteella.

Taulukko 1. Järvien ekologista tilaa koskevat VPD:n määritelmät vesimakrofyyttien ja fyto bentoksen (pohjalevät) mukaan.

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

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

Makrofyyttejä voidaan tarkastella vesien ekologisen tilan kannalta monin eri tavoin (taulukko 2). Taksonikoostumus on jokseenkin yksiselitteinen käsite, jossa tosin taksonikäsitteen rajausta muodostaa avoimen tekijän. Tässä työssä taksonikoostumuksen käyttöä kokeiltiin maastotöihin pohjautuvassa järvien ekologisen tilan arvioinnissa (luku 5.5) sekä osin myös ilmakehän aineistojen käytössä (luku 5.3). Keskimääräiset runsaussuhteet antavat mahdollisuuden erilaisiin tarkasteluihin, jotka voivat vaihdella kasvillisuusalueiden pinta-alasuhteista yleisyysarviointeihin (luvut 5.3 ja 5.5). Kasvillisuuden haitallista runsastumista käsitellään pääasiassa luvussa 5.5.2, mutta tyyppille ominaisten yhteisöjen merkitystä ei tässä tutkimuksessa käsitellä lukuun ottamatta ilmakehässä havaittuja tyyppillisiä ilmaversois- ja kelluslehtisyhteisöjä.

Taulukko 2. Vesipuidedirektiivin makrofyyttejä koskevat tilamääritelmät ja sitä käsittelevät osiot tässä raportissa.

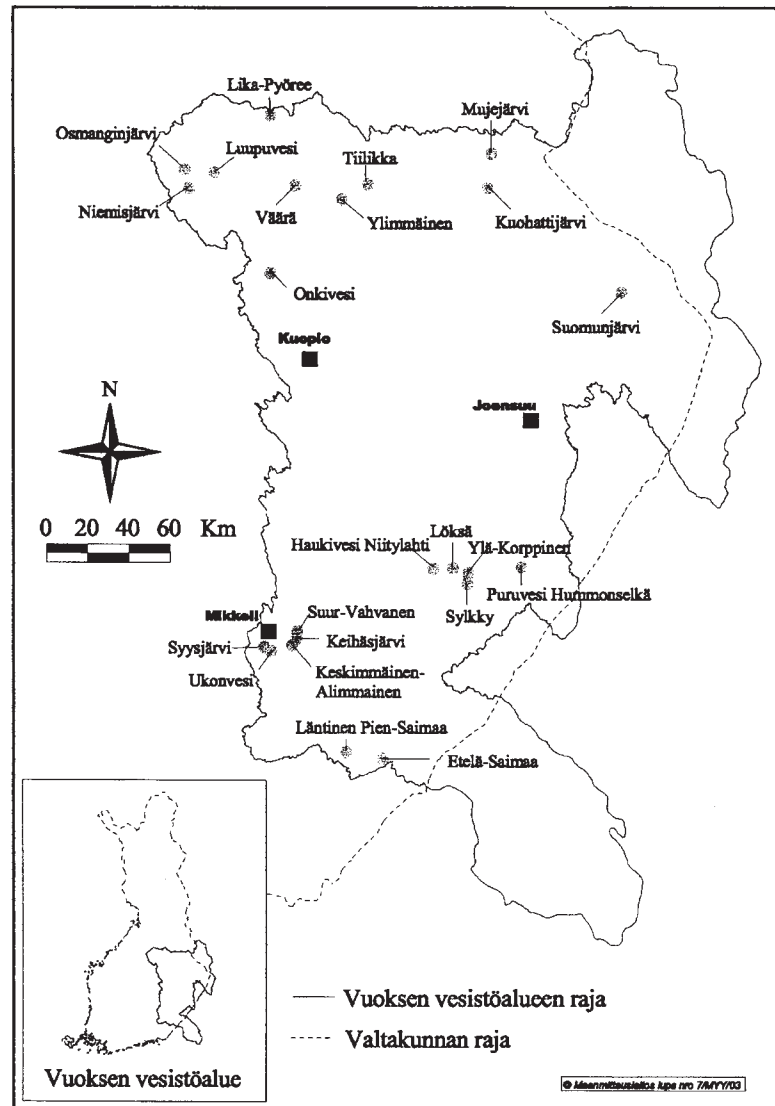
Määritelmä	Maastomenetelmät	Ilmakuvatulkinta
Taksonikoostumus	x	(x)
Runsaussuhteet	x	x
Haitallinen runsastuminen	(x)	x
Tyypille ominaiset yhteisöt	-	(x)

3

Kohdejärvet

3.1 Yleistä

Tutkimuksen kohteena on kaikkiaan 23 järveä Vuoksen vesistöalueelta (kuva 1). Niistä 18 on Life Vuoksi -hankkeen vuosien 2001 ja 2002 kohdejärviä, kolme vuoden 2000 menetelmäk kehittelyn kohteita sekä kaksi Pohjois-Savon ympäristökeskuksen jo aiemmin tutkima järveä (taulukko 3).



Kuva 1. Tutkimuksen kohdejärvet vuosina 2000-2002.

Taulukko 3. Perustietoja kohdejärvistä. Järvet on ryhmitelty niiden arvioidun luontaisen järvityypin (Pilke ym. 2002) mukaan. Vedenlaatutiedot ovat Mannisen ym. (2003) raportista. Kokonaisfosforipitoisuudet ja väriarvot perustuvat vuosien 1992 - 2002 ympärikuotisten pintavesihavaintojen keskiarvoihin.

Järvi	Sijaintikunta	Vesikasviaineisto vuodelta	Pääasiallinen kuormituslähde	Pinta-ala, km ²	Kok P, µg / l	Väri, mg Pt / l
Luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2, sijaitsevat savikkoalueilla tai runsasravinteisen kallio- tai maaperän alueella)						
Lika-Pyöree	Sonkajärvi	2002	vertailualue	1,95	30	160
Niemisjärvi	Kiuruvesi	2001-2002	maatalous	4,18	63	200
Onkivesi	Lapinlahti	2000	maatalous	114	50	120
Luupuvesi	Kiuruvesi	2001	maatalous ja turvetuotanto	7,04	72	280
Osmanginjärvi	Kiuruvesi	2001	maatalous ja turvetuotanto	2,78	68	320
Väärä	Sonkajärvi	1993-1995	maatalous ja hajakuormitus	0,7	45	58
Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (tyyppi 4, väriarvo alle 30 mgPt/l ja koko alle 40 km ²)						
Suuri-Vahvanen	Mikkeli	2002	vertailualue	1,32	5	16
Keihäsjärvi	Mikkeli	2002	hajakuormitus	1,39	13	42
Keskimmäinen	Mikkeli	2002	hajakuormitus	0,8	14	51
Alimmainen	Mikkeli	2002	hajakuormitus	0,74	25	70
Syysjärvi	Mikkeli	2001-2002	hajakuormitus	1,75	8	23
Sylkky	Kerimäki	2001	vertailualue	1,06	9	11
Ukonvesi (Saimaa)	Mikkeli	2001	hajakuormitus	4,9	22	35
Löksä	Kerimäki	2001	hajakuormitus	0,84	12	34
Suuret vähähumuksiset järvet (tyyppi 5, väriarvo alle 30 mgPt/l ja koko yli 40 km ²)						
Läntinen Pien-Saimaa	Lappeenranta, Taipalsaari	2002	vertailualue	n. 17	10	30
Etelä-Saimaa alue 1; 0-3 km Kaukaan tehtaasta	Lappeenranta	2002	tehtaan jätevedet	n. 3,5	22	54
Etelä-Saimaa alue 2; 3-6 km Kaukaan tehtaasta	Lappeenranta	2002	tehtaan jätevedet	n. 6	21	52
Etelä-Saimaa alue 3; 11-15 km Kaukaan tehtaasta	Taipalsaari	2002	tehtaan jätevedet	n. 3,5	8	32
Puruvesi, Saimaa, Hummonsellä	Kerimäki	2000	vertailualue	416 / n. 20	5	6
Haukivesi, Saimaa, Niittylahti	Savonlinna	2000	hajakuormitus	560 / n. 7	11	35
Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet (tyyppi 7, väriarvo 30-90 mgPt/l ja koko 5-40 km ²)						
Suomunjärvi	Lieksa	2002	vertailualue	6,63	6	70
Kuohattijärvi	Nurmes	2002	metsätalous	10,81	12	70
Pienet, runsashumuksiset järvet: (tyyppi 9, väriarvo yli 90 mgPt/l ja koko alle 5 km ²)						
Tiilikka	Rautavaara	2002	vertailualue	4,2	13	100
Mujejärvi	Nurmes	2002	metsätalous	3,51	29	150
Ylimmäinen	Sonkajärvi	2002	vertailualue	0,68	16	167
Ylä-Korppinen	Kerimäki	2001	metsätalous	0,55	27	140

Vuosien 2001 ja 2002 kohdejärviksi valittiin mahdollisimman kattavasti erilaisia, Vuoksen vesistöalueelle tyypillisiä luontaisia järvityyppejä. Lisäksi kohteet valittiin siten, että ne edustavat alueelle tyypillisiä kuormitustilanteita. Myös käynnissä olevat hankkeet ja olemassa olevat biologiset aineistot tukivat kohteiden valintaa.

Kohdejärvet jaoteltiin Suomen ympäristökeskuksen tyypittelyehdotuksen (Pilke ym. 2002) mukaisiin järvityyppeihin, joista edustettuina on viisi tyyppiä (taulukko 3). Tyyppien määrittäminen tehtiin asiantuntija-arviona käyttäen tukena paleolimnologisia tutkimuksia, jos sellaisia oli saatavilla. Kuhunkin järvityyppiin valittiin vertailukohde ja kuormitettu kohde tai useita kuormitettuja kohteita. Vertailukohteiden katsottiin valuma-alueen maankäytön ja painetarkastelun (Manninen ym. 2003) perusteella olevan lähellä luonnontilaa. Kuormitettujen kohteiden valinnassa painotettiin Vuoksen vesistöalueen maakunnille ominaisten järvien pääasiallisten kuormituslähteiden mukaista jaottelua: Pohjois-Savossa maatalous, Pohjois-Karjalassa metsätalous ja Etelä-Savossa hajakuormitus (haja-asutus, maa- ja metsätalous). Pistekuormituksen kohdealueeksi valittiin Lappeenrannassa sijaitsevan Kaukaan sellu-paperitehtaan kuormittama Etelä-Saimaa.

Kohdejärvi kuvausten ja taulukon 3 maankäyttö- ja kuormitustiedot sekä vedenlaatutiedot perustuvat Life Vuoksi -hankkeen 3. osakokonaisuuden raporttiin (Manninen ym. 2003), jossa on tarkasteltu kohdejärvien kuormitusta ja vedenlaadun yleistä tilaa. Löksän, Puruveden Hummonselän, Haukiveden Niittylahden, Väärän, Ylimmäisen ja Ylä-Korppisen kuormitusta arvioitiin yleispiirteisenä kartatarkasteluna ja vedenlaatutiedot on haettu ympäristöhallinnon tietojärjestelmästä (Hertta).

3.2 Luonnostaan rehevät järvet

Lika-Pyöree

Lika-Pyöree on hyvin matala, runsashumuksinen ja ravinteikas järvi. Lika-Pyöreeen ei kohdistu merkittävää ihmisen aiheuttamaa kuormitusta. Turvemaiden osuus järven valuma-alueesta on noin 38 %. Pientä taustakuormitusta aiheuttavat kaakkoisosan metsä- ja suo-ojitukset sekä valuma-alueen pohjoisosassa sijaitsevan turvetuotantoalueen kuormitus. Paleolimnologinen tutkimus (Miettinen ym. julkaisemat) antaa viitteitä siitä, että järvi on luontaisesti rehevä.

Vesirajassa kasvinlinjojen kohdalla pohja on useimmiten turvetta ja syvemmällä lähinnä mutaa. Mineraalipohjia tavataan harvakseltaan. Mataluudesta johtuen Lika-Pyöree on suurelta osin kasvittunut, vaikka vesi on tummaa. Kelluslehtiset ja ilmaversoiset ovat järvellä yleisiä ja runsaita, samoin vesisammalet kasvavat runsaina lähes koko järven alueella. Järvellä on tehty yksi vesikasvillisuus selvitys vuonna 2001 (Pohjois-Savon ympäristökeskus / 4 linjaa) ennen vuoden 2002 vesikasvitöitä.

Niemisjärvi

Niemisjärvi on matala, hyvin tummavetinen ja ravinteikas järvi. Sen valuma-alueesta noin viidesosa on peltoviljelyssä ja karjatalouden laidunmaina. Järven ravinteet ovat peräisin pääasiassa humukseen sitoutuneina, valuma-alueen ojitetuilta soilta sekä maataloudesta.

Niemisjärven pohjanlaatu on vesikasvilinjoilla valtaosin mutaliejua. Turvepohjia on jonkin verran, mutta mineraaliainesta hyvin harvoin. Niemisjärvellä on runsaat kelluslehtis- ja ilmaversoiskasvustot. Runsaina kasvavia lajeja ovat mm. ulpukka (*Nuphar lutea*), pohjanlumme (*Nymphaea alba ssp. candida*), uistinvita (*Potamogeton natans*), pullosara (*Carex rostrata*) ja järviruoko (*Phragmites australis*). Matalat lahdet ovat paikoittain umpeenkasvaneet. Niemisjärvi on yksi Mariston (1941) kartoituskohteista. Hän teki siellä vesikasvitutkimuksen elokuussa 1936. Rintanen (1996) tutki Niemisjärven 1980-luvun alkupuolella samalla menetelmällä kuin Maristo.

Onkivesi

Onkivesi on tummavetinen ja ravinteikas järvi. Järveen kohdistuva voimakas hajakuormitus on peräisin lähinnä maataloudesta. Lisäkuormitusta aiheuttavat Lapinlahden kunnan jätevedet. Suuren kuormituksen lisäksi Iisalmen reitin järvet ovat luontaisesti reheviä johtuen maaperän ravinteikkuudesta. Paleolimnologisten tutkimusten (Miettinen ym. 2002) mukaan Onkivesi on jo luonnontilaisena ollut vähintään keskiravinteinen järvi. Onkivettä on säännöstelty vuodesta 1951 alkaen muun muassa maataloudelle aiheutuvien tulvahaittojen vähentämiseksi (Kanninen ym. 2002).

Pohjanlaatu on valtaosin pehmeää: mutaliejua, liejua ja turvetta. Onkivesi on hyvin sokkeloinen ja keskimäärin loivarantainen järvi. Vesikasvillisuuden kannalta suotuisia alueita ovat Onkiveden lukuisat matalat ja suojaiset lahdet. Kelluslehtiset ja ilmaversoiset kasvavat järvellä yleisinä ja runsaina.

Luupuvesi

Luupuvesi on matala, hyvin tummavetinen ja runsasravinteinen järvi. Järveen kohdistuu merkittävää maatalouden ravinnekuormitusta ja turvetuotannon kiintoainekuormitusta. Turvetuotannon ja suo-ojitusten takia veden väriarvot ovat poikkeuksellisen suuria. Paleolimnologisen tutkimuksen perusteella Luupuvesi on rehevöitynyt ihmistoiminnan vaikutuksesta, mutta ollut ennen ihmistoiminnan alkuakin rehevä järvi (Miettinen ym. julkaisematon).

Luupuveden pohja on pehmeää mutaliejua. Hiekka- ja kivipohjia on hyvin vähän. Luupuveden vesikasvillisuutta luonnehtivat laajat ilmaversoiskasvustot. Kelluslehtiset ovat myös yleisiä. Vesikasvillisuuden niittoja on tehty kesinä 1997 ja 1998. Luupuvedellä on tehty vesikasvillisuuden maastotutkimuksia aiemmin vuonna 1980 (Pohjois-Savon ympäristökeskus). Luupuvesi on Pohjois-Savon merkittävimpiä lintuvesiä ja kuuluu valtakunnalliseen lintuvesien suojeluohjelmaan.

Osmanginjärvi

Osmanginjärvi on matala, hyvin tummavetinen ja runsasravinteinen. Siihen kohdistuva hajakuormitus on peräisin peltoviljelystä, karjataloudesta ja turvetuotannosta. Koska järven rannat ovat kauttaaltaan viljeltyjä ja monin paikoin alavia, huuhtoutuu ranta-alueilta keväisin runsaasti ravinteita. Järven valuma-alueen pinta-alasta on 25 % peltoa ja 60 % metsää.

Osmanginjärven vesikasvilinjojen kohdalla pohja on yleensä mutaliejua, johon on paikoin sekoittunut savea. Järven matalissa lahdissa umpeenkasvu on edennyt pitkälle. Rannoilla valtalajeina ovat järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*) ja suursarat. Järven keskiosassa on runsaasti kelluslehtisiä. Valuma-alueen vähäjärvisyydestä johtuen Osmanginjärven vedenkorkeusvaihtelut ovat suuret. Järven vedenpintaa onkin laskettu kahdesti, yhteensä noin metrin, tulvahaittojen torjumiseksi.

Väärä

Väärä on melko ruskeavetinen ja keski-runsasravinteinen järvi, jolla on pieni valuma-alue. Valuma-alueen pinta-alasta savimaan osuus on samaa suuruusluokkaa (11 %) kuin muilla Iisalmen reitin luontaisesti rehevillä järvillä, joten myös Väärä on todennäköisesti luontaiselta tyypiltään rehevä. Suurin osa järveen tulevasta ihmistoiminnan kuormituksesta on peräisin peltoviljelystä. Järven kunnostussuunnittelun pohjaksi sekä harvinaisten vesikasvilajien kartoittamiseksi on vuosina 1993-1995 toteutettu laaja vesikasvikartoitus (Pohjois-Savon ympäristökeskus). Vesikasvillisuus on monimuotoista ja järvellä kasvaa mm. harvinainen suomenlumpeen (*Nymphaea tetragona*) punakukkainen muoto.

3.3 Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet

Suuri-Vahvanen

Suuri-Vahvanen on kirkasvetinen ja karu latvajärvi, joka on varsin lähellä luonnontilaa. Järveen kohdistuva vähäinen hajakuormitus on peräisin maa- ja metsätaloudesta. Noin 80 % järven valuma-alueen pinta-alasta on erityyppisiä kangasmaita. Peltojen osuus valuma-alueesta on 7,7 %.

Suuri-Vahvasella mineraalipohjat ovat yleisiä. Rannassa pohja on useimmiten kalliota, kivikkoa tai hiekkaa ja harvemmin liejumutaa, joka kuitenkin syvemmälle mentäessä yleistyy selvästi. Suuri-Vahvasen vesikasvillisuus on niukkaa. Yleisimpiä lajeja ovat ruskoärviä (*Myriophyllum alterniflorum*), ulpukka ja jouhisara (*Carex lasiocarpa*).

Keihäsjärvi

Keihäsjärvi on suhteellisen kirkasvetinen ja niukka-keskiravinteinen järvi. Siihen kohdistuva hajakuormitus on jonkin verran suurempaa kuin vertailukohteena olevaan Suuri-Vahvaseen kohdistuva kuormitus. Suurimmat fosforikuormituksen lähteet ovat pellot, kangasmaat sekä kaukovaluma-alueelta tuleva kuormitus. Kerrostuneisuuskausina järvessä on ajoittain selvä hapen vajaus. Keihäsjärven vedenpintaa on laskettu 1920-luvulla noin 0,8 metriä.

Vallitseva pohjanlaatu vesikasvilinjoilla on siltti ja liejumuta. Linjojen alussa on monesti myös kiviä, hiekkaa tai turvetta. Muodoltaan kapealla ja vaihtelevalla Keihäsjärvellä on paljon vesikasvillisuudelle soveliaista ranta-aluetta. Keihäsjärven vesikasvisto on monipuolinen ja kasvillisuus on kohtalaisen runsasta. Kelluslehtiset ovat elomuotoryhmistä runsaimpia. Ilmaversoisista järviruoko ja suursarat ovat valtalajeja. Keihäsjärvellä vesisammalet ovat yleisiä ja muodostavat melko runsaita kasvustoja.

Keskimmäinen ja Alimmainen

Keskimmäinen-Alimmainen on tummahkovetinen ja keskiravinteinen kapean salmen erottama järvipari. Järviin kohdistuva hajakuormitus on peräisin valtaosin maataloudesta. Pääosa järveen tulevasta vedestä laskee Keihäsjärvestä Saarisen ja Kortteisen kautta Alimmaisen itäosaan. Kortteisen ja Alimmaisen välisellä osuudella tulouoma kulkee laajahkon, uomaan rajoittuvan peltoalueen läpi. Vapaa-ajan asuntoja on melko paljon kummallakin järvellä.

Vaikka Keskimmäisen ja Alimmaisen väriarvot viittaavat kohtalaisen humuspitoiseen järvityyppiin, on niiden oletettu olevan luonnontilassa vähähumuksista tyyppiä. Järven veden väriarvoihin vaikuttaa valuma-alueen suopinta-ala. Keskimmäinen-Alimmaisen valuma-alueella suopinta-alan suhteellinen osuus on samaa luokkaa kuin vertailujärvenä olevan Suuri-Vahvasen valuma-alueella. Siten voidaan ajatella, että Keskimmäisen-Alimmaisen korkeat väriarvot johtuvat todennäköisesti hajakuormituksesta. Tätä tukee myös se, että Alimmaisella, johon ravinnekuormitus pääasiassa kohdistuu, on väri ollut keskimäärin 70 mg Pt/l, kun se vastaavasti Keskimmäisellä on ollut 51 mg Pt/l. Vesikasvillisuudeltaan ja vedenlaadultaan (taulukko 3) Keskimmäinen ja Alimmainen poikkeavat toisistaan niin paljon, että niitä on käsitelty tässä raportissa erillisinä järvinä. Pinta-alaltaan Keskimmäinen ja Alimmainen ovat melko samansuuruiset.

Keskimmäisen vesikasviliinjoilla hieta-, hiesu- ja kivipohjat ovat yhtä yleisiä kuin pehmeät liejumutapohjat. Keskimmäisen runsaimpia vesikasveja ovat ulpukka, järviruoko, jouhisara ja järvinäkinsammal (*Fontinalis antipyretica*). Alimmaisen vesikasviliinjoilla pehmeät liejumutapohjat ovat vallitsevia. Alimmaisella vesikasvillisuus on selvästi runsaampaa kuin Keskimmäisellä. Ulpukka on Alimmaisella selkeä valtalaji. Vesisammalkasvustot ovat melko runsaita ja järvellä kasvaa runsasravinteisuutta ilmentäviä vesikasveja kuten karvalehteä (*Ceratophyllum demersum*) ja kapeaosmankäämiä (*Typha angustifolia*). Keskimmäisen-Alimmaisen neljältä linjalta löydettiin Suomessa erittäin uhanalaiseksi luokiteltu (Rassi ym. 2001) hentonäkinruoho (*Najas tenuissima*).

Syysjärvi

Syysjärvi on melko kirkasvetinen ja niukkaravinteinen järvi. Siihen kohdistuva kuormitus on pääosin peräisin järven pohjoisosaa ympäröivältä laajahkolta peltoalueelta. Peltojen osuus järven valuma-alueen pinta-alasta on 19 %.

Syysjärven pohja on suurelta osin pehmeää mutaliejua, etenkin yli metrin syvyydessä. Matalassa rantavedessä on yleisesti hiekka- ja hietapohjia. Ravinnekuormitus näkyy pohjoisosan matalassa Parikkalanlahdessa, jossa on tiheä kelluslehtisten ja vesisammaleiden muodostama kasvillisuus. Järven keski- ja eteläosaa puolestaan luonnehtivat niukkaravinteisuutta ilmentävät pohjalehtiset sekä hyvin yleisenä kasvava ruskoärviä.

Sylkky

Sylkky on kirkasvetinen ja niukkaravinteinen latvajärvi. Järveen ei kohdistu merkittävää ihmistoiminnasta peräisin olevaa kuormitusta. Sylkyn valuma-alueen maapinta-ala on vain 218 ha ja itse järven pinta-ala on 106 ha. Lähes 90 % järven valuma-alueesta on karuhkoa kangasmaata. Valuma-alueen pinta-alasta on peltoa 3,8 % ja turvemaita noin 5 %. Järven itäosan rantaan rajoittuvan peltolohkon vaikutus järven tilaan ei näkynyt havaittavasti vesikasvillisuudessa ainakaan vuonna

2001. Sylkyn eteläosassa sijaitsevaan Kaupinlahteen laskee kuivatusojia pieneltä mäntyvaltaiselta turvemaalta, mutta niidenkään vaikutus ei näkynyt pohjanlaadussa tai vesikasvillisuudessa.

Sylkyn vesikasvinjoilla pohja on valtaosin hiekkaa tai hietaa. Kivikkorantoja on kohtalaisen paljon. Sylkky on Mariston (1941) järviyyppiluokituksen mukaan selvä nuottaruohojärvi. Uposlehtisistä vesirutto (*Elodea canadensis*), ruskoärviä ja ahvenvita (*Potamogeton perfoliatus*) ovat yleisiä. Ilmaversoiskasvustoja on vähän ja ne ovat harvoja.

Ukonvesi

Ukonvesi on melko kirkasvetinen ja lievästi rehevöitynyt selkävesi, joka on osa Mikkelin alapuolista Saimaata. Ukonveteen kohdistuu kuormituspaineita Mikkelin kaupungin asumajätevesistä ja suhteellisen runsaasta hajakuormituksesta. Asumajätevesien vaikutus Ukonveteen on kuitenkin ollut selvästi vähäisempi kuin sitä pohjoisempana olevaan Kyyhkylänselkään, jossa vesikasvillisuus on rehevämpää kuin muilla lähialueen selillä (Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry 2001).

Noin puolella Ukonveden kasvinjoista pohjanlaatu on pehmeää mutaliejua ja loppuilla mineraaliainesta. Järvelle ovat leimallisia laajat ruovikot ja niitä reunustavat ulpukkakasvustot. Uposkasvillisuus on niukkaa.

Löksä

Löksä on matalahko, melko kirkasvetinen ja keskiravinteinen järvi. Löksän lähivaluma-alueella on Louhen kylä ja kalkkitehdas, jonka läjitysalueelta Löksään johtavan laskuojan pH on ollut lähes 8. Löksän alkaliniteettiarvot ovatkin keskimäärin noin kolmanneksen korkeammat kuin läheisellä Kuhajärvellä. Löksän itäosaan laskee pintavesiä laajahkolta ojitetulta suoalueelta. Järven luusuan itäpuolella kasvaa laaja ja tiheä ruovikko, jonka menestymiseen ovat saattaneet vaikuttaa Louhen kylää ympäröiviltä pelloilta huuhtoutuneet ravinteet.

Hiekka- ja hietapohjat ovat Löksällä yleisiä. Mutapohjia on kohtalaisesti varsinkin syvän veden alueella. Turvepohjia on vähän. Löksän rantoja kiertää lähes yhtenäinen ruovikko, joka on runsaimmillaan järven keskiosassa. Ulpukka kasvaa yleisenä koko järvellä. Nuottaruohon (*Lobelia dortmanna*) yleisyyttä on todennäköisesti lisännyt kyseisillä alueilla tehdyt ruovikon niitot.

3.4 Suuret, vähähumuksiset järvet

Läntinen Pien-Saimaa

Pien-Saimaa on luonteeltaan rikkonainen vesialue ja hydrologialtaan verrattain erillisten osa-alueiden muodostama. Tässä tutkimuksessa maastotyöt tehtiin Pien-Saimaan länsisosassa Vehkasalonselän ja Niemisenselän ympäristössä. Läntinen Pien-Saimaa on kirkasvetinen ja lievästi rehevöitynyt vesialue. Läntisen Pien-Saimaan kuormitustilanne parani oleellisesti 1990-luvun puolivälissä, kun asumajätevesikuormitus loppui ja Maavettä kuormittavan turvetuotannon vedet alettiin käsitellä kemiallisesti. Pien-Saimaan valuma-alueetta reunustavat Salpausselän pääte-moreenit etelässä ja pohjoisessa sekä pitkittäisharjut lännessä ja idässä. Läntisen Pien-Saimaan valuma-alueesta 54 % on metsää ja joutomaita, 30 % säännöstelemättömiä luonnonvesiä sekä 7 % monivuotisia nurmia ja niittyjä.

Vesikasvilinjoilla kivi-, hiekka- ja hietapohjat ovat vallitsevia. Pehmeitä mutaliejupohjia on alueen pohjoisosan linjoilla. Selkävesille tyypilliset ruovikot ovat yleisiä. Kelluslehtisistä ulpukka, siimapalpakko (*Sparganium gramineum*) ja kelluskeiholehti (*Sagittaria natans*) ovat runsaimpia. Pohjalehtisiä kasvaa yleisesti koko alueella.

Etelä-Saimaa, Kaukaanselkä-Päihänniemi

Etelä-Saimaa on Lappeenrannan edustalla rehevöitynyt ja vesi on sameaa. Päihänniemen edustalla, noin 15 km päässä Lappeenrannasta, vesi on jo kirkasta ja varsin niukkaravinteista. Etelä-Saimaata ovat kuormittaneet jo 1900-luvun alkupuolelta Kaukaan puunjalostustehtaan jätevedet. Muiden kuormituslähteiden vaikutus tutkimusalueen vedenlaatuun on vähäinen suhteessa pistekuormitukseen.

Tutkimusalue ulottuu Lappeenrannassa sijaitsevan Kaukaan sellu- ja paperitehtaan edustalta noin 15 km koilliseen sijaitsevaan Päihänniemeeseen. Tehtaan vaikutuspiirissä oleva tutkimusalue jaettiin kolmeen osa-alueeseen, siten että osa-alue 1 on 0-3 km etäisyydellä tehtaasta, osa-alue 2 on 3-6 km tehtaasta ja osa-alue 3 on 11-15 km tehtaasta. Vertailualueena on läntinen Pien-Saimaa, joka on yhteydessä muuhun tutkimusalueeseen Pappilansalmen, Sudensalmen ja Vehkataipaleen kautta. Aluejako noudattaa Pogreboffin vuonna 1992 (Pogreboff 1994) tekemän vesikasvitutkimuksen osa-alueita, paitsi että vuonna 2002 ei kerätty aineistoa kaikilta Pogreboffin osa-alueilta. Tässä tutkimuksessa työt kohdennettiin voimakkaimman kuormituksen alueelle, Päihänniemen etävaikutusalueelle sekä vertailualueelle.

Etelä-Saimaalla on runsaasti avoimia ja vesikasvillisuudeltaan niukkoja kalliorantoja. Vesikasvilinjat sijoitettiin usein suojaisiin lahtiin. Kuormitettujen alueiden linjoista noin neljäsosalla pohja on pehmeää mutaliejua ja lopuilla pääasiassa kiviä ja hiekkaa. Ulpukka on kuormitettujen osa-alueiden selvä valtalaji. Järviruoko, karvalehti, pullo- ja viiltosara (*Carex rostrata* ja *C. acuta*) sekä heinävita (*Potamogeton gramineus*) kasvavat myös runsaina. Päihänniemen alueelle ovat tyypillisiä laajat hiekkarannat. Ruovikoiden lisäksi alueella tavataan yleisesti pohjalehtisiä ja muun muassa ruskoärviää.

Puruveden Hummonseltä

Puruvesi on hyvin kirkasvetinen ja erittäin karu järvi. Hummonseltä sijaitsee Kerimäellä Puruveden koillisosassa. Hummonseltän väriarvot ja kokonaisfosforipitoisuudet ovat samalla tasolla kuin koko altaan keskimääräiset pitoisuudet. Vuoden 2000 ruutulinjoilla yleisimmät vesikasvit olivat tummalahnanruoho (*Isoetes lacustris*), nuottaruoho, järviruoko ja hapsiluikka (*Eleocharis acicularis*) (Virola 2001).

Haukiveden Niittylahti

Haukiveden Niittylahti sijaitsee noin 14 km Savonlinnasta luoteeseen. Tämä Haukiveden osa on suhteellisen kirkasvetinen ja niukka-keskiravinteinen. Lähivaluma-alueelta tuleva hajakuormitus on peräisin suurelta osin pelloilta. Niittylahden peltojen ravinnekuormitus kohdistunee kuitenkin ensisijaisesti kasvillisuudeltaan hyvin rehevään Niittyjärveen, josta vedet laskevat Niittylahden kautta Haukiveeteen. Vuoden 2000 ruutulinjoilla yleisimmät vesikasvit olivat järviruoko, tummalahnanruoho, hapsiluikka ja vaalealahnanruoho (*Isoetes echinospora*) (Virola 2001).

3.5 Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet

Suomunjärvi

Suomunjärvi on melko ruskeavetinen ja karu järvi. Siihen kohdistuva kuormitus on peräisin lähinnä sadannasta ja luonnonhuuhtoumasta. Metsätaloustoimista aiheutuva kuormitus on vähäistä. Lieksan kunnassa sijaitseva Suomunjärvi ja osa sen valuma-alueesta kuuluu vuonna 1982 perustettuun Patvinsuon kansallispuistoon.

Suomunjärveä ympäröivät suurimmaksi osaksi hiekka- ja moreenimailla kasvavat kangasmetsät. Mineraalipohjien osuus koko rantaviivasta on 80 % (hiekkarantoja 70 % ja sorarantoja 10 %) ja orgaanisten pohjien vastaavasti 10 % (Toivonen ja Lappalainen 1980). Suomunjärven pohjalehtisyhteisö on runsas ja monilajinen. Harvat ruovikot ja kortteikot ovat yleisiä loivilla hiekkarannoilla ja matalikoilla.

Kuohattijärvi

Kuohattijärvi on Kuohatinjoen valuma-alueen latvajärvi, jonka vesi on ruskeaa ja keskiravinteista. Kuohattijärven valuma-alueella metsätalous on selkeästi suurin ihmistoiminnasta aiheutuva kuormitustekijä (Tossavainen 1997). Luonnonhuuhtoutuman osuus järven fosforin kokonaiskuormituksesta on 42 % ja typen vastaavasti 61 %. Vaikka metsätaloustoimenpiteistä aiheutuva kuormitus on vähentynyt huomattavasti, voidaan Kuohattijärveä pitää metsätaloustoimien lievästi rehevöittäjänä mesotrofisena järvenä (Niinioja ym. 2001).

Pitkät, yhtenäiset kivikkorannat ovat tyypillisiä Kuohattijärvellä. Vesikasvillisuutta niillä ei ole lainkaan tai se on hyvin niukkaa pohjalehtiskasvillisuutta. Vesikasviliinjoilla hiekka- ja hietapohjat ovat yleisimpiä. Viidenneksellä linjoista pohjanlaatu on mutaa tai turvetta. Vesisammalet ja pohjalehtiset ovat Kuohattijärvellä yleisiä ja melko runsaita. Suojaisissa lahdissa on ulpukkakasvustoja sekä harvaa kortteikkoa tai ruovikkoa.

3.6 Pienet, runsashumuksiset järvet

Tiilikka

Tiilikka on matala, tummavetinen ja karu järvi. Se on Euroopan ympäristöviraston koordinoiman ns. EUROWATERNET-seurantaverkon vertailujärvi, johon ei kohdistu kuormituspaineita. Tiilikan pohjoisosaan on kaivettu 1970-luvulla avo-ojia, jotka täyttämisen jälkeen ovat jo umpeenkasvaneet. Valuma-alueella ei ole viljeltyjä peltoja. Järvi kuuluu vuonna 1982 perustettuun Tiilikan kansallispuistoon.

Tiilikan selkiä halkovat luoteesta kaakkoon suuntautuneet, karkeasta sorasta kasaantuneet harjanteet, jotka muodostavat matalia hiekka- ja sorarantaisia harjueniemiä. Hiekkapohjat ovatkin järvellä yleisiä. Yleisimpiä vesikasveja ovat järvikorte (*Equisetum fluviatile*), vaalealahnanruoho, pullosara, ulpukka ja isovesiherne (*Utricularia vulgaris*). Tiilikalla on tehty ranta- ja vesikasvillisuustutkimus vuonna 1984 (Nykänen 1987).

Mujejärvi

Mujejärvi on tummavetinen ja suhteellisen ravinteikas järvi. Sen valuma-alueesta yli kolmannes on turvemaita. Mujejärveen kohdistuu kuormituspainetta pääasias-
sa metsätaloudesta ja laskeumasta. Valtaosan ravinnehuuhtoutumasta on arvioitu
olevan luonnonhuuhtoutumaa.

Mujejärven rantaviivasta noin kolmannes on avointa kivikkorantaa, jossa ve-
sikasvillisuus on hyvin niukkaa tai sitä ei ole lainkaan. Noin 60 %:lla Mujejärven
vesikasvilinjoista pohjanlaatu on mineraaliainesta. Turvepohjien osuus on noin 20 %.
Mujejärven vesikasvillisuuden valtalaji on ulpukka. Vesisammalet ovat melko ylei-
siä ja runsaita. Kortteikot, saraikot ja ruovikot ovat kohtalaisen yleisiä, mutta har-
voja.

Ylimmäinen

Ylimmäinen on tummavetinen ja keskiravinteinen latvajärvi. Valuma-alueesta on
turvemaata noin 40 %. Järveen ei kohdistu merkittävää ihmistoiminnasta peräisin
olevaa kuormitusta, lukuun ottamatta valuma-alueen joitakin metsäojituksia ja
vähäistä loma-asutusta. Turve-, muta- ja hiekkapohjia on vesikasvilinjoilla suun-
nilleen yhtä paljon. Ylimmäisen vesikasvillisuuden valtalajeja ovat jouhi- ja pullo-
sara, pohjanlumme ja isovesiherne. Pohjalehtiset ovat melko yleisiä ja vesisamma-
leita kasvaa melko harvakseltaan.

Ylä-Korppinen

Ylä-Korppinen on matala, tummavetinen ja rehevätkö järvi. Sen valuma-alueesta
noin 20 % on ojitettuja suoalueita. Peltojen osuus valuma-alueen pinta-alasta on
noin 10 %. Vallitseva pohjanlaatu Ylä-Korppisella on muta ja turve. Paikoin järven
kovaa hietapohjaa peittää yli metrin paksuinen turveliejukerros. Muutamilla pai-
koilla on hiekka- ja hietapohjia. Vesikasvillisuuden ulkoraja on noin 1,3 metrin sy-
vyydessä. Runsaimpia vesikasveja ovat ulpukka, järviruoko, suursarat ja järvikor-
te. Pohjalehtiset puuttuvat Ylä-Korppiselta lähes kokonaan. Ylä-Korppisen veden-
pintaa on laskettu 1900-luvulla yli 2 metriä.

4

Aineisto ja menetelmät

4.1 Maastomenetelmien testaus

4.1.1 Menetelmävertailut vuonna 2001

Heinä-elokuussa 2001 vesikasvillisuuden kartoittamisessa vertailtiin linja- ja aluekartoitusmenetelmiä. Linjamenetelmiä oli kolme: ns. ruutulinja (näytealat 0,25 m² ja 1 m²), 5 m leveä ns. kasvillisuuslinja (Venetvaara ym. 1993) sekä 10 m leveä ns. päävyöhykelinja. Ruutulinja oli lähes poikkeuksetta vakiomenetelmä. Ruutulinnan viereen perustettiin joko kasvillisuus- tai päävyöhykelinja. Linjojen välisellä osuudella tehtiin ns. aluekartoitus. Linjat ja aluekartoitus ulottuivat vesirajasta tai luhtarannan yläosasta järvelle päin niin pitkälle kuin vesikasvillisuutta riitti.

Testattavien menetelmien valintaan vaikuttivat niiden käytön yleisyys aikaisemmissa vesikasvillisuustöissä, käytännöllisyys, kustannustehokkuus (työvoiman ja kaluston tarve) ja saatavan aineiston tilastollinen käyttökelpoisuus. Menetelmät on kuvattu yksityiskohtaisesti väliraportissa "Järvien vesikasvillisuusseurantojen maastotyömenetelmien kehittäminen Etelä-Savossa" (Leka 2002).

Ruutulinjamenetelmässä ranta- ja vesikasvillisuutta tutkittiin 0,25 m²:n ja 1 m²:n näytealoilta, jotka sijoitettiin järven rantaan vastaan kohtisuorassa olevan linjan viereen, jokaiselle tai joka toiselle metrille linjan pituuden ja kasvillisuuden yhtenäisyyden mukaan. Näytealoilta merkittiin ylös havaitut lajit peittävyysineen prosenttiasteikolla +, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, ..., 90, 100 %.

Jari Venetvaaran (esim. Venetvaara ym. 1993) kasvillisuuslinjamenetelmässä ranta- ja vesikasvillisuutta kartoitettiin 5 metriä leveältä alueelta, joka sijaitsi rantaan vastaan kohtisuoraan vedetyn linjanarun vieressä. Alue tutkittiin näytealoittain, joiden rajat määritettiin 10 - 20 cm:n syvyysvälein. Kasvillisuuslinjan näytealoilta merkittiin ylös havaitut lajit peittävyysineen em. prosenttiasteikolla, vaikka Venetvaaran mukaan menetelmässä kului arvioida kasvilajien runsaus kuusiportaisella asteikolla. Menetelmää on ehdotettu pohjoismaiseksi standardiksi ja siihen liittyen on saatavilla myös NajasTM 1.0 -tietokoneohjelma mm. aineiston käsittelyä varten (www.venetvaara.com).

Päävyöhykelinjamenetelmässä ranta- ja vesikasvillisuutta kartoitettiin rantaan nähden kohtisuoraan sijoitetulta 10 metriä leveältä alueelta. Tutkittava alue jaettiin osiin, joiden rajat määritettiin kasvillisuuden pääelomuotojen mukaan. Osa-alueilta merkittiin ylös havaitut lajit yleisyyksineen 7-portaisella luokka-asteikolla. Päävyöhykelinja on hieman muunneltu versio säännöstelyjärvien kehittämisselvityksissä käytetystä vyöhykelinjasta, jossa vyöhykkeet voivat olla limittäin eikä lajien yleisyyttä arvioida joka vyöhykkeeltä erikseen (Hellsten ym. 2000, 2002).

Aluekartoituksessa tutkittiin 350 - 500 m pitkiä rantaviivan suuntaisia alueita, jotka leveysuunnassa alkoivat vesirajan tuntumasta ja päättyivät vesikasvillisuuden ulkorajaan. Alueet käytiin läpi soutamalla ne päästä päähän 15 - 25 minuutissa. Alueilta merkittiin muistiin havaitut lajit sekä arvioitiin lajien yleisyys ja runsaus 7-asteikolla. Menetelmä on käytännössä sama kuin perinteinen, esimerkiksi Mariston (1941) käyttämä kasvillisuuden kartoitusmenetelmä.

4.1.2 Menetelmäkuvaus ja maastokokeet vuonna 2002

Päävyöhykelinja

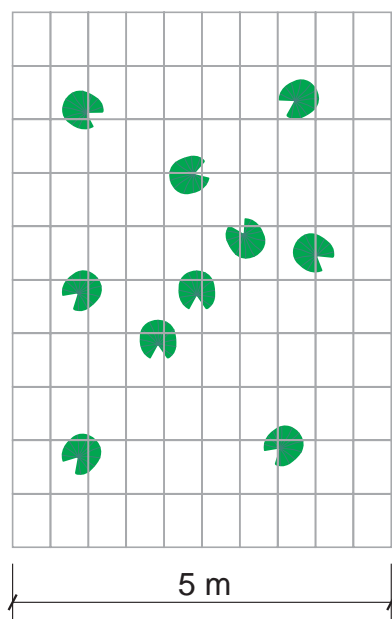
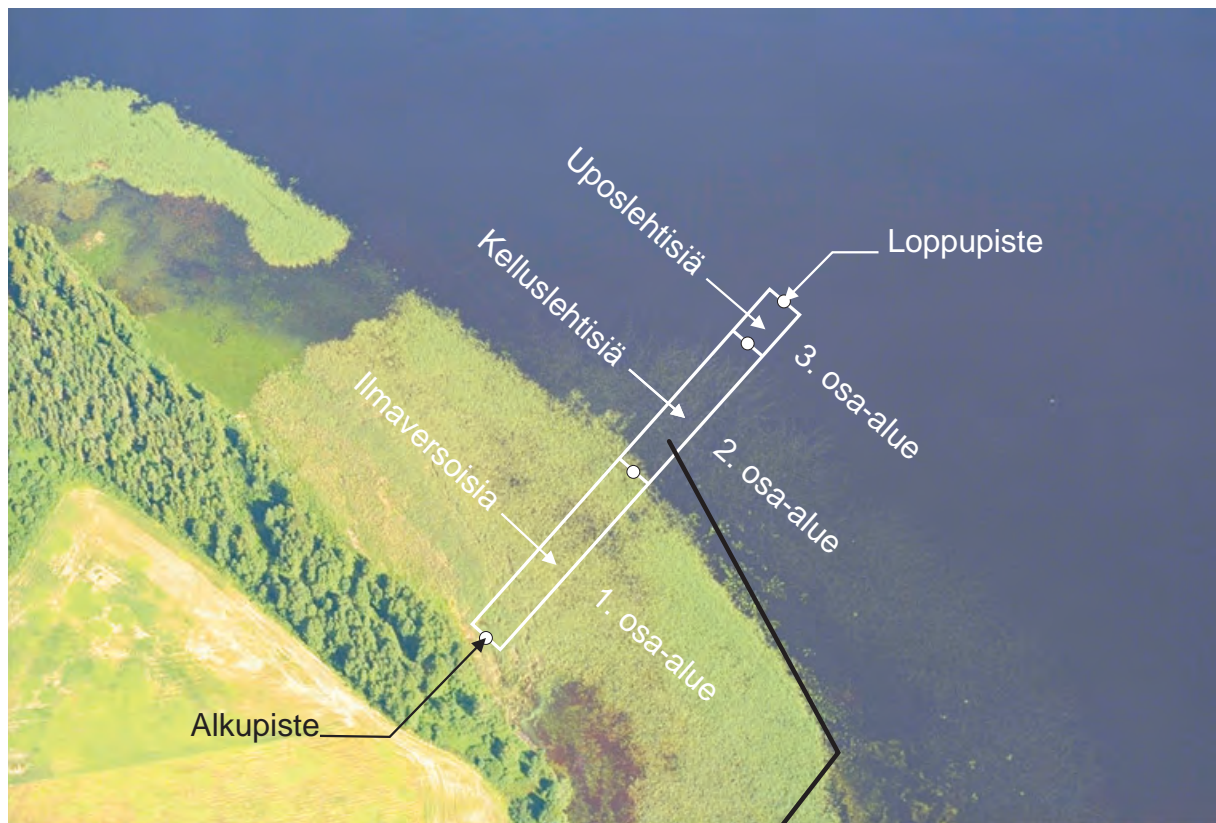
Vuonna 2002 vesikasvillisuustutkimuksissa käytettiin päävyöhykelinjamenetelmää. Sen pohjana on vuonna 2001 käytetty vastaava menetelmä, johon kokemusten perusteella tehtiin joitakin muutoksia, kuten vesikasvien yleisyyden ja peittävyiden erilliset arviot osa-alueilta sekä tutkittavan alueen leveyden muutos.

Päävyöhykelinja on 5 metriä leveä, rantaviivaa vasten kohtisuorassa oleva linja. Linja alkoi tulva- eli ylävesirajasta, käytännössä usein metsä- ja rantakasvillisuuden vaihettumisalueesta, ja loppui vesikasvillisuuden ulkorajaan. Mikäli vesikasvillisuus jatkui vastarannalle saakka, linja lopetettiin alkupisteestä vastarannalle ajatellun suoran puolivälissä. Tutkittava alue oli alkupisteestä loppupisteeseen ajatellusta suorasta 2,5 metriä sekä oikealla että vasemmalla puolella.

Rantaa vastaan kohtisuorassa oleva 5 m leveä linja jaettiin osa-alueisiin eli päävyöhykkeisiin kasvillisuuden mukaan (kuva 2). Jaottelu perustui kasvillisuuden elomuotoryhmiin ja valtalajin tai -lajien mukaisiin tarkennuksiin: ilmaversoiset (esim. saraikko, kortteikko, ruovikko), kelluslehtiset, uposlehtiset, pohjalehtiset, vesisammalet, irtokellujat ja -keijukat sekä sekakasvustot (esim. järviruoko-ulpukakasvusto). Jos linjan alussa oli luhtainen vaihettumisalue, esim. heinikko tai rahkasammalikko, se erotettiin omaksi osa-alueeksi.

Päävyöhykelinjan tekeminen aloitettiin etsimällä linjan alkupisteen paikka, joka oli määritetty toimistossa karttapohjalle ennen maastotöiden aloittamista. Mikäli mahdollista, alkupisteen tarkempi sijainti valittiin jonkin maastossa hyvin erottuvan kohteen luota (esim. suuri puu tai kivi) ja siitä tehtiin muistiinpanot kenttälomakkeeseen. Alkupiste paikannettiin GPS-paikantimella (Trimble GeoExplorer 3). Vastarannalta valittiin selkeä kohde, jota kohti linja tehtiin. Kohteesta tehtiin muistiinpanot kenttälomakkeeseen. Linjasta otettiin lisäksi kompassisuunta. Suunta-merkkinä työn aikana käytettiin myös linjan loppupisteeseen vietyä lippupoiijua. Suurimmalla osalla kohteista otettiin valokuva linjan alkupisteestä järvelle päin sekä loppupisteestä alkupistettä kohden. Valokuvat tallennettiin mahdollista myöhempiä käyttöä varten.

Osa-alueiden loppupisteistä otettiin koordinaatit ja mitattiin veden syvyys. Seuraavan osa-alueen alkupiste oli samalla edellisen loppupiste. Jos osa-alueen pituus oli alle 10 m, mitattiin se metrin tarkkuudella GPS-paikantimen tarkkuuden varmistamiseksi. Osa-alueet käytiin läpi kahlaten tai veneellä soutaen. Kahlaaminen tapahtui edestakaisella kävelyllä vyöhykkeen reunalta toiselle. Osa-alueet soudettiin läpi pituus suunnassa kahteen kertaan siten, että tarkastelualueena pyrittiin pitämään vyöhykkeen puolikas eli 2,5 m leveä alue.



Kuva 2. Päävyöhykelinja maastossa. Tässä esimerkitapauksessa linja on jaettu kolmeen osa-alueeseen. Kelluslehtisten osa-alueesta on lähikuva, johon on esimerkin vuoksi piirretty ruudukko yleisyys- ja peittävyysarvioinnin menetelmän havainnollistamiseksi.

Osa-alueilta merkittiin ylös pääasiallinen elomuototyyppi, pohjan laatu, havaitut kasvilajit, niiden yleisyydet ja peittävyudet, alkupisteen koordinaatit sekä viimeisestä osa-alueesta myös loppupisteen koordinaatit. Pohjan laatua kuvaavat luokat olivat: kivi, sora, hiekka, hieta/hiesu, savi, lieju/muta ja turve. Yleisyyden ja peittävyyden arvioinnissa käytettiin prosenttiasteikkoa: 0,5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 40, ..., 100 %. Yleisyys määriteltiin tarkasteltavan päävyöhykkeen suhteen siten, että päävyöhyke jaettiin mielessä 100 osaan (ruutuun, jonka koko laskettiin tarkasteltavan osa-alueen pinta-alan suhteen) ja arvioitiin kuinka monella osalla kukin laji kasvoi. Peittävyys arvioitiin yleisyyden jälkeen keskimääräisenä peittävyysprosenttina niiltä osilta (ruuduilta), joilla lajin yleisyyden arvioinnissa katsottiin esiintyvän. Putkilokasvit ja vesisammalet määritettiin lajitasolle lukuun ottamatta joitakin hankalasti määritettäviä lajeja tai yksilöitä kuten kukinnottomia palpakoita (*Sparganium* spp.) ja vesitähtiä (*Callitriche* spp.) sekä joitakin vesisammalia. Lajien nimeäminen perustui Retkeilykasvioon (Hämet-Ahti ym. 1998) ja Suomen vesisammalkasvioon (Koponen ym. 1995). Näkinpartaislevien määrittäminen jäi suku- tai heimotasolle.

Uposkasvien havainnoinnissa käytettiin vesikiikaria rantavedestä aina näkyvyyden ääri rajoille. Lajinmäärittystä varten otettiin näytteitä haravalla. Matalassa vedessä käytettiin 1,5 m varrella varustettua pientä, tiheäpiikkistä haravaa (haravanpään leveys noin 10 cm), jolla pystyi kohdentamaan näytteenoton tarkasti haluttuun kohtaan. Syvässä vedessä käytettiin Gardena-merkkistä 3,9 m teleskooppi-varrella varustettua tiheäpiikkistä haravaa. Gardena-haravan käyttö onnistui noin 3 metrin syvyyteen saakka. Tätä syvemmällä käytettiin Luther-haravaa (Luther 1951), jonka leveys oli 40 cm ja piikkien lukumäärä 40. Luther-haralla haraukset tehtiin kohtisuoraan linjaa vastaan eli rannan suuntaisesti koko vyöhykkeen leveydeltä (5 m). Haraussyvyys ja saadut lajit sekä lajikohtaiset runsaudet merkittiin ylös. Harauksia tehtiin vähintään puolen metrin syvyysvälein niin syväälle kuin kasvillisuutta esiintyi. Koska haraustuloksissa on huomattavia epävarmuustekijöitä, saatujen lajien runsaus arvioitiin 3-portaisella luokka-asteikolla: niukasti, kohtalaisesti ja runsaasti. Näkösyvyys mitattiin halkaisijaltaan 20 cm valkolevyllä keskimäärin joka toisen linjan loppupisteen läheltä.

Maastotyöt tehtiin 15.7.-23.8.2002. Kenttätyöryhmiä oli Etelä-Savon ympäristökeskuksella kaksi sekä Pohjois-Savon ympäristökeskuksella ja Oulun yliopistolla yhdestä kahteen yhteistä. Työryhmään kuului 2 - 3 henkilöä.

Päävyöhykelinja-aineistosta lasketut vesikasvillisuusmuuttujat

Linja-aineiston rungon muodostavat lajilista yleisyyksineen ja peittävyyksineen. Aineiston käsittelyssä vesikasveiksi luettiin Linkolan (1933) määrittelemät sisävesien putkilokasvit, suursarat (*Carex acuta*, *C. aquatilis*, *C. elata*, *C. lasiocarpa*, *C. rostrata* ja *C. vesicaria*), vesisammalet (Koponen ym. 1995) ja näkinpartaiset. Muut linjoilta löydetty ns. rantakasvit jätettiin tässä raportissa aineiston käsittelyn ulkopuolelle.

Laji- ja runsaustietojen perusteella laskettiin vesikasveille kohdejärvittäin esiintyminen (on/ei), linjafrekvenssi (%-osuus kuinka monella linjalla tutkituista linjoista laji on havaittu), keskimääräinen peittävyys (lajin kaikkien esiintymien peittävyyskeskiarvo) sekä kasvillisuusindeksi (liite 1). Kasvillisuusindeksi yhdistää lajin yleisyyden ja runsauden yhdeksi tunnusluvuksi, joka kuvaa lajin esiintymistä tutkimusalueella. Kasvillisuusindeksin sovelluksia on käytetty Päijänteen säännöstelyn kehittämiselvityksissä (Hellsten 2000) ja Konnivesi-Ruotsalaisen kunnostusvaihtoehdoista valittaessa (Hulkko ym. 2002). Kasvillisuusindeksi laskettiin Ilmavirran ja Toivosen (1986) kaavalla:

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

jossa,

V = kasvillisuusindeksi,

yleisyys = kuinka monella linjalla tutkituista linjoista laji on esiintynyt (%), muutettuna 7-asteikolle seuraavasti: 1 = alle 0,5 %, 2 = 0,5-1 %, 3 = 1-5 %, 4 = 5-25 %, 5 = 25-50 %, 6 = 50-75 % ja 7 = 75-100 %.

runsaus = lajin keskimääräinen peittävyys esiintymispaikoillansa (=linjojen osa-alueilla) muutettuna 7-asteikolle.

Lisäksi laskettiin lajien yleisyydet tutkimusalueilla suhteessa linjojen kokonaispituuteen sekä lajien peittämät pinta-alat suhteessa linjojen kokonaispinta-alaan. Edellistä muuttujaa kutsutaan jäljempänä pituusfrekvenssiksi ja jälkimmäistä pinta-alapeittävyudeksi. Pituusfrekvenssin laskemisessa hyödynnetään lajin kaikkien osa-aluekohtaisten esiintymien yleisyys ja osa-alueen pituus sekä järven kaikkien linjojen yhteispituus. Tulokseksi saadaan luku, joka kertoo kuinka suurella osalla tutkitusta linjapituudesta laji esiintyi. Pinta-alapeittävyuden laskemisessa hyödynnetään kaikki lajien runsauteen liittyvä linjatieto: lajien yleisyydet ja peittävyudet osa-alueilla, osa-alueiden pinta-ala (osa-alueen pituus x linjaleveys) sekä linjojen kokonaispinta-ala (linjojen yhteispituus x linjaleveys). Tulokseksi saadaan luku, joka kertoo kuinka suurella osalla tutkitusta linjapinta-alasta laji esiintyi, kun lajesiintymät ajatellaan yhdeksi yhtenäiseksi kasvustoksi (100 % peittävyys). Muuttujien laskemiseksi käytetyt kaavat on esitetty liitteessä 2.

Linjojen määrä ja niiden sijoittuminen järvelle

Järvikohtaiset linjamäärät (taulukko 4) laskettiin Jensénin (1977) kehittämän kaavan pohjalta. Kaavassa otetaan huomioon järven pinta-ala, rantaviivan pituus sekä järven kokoluokan mukainen perusprofiilimäärä. Ns. profiilit sijoitetaan tasavälein suoralle, joka asetetaan kulkemaan järven toisistaan kaikkein kauimpana sijaitsevien rantapisteiden kautta. Kukin profiili leikkaa ko. suoran kohtisuorasti sekä rantaviivan vähintään kahdessa pisteessä (sekä mahdollisten saarien rantaviivalla). Vesikasvilinjat asetetaan profiilin ja rantaviivan leikkauspisteisiin. Jensén (1977) testasi kaavansa mukaista linjamäärää (ruutulinja, leveys 1 m) kolmella ennestään tarkkaan tutkitulla järvellä. Tulosten mukaan todellinen ja arvioitu vesikasviyhteisön levinneisyys ranta-alueella vastasivat hyvin toisiaan.

Vuoden 2002 kohdejärvillä linjamäärä vaihteli 12 - 54 välillä eli 1,1 - 1,8 linjaa rantakilometriä kohti. Suuresta työmäärästä johtuen tehtiin kuitenkin useilla kohdejärvillä vain osa Jensénin (1977) kaavan mukaisesta linjamäärästä. Esimerkiksi Etelä-Saimaalla työaika rajattiin kahteen viikkoon, joiden aikana ehdittiin tehdä 70 linjaa.

Linjat sijoitettiin Jensénin (1977) menetelmän mukaan tasavälein järven pituusakseliin nähden. Toinen menetelmä oli sijoittaa linjat planimetrin avulla tasavälein tutkittavan alueen rantaviivalle. Jälkimmäistä menetelmää käytettiin useilla monimuotoisilla järvillä (Keihäsjärvi, Keskimmäinen-Alimmainen). Molemmissa vaihtoehtoissa oletetaan, että linjojen tasaisella sijoittelulla saadaan mahdollisimman hyvä kuva tutkittavan järven vesikasvillisuudesta. Linjojen sijainnin määräämisen karttatyöskentelynä ilman maastokäyntiä voidaan olettaa antavan tilastollisesti edustavamman otoksen kuin pelkästään järvellä tapahtuva valinta. Etelä-Saimaalla linjat pyrittiin sijoittamaan samoille alueille kuin Pogreboffin (1994) havaintopisteet.

Taulukko 4. Kohdejärvien vesikasvilinjojen määrä, linjojen keskipituus, havaittujen vesikasvilajien määrä ja linjojen keskimääräinen päättymissyvyys. Linjojen keskipituus ja keskimääräinen päättymissyvyys on laskettu vain vuoden 2002 kohdejärville.

Järvi	Linjojen määrä	Linjojen keskipituus / m	Vesikasvilajien määrä	Linjojen keskimääräinen päättymissyvyys / cm
Lika-Pyöree	12	326	33	91
Niemisjärvi	12	115	26	140
Suuri-Vahvanen	24	30	15	243
Keihäsjärvi	32	60	36	226
Keskimmäinen	15	34	29	210
Alimmainen	15	80	34	198
Syysjärvi	52	-	41	211
Läntinen Pien-Saimaa; vertailualue	16	35	29	171
Etelä-Saimaa alue 1; 0-3 km Kaukaan tehtaasta	18	23	28	170
Etelä-Saimaa alue 2; 3-6 km Kaukaan tehtaasta	26	37	38	160
Etelä-Saimaa alue 3; 11-15 km Kaukaan tehtaasta	10	59	30	187
Suomunjärvi	43	40	33	165
Kuohattijärvi	31	65	28	135
Tiilikka	32	41	26	120
Mujejärvi	28	34	28	98
Onkivesi	10	-	31	-
Luupuvesi	11	-	28	-
Osmanginjärvi	7	-	28	-
Väärä	56	-	37	-
Sylkky	7	-	26	-
Ukonvesi (Saimaa)	10	-	23	-
Löksä	10	-	33	-
Puruvesi, Hummonseltä	14	-	14	-
Haukivesi, Niittylahti	11	-	26	-
Ylimmäinen	10	-	22	-

Linjamäärän vaikutus lajimäärään

Mikkelin Syysjärvellä (175 ha) tehtiin vuoden 2002 heinä-elokuussa 52 vesikasvilinjaa noin 300 metrin välein. Työn tarkoituksena oli selvittää, miten tutkittujen linjojen lukumäärä vaikuttaa havaittuun vesikasvien lajimäärään. Lähtöoletuksena oli, että 52 linjaa riittää kaikkien tai lähes kaikkien vesikasvilajien havaitsemiseen. Jensénin (1977) kaavan mukainen linjamäärä Syysjärvelle on 26.

Puolella linjoista käytettiin päävyöhykelinjamenetelmää ja lopuilla yksinkertaistettua menetelmää, jossa tutkittua 5 m leveää linjaa ei jaettu osa-alueisiin, vaan havaittujen lajien yleisyydet arvioitiin koko alueen suhteen 3-portaisella asteikolla: 1 = laji esiintyi alle 10 %:lla tutkitusta linja-alasta, 2 = esiintyi 11-50 %:lla linja-alasta ja 3 = esiintyi yli 51 %:lla linja-alasta.

Syysjärven aineiston lisäksi hyödynnettiin aiemmin julkaisematonta Pohjois-Savon ympäristökeskuksen keräämää Väärän aineistoa. Vuosina 1993-95 Väärällä tehtiin 56 vesikasvilinjaa (Jensénin kaavan mukainen linjamäärä on 12) hyvin

samantyyppisellä menetelmällä kuin päävyöhykelinjamenetelmä. Väärällä käydetyn menetelmän linjaleveys ja osa-aluejako olivat samat kuin päävyöhykelinjamenetelmässä, mutta lajien runsaudet arvioitiin osa-alueilta Norrlinin 7-asteikolla.

Lisäksi vuosina 2001 - 2002 kerättyjä aineistoja käytettiin analysoitaessa kuinka suuri linjamäärä tarvitaan erottamaan saman tyyppin järvet toisistaan niiden lajimäärän perusteella. Tarkastelulla pyrittiin määrittämään optimaalinen linjamäärä toisaalta riittävän lajimäärän löytämiseksi ja toisaalta menetelmän kustannustehokkuuden maksimoimiseksi eli linjojen tekoon tarvittavan työajan minimoimiseksi.

Järvien linjakohtaisista esiintymätiedoista laskettiin ns. rarefaktiokäyrät PC-Ord-ohjelmiston "Species-area curves" -toiminnolla. Laskenta tuottaa estimaatit otoskokokohtaisesta keskimääräisestä havaitusta lajimäärästä sekä lajimäärän keskihajonnasta (McCune ja Mefford 1999).

Subjektiiivisuuden vaikutus peittävyden ja yleisyyden arvioinnissa

Eri henkilöiden tekemien arvioiden välisten suuruuserojen ja hajonnan selvittämiseksi tehtiin kokeita, joissa kolme henkilöä teki linjojen eri kokoisilta (vaihteluväli noin 5-500 m²) osa-alueilta omat yleisyys- ja peittävyysarviot vesikasvilajeista. Arvioinneissa käytettiin samaa prosenttiasteikkoa ja periaatetta kuin päävyöhykelinjamenetelmässä.

Yleisyys- ja peittävyysarviot tehtiin kaikkiaan 125 tapauksesta, joiden elomuo-to-osuudet jakaantuivat seuraavasti: ilmaversoiset 57, kelluslehtiset 40, uposlehtiset 12 ja pohjalehtiset 16. Vertailupareja muodostui siten 375 (3 henkilöä x 125 tapusta) sekä yleisyyden että peittävyden osalta.

Eroja henkilöiden välisissä arvioissa testattiin Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin avulla.

Aluekartoitus

Vuonna 2001 tehtyjen menetelmävertailujen täydentämiseksi tehtiin Mujejärvellä vuonna 2002 aluekartoitusta 8 alueella, joiden pituus rantaviivaa pitkin mitattuna oli 100 - 250 m. Leveyssuunnassa alueet alkoivat vesirajasta ja päättyivät vesikasvillisuuden ulkorajaan. Alueet tutkittiin veneestä käsin ja matalassa vedessä myös kahlaamalla. Alueilta merkittiin ylös havaitut lajit yleisyyksineen ja peittävyksineen prosenttiasteikolla (0.5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 40, ..., 100 %). Yleisyys arvioitiin lajin kasvustojen yhteenlasketun pituuden suhteena kartoitetun alueen rantaviivan pituuteen. Peittävyys arvioitiin lajin "keskimääräisen" kasvuston peittävyyttenä kartoitetulla alueella.

Aluekartoitusmenetelmällä arvioidun peittävyden ja päävyöhykelinjoilta arvioidun peittävyden eroa testattiin parittaisella t-testillä.

4.2 Ilmakuvatulkinta

Ilmakuvatulkinnassa järven kasvillisuudesta tuotetaan karttamuotoinen esitys, jonka perusteella voidaan laskea pinta-alat eri kasvustotyypeille sekä tarkastella kasvillisuuden ajallista ja alueellista vaihtelua. Tulkinta perustuu kasvustoille tai lajeille ominaisiin piirteisiin, joiden perusteella kasvillisuus jaetaan luokkiin. Tässä hankkeessa testattiin kahta erilaista ilmakuvatulkintamenetelmää sekä verrattiin niitä keskenään. *Numeerisessa* tulkinnassa vesikasvillisuuden ryhmittely luokkiin perus-

tuu valon eri aallonpituusalueille eli kanaville ominaisten heijastusarvojen vaihteluun kasvustotyypeittäin. Vesikasvillisuuden ryhmittely tehdään tietokoneavusteisesti tilastollisin menetelmin. *Visuaalisessa* tulkinnassa kasvillisuus tunnistetaan ilmakuvilta silmämääräisesti esim. perustuen kohteiden väriin, muotoon, kokoon, pintarakenteeseen, sävyyn, tekstuuriin tai sijaintiin muihin kohteisiin nähden (Lillesand ja Kiefer 1994). Visuaalisessa tulkinnassa kasvillisuuden tunnistaminen ja jakaminen luokkiin tehdään digitoimalla eli rajaamalla kasvillisuusalueet ilmakuvilta niiden visuaalisen ilmiön perusteella.

4.2.1 Ilmakuva-aineisto

Ilmakuva-aineistoa hankittiin tilaamalla ilmakuvaus 15 :sta Life Vuoksi -hankkeen kohdejärvestä sekä tilaamalla kymmenestä järvestä arkistoilmakuvat (taulukko 5). Kuvatuista järivistä tilattiin sekä pintakopiot että skannattu numeerinen aineisto. Arkistokuvat tilattiin pelkästään numeerisessa muodossa. Vuosina 1996 - 2002 kuvatut väärävärικuvat sisältävät valon vihreän (500 - 575 nm), punaisen (575 - 675 nm) ja lähi-infrapun (675 - 900 nm) aallonpituusalueet, jotka eroteltiin omiksi kanavikseen numeerista tulkintamenetelmää varten. Malthusin ja Georgen (1997) tutkimuksen mukaan edellä mainitut aallonpituusalueet soveltuvat parhaiten vesikasvillisuuden erotteluun. Väärävärικuvat ovat erityisen sopivia myös visuaaliseen tulkintaan lähi-infrapunakanavan parantaessa eri kasvustojen ja lajien erotuskykyä tavallisiin väri-ilmakuviin verrattuna. 1940- ja 50-lukujen aineisto on mustavalkoista sisältäen heijastustietoa näkyvän valon aallonpituuksilta (400 - 700 nm).

Koko ilmakuva-aineisto on kuvattu mittakaavaan 1:20 000 lukuun ottamatta vuoden 1996 ilmakuvaa, joka on mittakaavassa 1:30 000. Onkivedeltä tutkimuksen kohteina olivat järven pohjois- ja eteläosa. Muita tutkimusjärviä käsiteltiin kokonaisuuksina lukuun ottamatta Suomunjärveä ja Ukonvettä, joissa molemmissa yksi lahti jäi peiliheijastuksen (mm. Ahmad ja Deering 1992) vuoksi pois käsittelystä. Lisäksi Niemisjärveltä 1950-luvun aineistoa oli saatavissa vain järven pohjoisosasta.

Mahdollisimman laadukkaan ja vesikasvillisuustutkimukseen parhaiten soveltuvan ilmakuva-aineiston hankkimiseksi kuvauksia varten laadittiin seuraavat kriteerit (Valta-Hulkkonen ym. 2003b):

- 1) kuvausajankohta ajoittuu vesikasvillisuuden runsaimpaan esiintymiseen (keskimäärin heinäkuun puolivälistä syyskuun alkupuolelle),
- 2) auringon korkeuskulma (horisonttitasosta) vähintään 33°, pitkien rannan kasvillisuutta peittävien puiden varjojen sekä voimakkaan peiliheijastuksen välttämiseksi (taulukko 5),
- 3) tuulen nopeus enintään 4 m/s, korkean aallokon välttämiseksi,
- 4) ilmakuvien pituuspeitto 80 %, peiliheijastuksen eliminoimiseksi.

Taulukko 5. Kohdejärvien ilmakeu-aineisto.

Tutkimusjärvi	Kuvauspäivä	Kuvausaika	Auringon korkeuskulma (°)
Onkivesi, pohj.	29.7.2002	10.33	37
Onkivesi, etel.	26.8.2000	12.05-12.09	36
Onkivesi, etel.	3.7.1949	n. 8.25	38
Luupuvesi	27.7.2001	9.38-9.42	38
Luupuvesi	8.8.1996	10.38	39
Luupuvesi	12.9.1953	10.12.-10.30	22
Niemisjärvi	27.7.2001	8.48-8.53	33
Niemisjärvi	12.9.1953	n. 10.00	26
Osmanginjärvi	27.7.2001	8.58-9.00	34
Osmanginjärvi	12.9.1953	n. 10.31	28
Lika-Pyöree	19.8.2002	10.11	34
Lika-Pyöree	10.7.1955	n. 7.50	30
Tiilikka	19.8.2002	9.56	33
Mujejärvi	31.7.2002	8.37	32
Kuohattijärvi	31.7.2002	8.32-8.34	32
Suomunjärvi	31.7.2002	8.57	34
Keihäsjärvi	29.7.2002	8.45-8.46	34
Keihäsjärvi	23.6.1955	n. 7.30-7.45	30
Keskimmäinen- Alimmainen	29.7.2002	8.41-8.42	33
Keskimmäinen- Alimmainen	23.6.1955	n. 7.25	29
Suuri-Vahvanen	12.8.2002	8.40-8.41	30
Suuri-Vahvanen	23.6.1955	n. 7.50	32
Syysjärvi	29.7.2002	8.32-8.33	32
Syysjärvi	23.6.1955	n. 7.10-7.20	27
Ukonvesi	29.7.2002	8.37	33
Ukonvesi	23.6.1955	n. 7.10-7.20	27
Sylkky	31.7.2002	9.25-9.26	37

4.2.2 Numeerinen ilmakuvatulkinta

Numeerisen tulkintamenetelmän näytealat

Numeerisen ilmakuvatulkinnan tukena käytettiin luvuissa 4.1.1 ja 4.1.2 kuvatun maastoaineiston lisäksi erillisiltä näytealoilta kerättyä aineistoa. Näytealat paikannettiin Trimble GeoExplorer 3-satelliittipaikannuslaitteella aluemuodossa käyttäen jälkilaskentaan perustuvaa differentiaalikorjausta. Näytealat sijoitettiin pääosin yhden kasvilajin vallitsemiin, tiheydeltään tasaisiin kasvustoihin ja niiden koko oli vähintään 3 x 3 metriä. Näytealoja sijoitettiin jokaiselle järvellä vallitsevalle kasvustotyypille, vähintään viisi näytealaa kullekin tyyppille. Alat sijoitettiin siten, että ne edustivat peittävydeltään ja tiheydeltään erilaisia kohtia kasvustossa. Kultakin näytealalta määritettiin vallitseva kasvilaji tai -lajit, keskimääräinen vesisyvyys, pohjan laatu ja arvio kasvillisuuden kokonaispeittävydestä. Vuonna 2002 käytetty peittävyden arviointiasteikko oli 0,5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, ..., 90 ja 100 %. Vuoden 2001 maastotöissä käytetty asteikko poikkesi hieman tästä ja oli +, 0,5, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 25, 30, ..., 90, 95 ja 100 %.

Edellä mainittujen näytealojen lisäksi Luupuvvedellä tehtiin biomassamittauksia vuonna 2001. Biomassan määrittämistä varten järvikaislakasvustoista valittiin 19 aluetta. Alueet valittiin tiheydeltään tasaisista kasvustoista siten, että ne edustivat tiheydeltään erilaisia järvikaislakasvustoja. Kultakin alueelta tehtiin vähintään 5 biomassamittauksia käyttäen 0,25 m²:n kehikkoa. Mittauksia varten järvikaisloista kerättiin maanpäälliset osat ja punnittiin ne käyttäen ns. lumivaakaa. Näistä märkäbiomassamittauksista laskettiin keskiarvot, joita käytettiin jatkossa.

Numeerisen ilmakuva-aineiston esikäsittely

Ilmakuvien numeerista tulkintamenetelmää varten ilmakuvat skannattiin n. 0,5 metrin maastotarkkuuteen. Ilmakuvat yhdistettiin peruskarttakoordinaatistoon Maanmittauslaitoksen digitaalisen peruskartan 1:20 000 avulla. Ilmakuville ominaisia häiriöitä, kuten valon vähenemistä (mm. Pellikka 1998), säteissiirtymää (mm. Lillesand ja Kiefer 1994) ja peiliheijastusta pystyttiin välttämään valitsemalla tutkimusalueet huolellisesti ilmakuvilta. Valon vähenemisen vaikutus poistettiin 1940- ja 1950-lukujen aineistoista Pellikan (1998) menetelmällä. 2000-luvulla ilmakuvatun aineiston kohdalla kaksisuuntaisheijastuksen (mm. Mikkola ja Pellikka 2002) vaikutusta vesikasvillisuuteen tutkittiin järviruo'olla. Tulokset osoittivat, että kaksisuuntaisheijastuksen vaikutus järviruo'okoalueilla oli vain harvoin tilastollisesti todennettavan voimakasta. Kun kaksisuuntaisheijastusta ilmeni tilastollisesti merkittävästi, sen vaikutus pystyttiin poistamaan Pellikan (1998) menetelmällä (Valta-Hulkkonen ym. 2003b).

Tutkimusalueet yhdistettiin tarvittaessa kuvamosaiikiksi kahdesta tai useammasta ilmakuvasta. Kuvien maastotarkkuus eli pikselikoko suurennettiin runsaaseen metriin. Maa-alueet maskattiin, eli poistettiin, käyttämällä digitaalisen peruskartan vesiosaa.

Vesikasvillisuuden luokitus ja tulkinnan tarkkuuden määrittäminen

Vesikasvillisuuden jakaminen kasvillisuusluokkiin tehtiin ohjatulla luokituksella käyttämällä ns. "maximum likelihood" -menetelmää sekä maastossa päävyöhyke-linjoilta ja erillisiltä ilmakuvauksen näytealoilta kerättyä aineistoa. Tulkinnan tarkkuudet määritettiin ns. virhematriisin (mm. Lillesand ja Kiefer 1994) avulla. Kunkin

kasvillisuusluokan luokitustarkkuus määritettiin tarkastamalla, onko yli puolet tarkkuusmäärittelyn pohjana olleiden näytealueiden kasvillisuudesta luokitettuna oikein verrattuna maastomittauksiin. Ilmakuvatulkinnan tuloksena määritettiin vesikasvillisuuden pinta-alat kullekin kasvillisuusluokalle kuvaamaan kasvillisuuden runsaussuhteita tutkimusjärvillä.

Vesikasvillisuudessa tapahtuneen muutoksen tutkimus Luupuvehdellä

Vesikasvillisuuden ajallista muutosta ja alueellista vaihtelua tarkasteltiin Luupuvehdellä vuosina 1953, 1996 ja 2001 kuvattujen ilmakuviin avulla vuonna 1997 alkaneen järvikunnostuksen (veden pinnan nosto, kasvillisuuden niitto ym.) vaikutusten arvioimiseksi (Valta-Hulkkonen ym. 2003c). Kasvillisuudessa tapahtuneita muutoksia tarkasteltiin vertaamalla vesikasvillisuuden pinta-aloissa tapahtuneita muutoksia koko järven mittakaavassa ja lahdittain. Lisäksi tarkasteltiin muutaman kasvillisuuden sijoittumiseen vaikuttavan tekijän (syvyys ja tuulenpyyhkäisemä ala) avulla, missä muutosta oli tapahtunut. Muutostarkastelua varten vesikasvillisuuden luokituskuvat "vähennettiin toisistaan" ja näin tuotettu muutoskuva asetettiin rasterimuotoisten syvyyskartan ja tuulenpyyhkäisemää alaa kuvaavan kartan päälle. Muutosta tutkittiin ryhmittämällä syvyydet ja tuulenpyyhkäisemän alat luokkiin ja suhteuttamalla näissä luokissa tapahtunut muutos kunkin luokan kasvillisuuden kokonaispinta-alaan.

Luupuveuden kunnostuksen aiheuttamaa muutosta tutkittiin myös järvellä valitsevan kasvilajin, järvikaislan, biomassan avulla. Järvikaislan kokonaisbiomassassa tapahtuneen muutoksen selvittämiseksi luotiin vuosille 1996 ja 2001 teemakartat biomassan vaihtelusta. Kartat luotiin maastossa mitattujen märkäbiomassarvojen ja infrapunakanavan heijastusarvojen suhteesta tehdyn regressiokaavan ($p < 0,001$, $R^2 = 0,889$) avulla. Jotta samaa regressiokaavaa pystyttiin soveltamaan molemmille kuville, kuvien heijastusarvot kalibroitiin keskenään (Pellikka 1998).

4.2.3. Visuaalinen ilmakuvatulkinta

Visuaalisen tulkintamenetelmän maastoaineisto

Visuaalisessa ilmakuvatulkinnassa maastoaineisto koostui järvellä tehdyistä havainnoista ilmaversoisten ja kelluslehtisten lajien esiintymisestä. Havainnot tehtiin joko veneestä tai maalla tai vedessä kävellen. Tutkimusaluetta käytiin läpi ilmakuvan kanssa ja havainnot kasvillisuuden sijoittumisesta ja koostumuksesta merkittiin ilmakuvalle tai sen kopiolle tai suurennokselle. Ilmakuvalle merkittävät havainnot kasvillisuudesta käytettiin apuna kasvillisuusalueiden digitointivaiheessa tulkittaessa ilmakuvalla visuaalisesti eri kasvustojen erottumista toisistaan. Kasvillisuutta luokiteltiin elomuototarkkuudella (esim. ilmaversoiset, kelluslehtiset), kasvustotarkkuudella (esim. sarat, heinät, keiholehdet) ja lajitarkkuudella, esim. järviruoko, vesitatar (*Persicaria amphibia*), sekä näiden yhdistelmillä.

Visuaalisen ilmakestä aineiston käsittely ja vesikasvillisuuden luokitus

Visuaalisessa tulkintamenetelmässä väärävärivärit skannattiin 1,27 metrin maastotarkkuuteen. Ilmakestä oikaistiin peruskarttakoordinaatistoon Maanmittauslaitoksen digitaalisen peruskartan 1:20 000 avulla käyttäen ArcView 3.2 RIFT -laajennusta. Referenssitasona digitoimisessa käytettiin peruskartan digitaalista rantaviiv-

va-aineistoa 1:20 000. Kasvillisuuden luokituksessa käytettiin apuna stereolaseja. Kahden samalta jonolta olevan vierekkäisen pintakopion avulla stereolaseilla tarkasteltiin kasvillisuutta kolmiulotteisesti. Stereolasien käyttö mahdollisti kasvillisuuden erottamisen esimerkiksi hiekasta, joka heijastuu veden läpi. Korkeat ja matalat elomuodot myös erottuivat selvemmin toisistaan. Kasvillisuuden luokittelu perustui pitkälti luokitusta tekevän henkilön kokemukseen. Kuvausolosuhteista johtuen vääräväriväivissä saman lajin kasvustot voivat olla hyvinkin erilaisia toisiinsa verrattuna. Visuaalisessa ilmakuvatulkinnassa käytettiin mm. kasvillisuuden väriin, muotoon, kokoon, pintarakenteeseen ja sijaintiin perustuvia tuntomerkkejä (mm. Wallsten 1974, Toivonen ja Nybom 1989) (kuva 3).



Kuva 3. Esimerkkejä visuaalisessa ilmakuvatulkinnassa käytetyistä tuntomerkeistä Onkiveden Suolahdella.

Tutkitun rantaviivan pituuden vaikutus kasvustotyyppien pinta-aloihin

Tutkitun rantaviivan pituuden vaikutusta kasvustotyyppien absoluuttisiin (ha) ja suhteellisiin (%) pinta-aloihin tutkittiin Suomunjärvellä. Tarkastelu tehtiin visuaalisen kasvillisuusluokituksen avulla. Tutkimusta varten mantereen ja suurimpien saarien rantaviiva jaettiin kolmeen kymmeneen yhden kilometrin pituiseen osaan, joiden kohdalla olevien kasvustojen pinta-ala laskettiin. Kilometrin pituiset osiot lajiteltiin satunnaisesti Excel-taulukkolaskentaohjelman random-funktion avulla.

4.3. Tyypittelyn testauksen ja ekologisen tilan arvioinnin menetelmät

4.3.1 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin

Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin testattiin NMS-ordinaation (Non-metric Multidimensional Scaling) avulla. Se sopii erityisesti aineistoille, jotka eivät noudata normaalijakaumaa, ovat epäjatkuvia tai joiden mitta-asteikko on muuten kyseenalainen (McCune ja Mefford 1999). NMS-ordinaatiota suositellaan käytettäväksi erityisesti ekologisten aineistojen ryhmittelyyn (McCune ja Mefford 1999).

4.3.2 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston avulla

Ekologisen tilan arvioinnissa on soveltuvin osin käytetty REFCOND-työryhmän (Wallin ym. 2002) esittämiä tulkintoja VPD:n normatiivisista tilamääritelmistä. Työryhmän ehdotusten mukaan vesikasvien taksonikoostumusta voidaan tarkastella vertaamalla arvioitavan järven taksonikoostumusta vertailujärven taksonikoostumukseen sekä vertaamalla sitä, ovatko arvioitavassa järvessä dominoivat lajit valitsevia myös vertailuolosuhteissa. Lisäksi vaihtoehtoisena taksonikoostumuksen mittarina esitetään havaittujen taksonien kokonaislukumäärän vertaamista vertailuolosten perusteella odotettuun lukumäärään.

REFCOND-työryhmän mukaan vesikasvillisuuden runsaussuhteita tarkastellaan vertaamalla havaittujen taksonien runsausarvoja ja kasvittuneen kokonaispinta-alan määrää vertailuolosten perusteella odotettuihin arvoihin.

Koska vertailujärviä on vuoden 2002 koeasetelmassa kussakin tyypissä vain yksi, tyypille ominaisia taksonia ei voitu määrittää. Vesikasvillisuuden taksonikoostumuksen mittarina kokeiltiin sen sijaan vesikasvien lajiesiintymien perusteella laskettavaa Jaccardin samankaltaisuusindeksiä (SPSS 10.1). Jaccardin samankaltaisuusindeksin laskeminen perustuu on/ei tietoon ja se saa arvoja välillä 0 - 1. Indeksillä saa arvon 0, kun vertailtavien otosten välillä ei ole yhteyttä ja arvon 1, kun otokset ovat identtiset. Tulokseksi saatava luku on siten yhteismitallinen ekologian laatusuhdetta kuvaavan 0 - 1 asteikon kanssa. Vertailujärven ja kuormitetun järven välinen Jaccardin samankaltaisuusindeksi kuvaa siis lajikoostumuksen samankaltaisuutta ko. järvien välillä ja sitä käytettiin havaittuna arvona (O = observed) laskettaessa

ekologista laatusuhdetta ja arvioitaessa kuormitetun järven ekologista tilaa. Mikäli vertailujärvien lajijainetoja oli enemmän kuin yksi, laskettiin Jaccardin samankaltaisuus myös vertailujärvien välille. Saatua lukua käytettiin odotettuna arvona ($E = \text{expected}$), koska se kuvaa osaltaan vertailujärvien luontaista hajontaa. Ekologinen laatusuhde laskettiin lopuksi jakamalla havaittu arvo odotetulla arvolla ($EQR = O/E$). Lajikoostumuksen mittarina käytettiin lisäksi lajien kokonaislukumäärää.

Vesikasvien runsauksien vertailussa käytettiin prosenttisen samankaltaisuuden indeksiä. Prosenttiset samankaltaisuudet laskettiin Excel-taulukkolaskentaohjelmalla, Rannan ym. (1994) esittämän kaavan mukaan vesikasvien linjafrekvensseille, keskimääräisille peittävyyksille, pituusfrekvensseille, linjapinta-aloille ja kasvillisuusindekseille. Myös prosenttinen samankaltaisuusindeksi saa arvoja välillä 0-1. Ekologisen laatusuhteen laskemisessa käytettiin samaa menetelmää kuin Jaccardin samankaltaisuusindeksin kohdalla. Koska vesikasvitaksonien runsausarvojen vaihtelua ei pystytty koeasetelman avulla tilastollisesti arvioimaan, odotettuina runsausarvoina käytettiin vertailujärven arvoja. Ainostaan pienelle, runsashumuksiselle järviyyypille voitiin laskea runsausmuuttujille odotetut arvot Tiilikan ja Ylimmäisen aineistoista, koska molemmat järvet tutkittiin päävyöhykelinjamenetelmällä vuonna 2002.

Kohdejärvien luokittelun testauksessa käytettiin NMS-ordinaatiota sekä klusterianalyysiä.

4.3.3 Ekologisen tilan arviointi ilmakeiva-aineiston avulla

Ekologisen tilan määrittelyssä käytettävien vesikasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien tuottamista kokeiltiin ilmakeivatulkinta-aineiston pohjalta kahdella menetelmällä. Ensimmäisessä menetelmässä ilmakeivilta numeerisella menetelmällä tulkittu vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala suhteutettiin vesikasvien mahdollisen esiintymisvyöhykkeen pinta-alaan. Kyseistä muuttujaa (vesikasvillisuuden peittävä osuus litoraalivyöhykkeestä eli litoraalien 'kasvittumisaste') on ehdotettu käytettäväksi VPD:n mukaisessa ekologisen tilan arvioinnissa vesikasvillisuuden runsauden mittarina (Wallin ym. 2002). Muuttujaa voidaan pitää myös mittarina vesikasvillisuuden 'haitalliselle runsastumiselle' (kts. luku 2).

Litoraalien kasvittumisastetarkastelu tehtiin niillä kohdejärvillä, joista oli olemassa syvyyskäyräaineistoa. Syvyyskäyräaineiston puuttumisen vuoksi tarkastelu toteutettiin pienistä vähähumuksisista järvistä vain Ukonvedellä. Muilla tämän tyyppin järvillä arviointi tehtiin vertaamalla vesikasvillisuuden nykyistä kokonaispinta-alaa tilanteeseen 1940- ja 1950-luvuilla (=muutostarkastelu). Sylkyllä tarkastelua ei tehty aineiston puutteellisuuden vuoksi lainkaan. Menetelmien (litoraalien kasvittumisaste ja muutostarkastelu) vertailtavuuden vuoksi muutostarkastelu tehtiin myös luonnostaan reheville järville.

Mahdollinen kasvillisuuden esiintymisalue määritettiin vesikasvillisuuden kenttäaineiston perusteella. Kenttäaineistosta määritettiin ilmaversoisen ja kelluslehtisen kasvillisuuden havaittu maksimikasvusyvyys kullakin kohdejärvellä ja käytettiin sitä mahdollisen esiintymisen alarajana. Tätä matalamman alueen, rajausta tehtiin kohdejärvistä vektorimuotoisen syvyyskäyräaineiston perusteella luodun N60-korkeusjärjestelmään sidotun korkeusmallin (DEM) avulla. Rajausta ja vesikasvillisuuden pinta-alojen analysointi tehtiin GIS-ohjelmisto ArcView 3.2:n Spatial Analyst -laajennuksella. Ilmaversoisen ja kelluslehtisen kasvillisuuden alarajalla ei käytetyn aineiston perusteella ollut tilastollista yhteyttä niiden muuttujien (veden väri ja näkösyvyys) kanssa, joita yleensä käytetään tuottavan vyöhykkeen alarajan määrittelyssä (esim. Eloranta 1997).

Kasvittumisastetta tarkasteltiin suhteessa järven yleiseen rehevyystasoon, jota kuvaavina vedenlaatumuuttujina käytettiin tuotantokauden loppupuolen pääravinteiden, fosforin ja typen, kokonaispitoisuuksia. Typpipitoisuuden on todettu selittävän parhaiten ilmaversoisen kasvillisuuden suhteellista peittävyttä järvissä (Smith ja Walsten 1986). Kasvittumisasteen ja kokonaisravinnepitoisuuden suhdetta tarkasteltiin Pearsonin korrelaation avulla.

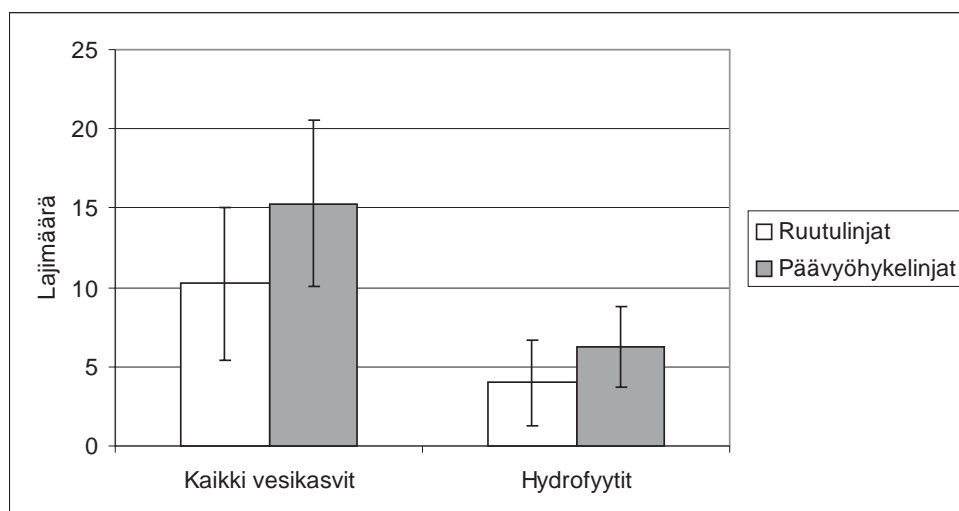
Ekologinen laatusuhde laskettiin kasvittumisasteesta suhteuttamalla havaittu kasvittumisaste (O) odotettuun (E) ja ottamalla tästä suhteesta käänteisluku. Käänteislukua havaitun ja odotetun arvon suhteesta joudutaan käyttämään EQR:n määrittämisessä tilanteissa, joissa havaittu arvo on heikompaa ekologista tilaa edustavassa järvessä korkeampi kuin odotettu arvo (Wallin ym. 2002). Odotettu kasvittumisaste määritettiin vertailujärven kasvittumisasteen perusteella. Muutostarkastelussa kullakin järvellä 2000-luvulla havaittu vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala suhteutettiin 1950-luvun kokonaispinta-alaan. Vertailuarvona (E) käytettiin vertailujärvessä tapahtunutta suhteellista muutosta, johon kuormitetuissa järvissä tapahtunut suhteellinen muutos (O) suhteutettiin ja otettiin ko. suhdeluvusta käänteisluku. Oletuksena näin määritellyissä ekologisissa laatusuhteissa on, että vesikasvillisuuden lisääntyminen (umpeenkasvu) heikentää järven ekologista tilaa. Menetelmien avulla saatiin välille 0-1 skaalautuva ekologisen laatusuhteen arvo.

Tulokset

5.1 Maastomenetelmien vertailut

Vuoden 2001 menetelmätestauksissa verrattiin kolmea erilaista linjamenetelmää (Leka 2002) sekä aluekartoitusmenetelmää.

Tulosten perusteella verrattiin havaittuja vesikasvilajimääriä ja ajankäyttöä ruutulinjoilla (ruudun koko 0,5 m² tai 1 m²) sekä niiden viereen tehdyillä päävyöhykelinjoilla (leveys 10 m). Päävyöhykelinjoilta löydettiin enemmän vesikasveja kuin ruutulinjoilta (kuva 4; parittainen t-testi: kaikki vesikasvit, $p < 0,001$, $t = 5,43$, $df = 20$; vain hydrofytyt: $p < 0,001$, $t = -4,502$, $df = 20$).



Kuva 4. Ruutu- ja päävyöhykelinjoilta ($n = 21$) havaitut keskimääräiset lajimäärät keskihajontoineen. Hydrofyytteihin eli varsinaisiin vesikasveihin sisältyvät kelluslehtiset, irtokellujat ja uposkasvit. Kaikkiin vesikasveihin sisältyvät edellisten lisäksi ilmaversoiset (myös suursarat). Tulokset perustuvat vuoden 2001 aineistoon Ylä-Korppiselä (8 linjaa), Sylkyttä (4 linjaa), Ukonvedeltä (8 linjaa) ja Syysjärveltä (1 linja)

Yhden ruutulinjan tekemiseen kului keskimäärin 61 minuuttia ($n = 13$, keskihajonta 30 min) ja päävyöhykelinjan tekemiseen vastaavasti 38 min ($n = 13$; keskihajonta 17 min). Lisäksi on huomioitava, että ruutulinjan tekemiseen osallistui aina kaksi henkilöä, kun päävyöhykelinjan teko oli pääosin yhden henkilön varassa.

Päävyöhykelinjan ja Venetvaaran linjan välistä eroa lajimäärien ja työajan suhteen ei pystytä koeasetelman hajanaisuuden takia vertaamaan. On kuitenkin epätodennäköistä, että havaitut lajimäärät poikkeavat toisistaan, jos molempien menetelmien vyöhykeleveys vakioidaan esim. 5 metriin. Kyseisten menetelmien pää-

asiallinen ero on vyöhykelinjan osa-aluejako. Työaikakin on näissä menetelmissä samaa luokkaa riippuen Venetvaaran menetelmän syvyysvälijaosta eli siitä, kuinka moneen osa-alueeseen linja jaetaan.

Mujejärvellä vuonna 2002 tehdyiltä aluekartoitusalueilta ($n = 8$) ja päävyöhykelinjoilta ($n = 28$) löytyi 24 yhteistä lajia. Näiden lajien keskimääräiset peittävyudet (arvioitu samalla periaatteella) olivat parittaisen t-testin perusteella suurempia aluekartoituksessa kuin päävyöhykelinjoilla ($p = 0,006$; $n = 24$). Ilmaversoisten ja kelluslehtisten kohdalla tämä johtuu siitä, että kaukaa katsottuna kasvustot näyttävät tiheämmiltä kuin läheltä ja ylhäältä arvioituna. Muun muassa tästä systemaattisesta erosta johtuen aluekartoituksesta ja päävyöhykelinjoilta saadun runsaustiedon vertailu ei näyttäisi olevan mielekästä.

Päävyöhykelinja valittiin vuoden 2002 menetelmäksi luotettavimpana ja tehokkaimpana vuonna 2001 testatuista menetelmistä. Sen valintaa suhteessa Venetvaaran menetelmään puolsi ekologisesti mielekkäältä vaikuttava osa-aluejako vesikasvien elomuotojen mukaan. Lisäksi Venetvaaran menetelmässä lajien runsaus määritellään eri tavalla kuin päävyöhykelinjametelmässä. Sukeltaminen jätettiin sen kalleuden takia päävyöhykelinjametelmän ulkopuolelle, vaikka sen avulla saadaankin tarkkaa tietoa uposkasveista (Virola 2001).

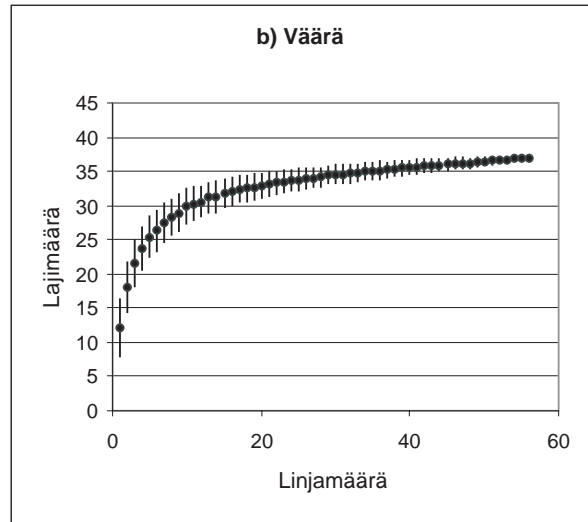
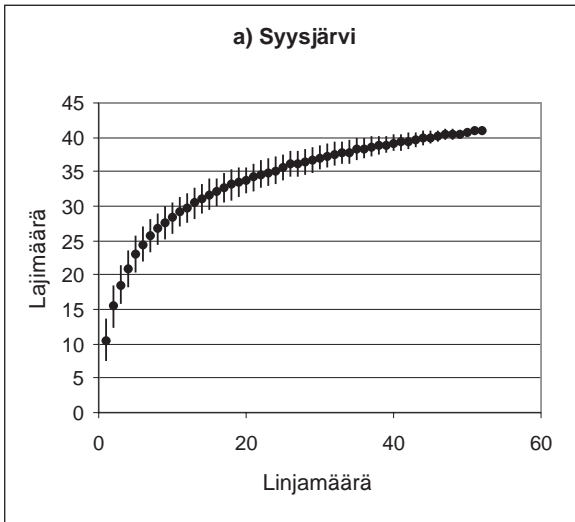
5.2 Maastotöiden tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus

5.2.1 Linjamäärän vaikutus lajimäärään

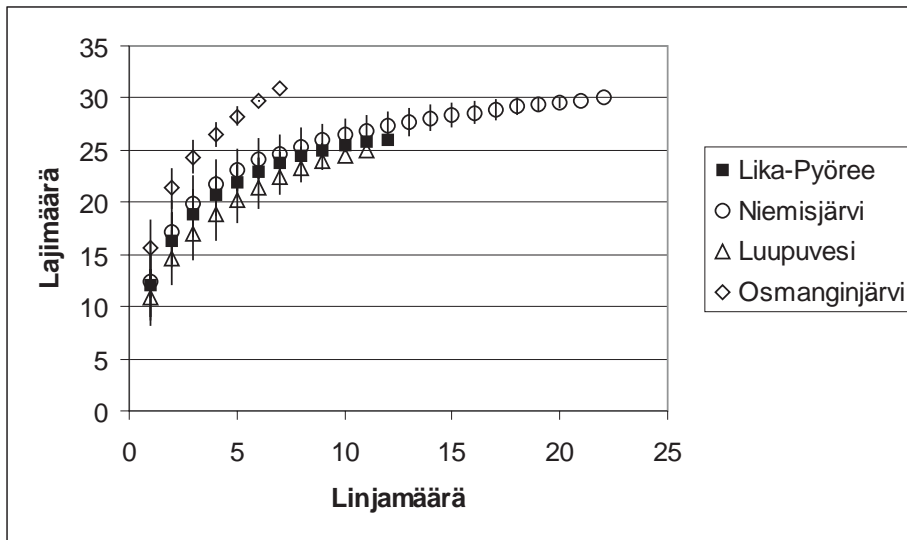
Syysjärven 52 linjalta löydettiin yhteensä 41 vesikasvilajia (putkilokasvit, vesisammalet ja näkinpartaiset). Rarefaktiotulosten mukaan 30 linjan tutkimisella havaitaan keskimäärin 90 % kaikista lajeista ja vastaavasti 17 linjan tutkimisella 80 % kaikista lajeista (kuva 5a). Jensénin (1977) kaavan mukainen linjamäärä Syysjärvelle on 26. Linjoilta löydettiin 7 harvinaista lajia, jotka tavattiin vain yhdeltä linjalta. Rarefaktiokäyrässä tämä näkyy siten, että käyrä jatkaa nousuaan vielä suurillakin linjamäärillä (kuva 5a).

Väärän 56 linjalta löydettiin yhteensä 37 vesikasvilajia (putkilokasvit; ei vesisammaleita eikä näkinpartaisia). Tulosten mukaan 22 linjan tutkimisella havaitaan keskimäärin 90 % kaikista lajeista ja vastaavasti 10 linjan tutkimisella 80 % kaikista lajeista (kuva 5b). Jensénin kaavan mukainen linjamäärä Väärälle on 12. Linjoilta löydettiin 4 harvinaista lajia, jotka tavattiin vain yhdeltä linjalta. Kuvasta 5b nähdään, että lajimäärän kasvu on jo lähes tasoittunut (vrt 5a). Jotain muutosta tuloksiin olisi kuitenkin saattanut tulla, mikäli vesisammalet olisi otettu mukaan havaintoihin.

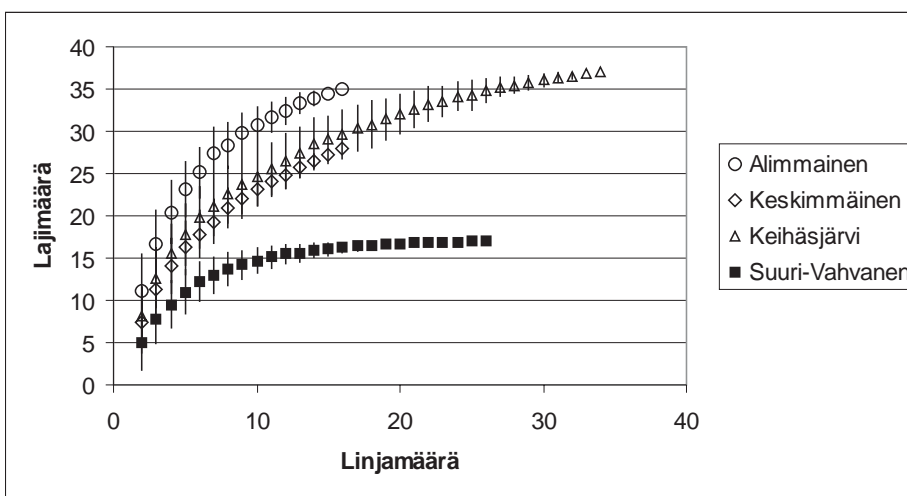
Lisäksi vuosien 2001-2002 aineistoja käytettiin analysoitaessa kuinka suuri linjamäärä tarvitaan erottelemaan vertailujärvi kuormitetusta järvestä niiden lajimäärien perusteella. Luonnostaan rehevässä järviyypissä Osmanginjärvi erottui selvästi muista järvistä (kuva 6). Siellä havaittu lajimäärä oli suuri jo vähäisellä linjamäärällä. Toisaalta Niemisjärvellä päädyttiin lähes samaan lajimäärään yli 20 linjan tutkimisella. Vertailujärvi Lika-Pyöree ei lajimäärän perusteella eroa Niemisjärvestä tai Luupuvedestä. Huomattavaa on kuitenkin, että Lika-Pyöreen rarefaktiossa käytetty aineisto ei sisällä vesisammalia lajitasolla, koska niitä ei ollut muista järvistä määritetty lajitasolle. Jos vesisammalet huomioitaisiin, Lika-Pyöreeillä esiintyvien lajien määrä olisi todennäköisesti korkeampi kuin Niemisjärvellä ja Luupuvedellä, koska näillä järvillä vesisammalia oli hyvin niukasti Lika-Pyöreeseen verrattuna.



Kuva 5a ja 5b. Linjamäärän vaikutus havaittujen vesikasvien lajimäärän kertymiseen Syysjärvellä (a) ja Väärällä (b). Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa. Syysjärven pinta-ala on 175 ha ja Väärän 70 ha.



Kuva 6. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen luonnostaan rehevillä järvilla. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.

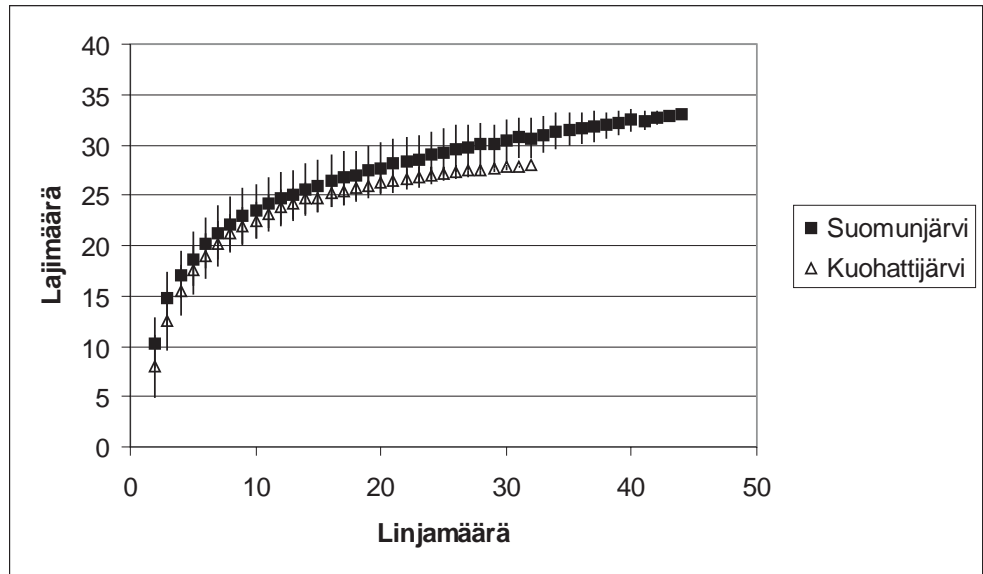


Kuva 7. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen pienillä, vähähumuksisilla järvilla. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.

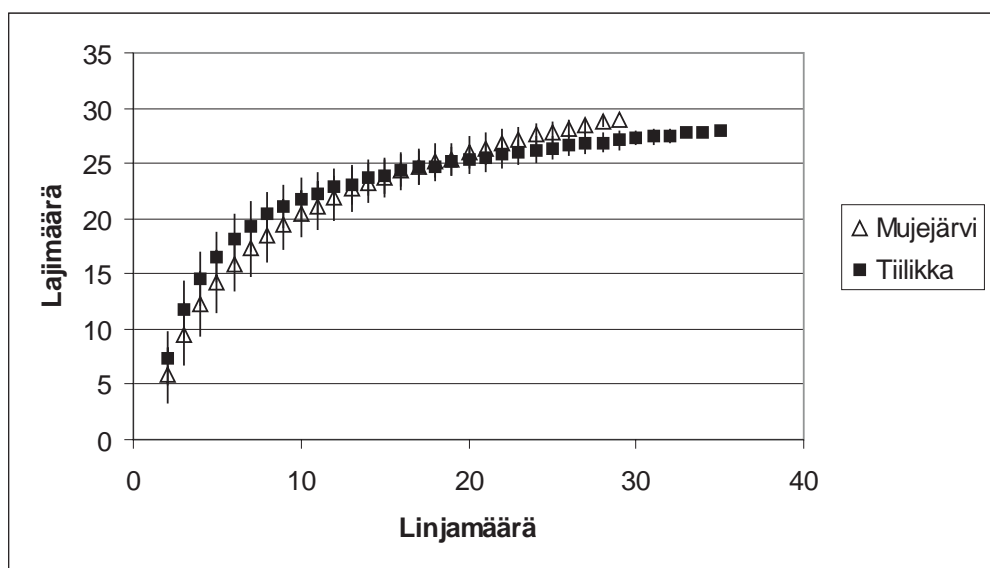
Pienessä vähähumuksisessa järvityypissä vertailujärvi Suuri-Vahvanen erottui selvästi kuormitetuista järvistä (kuva 7). Lisäksi Alimmainen erottui Keihäsjärvestä ja Keskimmaisestä jo noin 12 linjan perusteella. Suuri-Vahvasen vesikasvien lajimäärän varsin hyvään arvioon päästään jo 15 linjan tutkimisella.

Keskikokoisella, kohtalaisen humuspitoisella järvityypillä lajimäärän kertymisessä ei vertailujärven ja kuormitetun järven välillä ole juuri eroa (kuva 8). Kuohattijärvellä lajimäärän kertyminen näyttää tasaantuvan noin 25 linjan tutkimisella.

Pienellä, runsashumuksisella järvityypillä lajimäärän kertymisessä ei vertailujärven ja kuormitetun järven välillä ole juuri eroa (kuva 9).



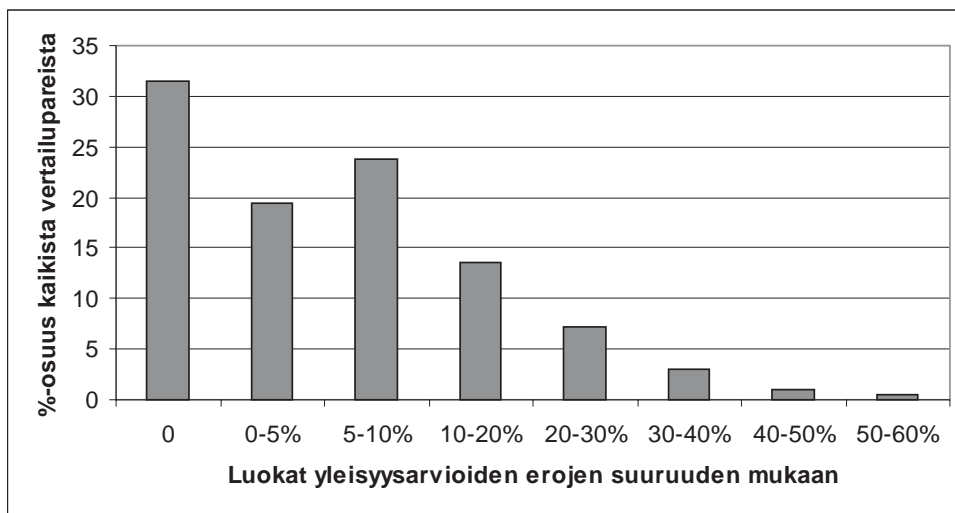
Kuva 8. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen keskikokoisilla, kohtalaisen humuspitoisilla järvillä. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.



Kuva 9. Linjamäärän vaikutus havaittuun vesikasvien lajimäärän kertymiseen pienillä, runsashumuksisilla järvillä. Virhepalkit kuvaavat keskihajontaa.

5.2.2 Subjektiiisuuden vaikutus yleisyyden ja peittävyden arvioinnissa

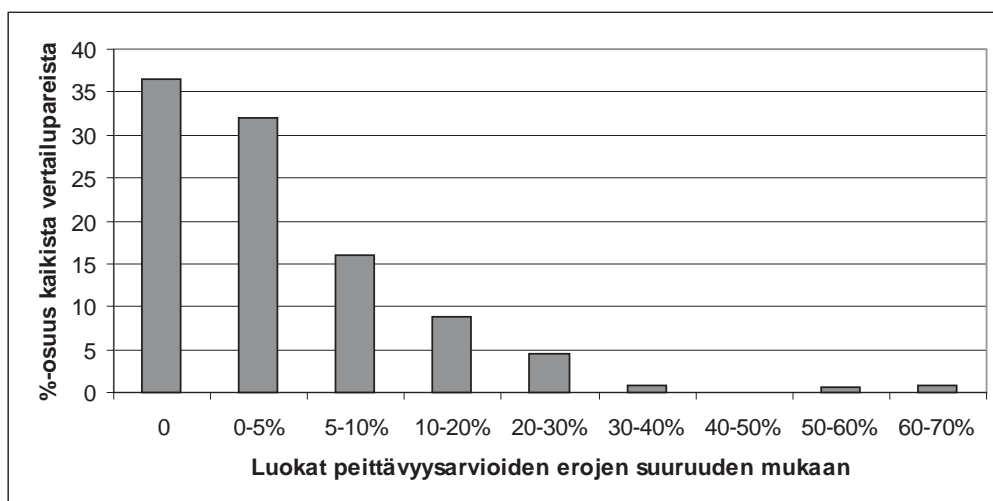
Yleisyysarvioissa keskimääräinen ero kahden henkilön tekemien arvioiden välillä oli 10 % (keskihajonta 12 %) ja peittävyysarvioissa vastaavasti 7 % (keskihajonta 11%). Yleisyysarvioiden kaikista vertailupareista (n = 375) noin kolmasosassa ei ollut eroa, eli kaksi henkilöä oli päätenyt samaan tulokseen (kuva 10). Yli 30 %:n erot arvioissa olivat harvinaisia: 4,5 % kaikista tapauksista. Suurimmat erot yleisyysarvioissa olivat pohjalehtisissä ja pienimmät ilmaversoisissa.



Kuva 10. Eri henkilöiden tekemien yleisyysarvioiden väliset erot suuruusluokittain. Vaaka-akselilla ovat luokat yleisyysarvioiden välisten erojen suuruuden mukaan (0 = ei eroa) ja pystyakselilla sitä vastaava osuus kaikista vertailupareista (n = 375).

Peittävyden arvioinnissa 37 %:ssa tapauksista (n = 375) kaksi henkilöä oli päätenyt samaan tulokseen (kuva 11). Yli 20 % erot peittävyysarvioissa olivat harvinaisia: 6,7 % kaikista tapauksista. Suurimmat erot peittävyysarvioissa olivat keluslehtisissä ja ilmaversoisissa sekä pienimmät pohjalehtisissä. Pienet erot pohjalehtisissä johtuvat siitä, että käytetyllä arviointiasteikolla pohjalehtiset saivat useimmiten hyvin pieniä peittävyysarvoja (alle 10 %) ja siten erot muodostuivat väistämättä pieniksi.

Kahden arvioijan välillä yleisyys- ja peittävyysarviot eivät keskimäärin poikenneet toisistaan Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin perusteella (yleisyys p = 0,521 ja peittävyys p = 0,355; n = 125).



Kuva 11. Eri henkilöiden tekemien peittävyysarvioiden väliset erot suuruusluokittain. Vaaka-akselilla luokat peittävyysarvioiden välisten erojen mukaan (0 = ei eroa) ja pystyakselilla sitä vastaava osuus kaikista vertailupareista (n = 375).

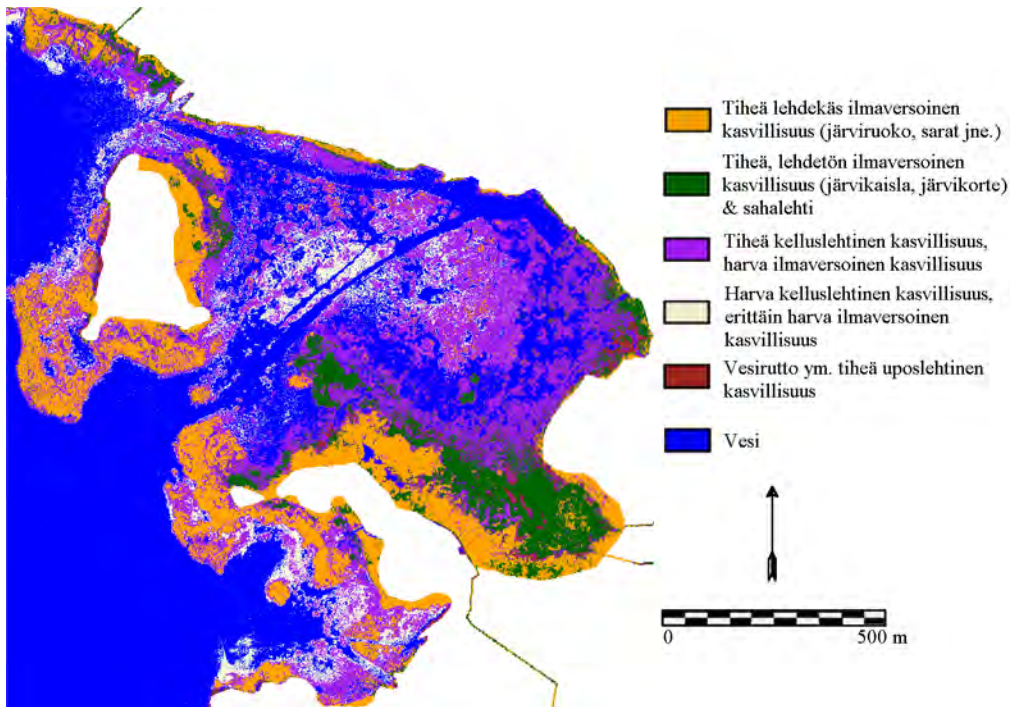
5.3 Ilmakuvatulkinnan tuottaman tiedon luotettavuus ja tarkkuus

5.3.1 Vesikasvillisuuden luokittuminen numeerisella tulkintamenetelmällä

Numeerisella tulkintamenetelmällä vesikasvillisuus luokitui kasvuston ilmiasun ja tiheyden perusteella lähinnä elomuodoittain (kts. myös Valta-Hulkkonen ym. 2003a) (kuva 12). Lehdekkäät ilmaversoiset, kuten järviruoko ja sarat, muodostivat usein yhteisen kasvillisuusluokan, tosin kuuden tutkimusjärven kohdalla sara- ja järviruokovyöhykkeet pystyttiin erottamaan toisistaan. Joka tapauksessa vain kaikista tiheimmät, suurimman peittävyuden omaavat järviruokoalueet sekoittuvat heijastusarvoiltaan saravyöhykkeeseen (Valta-Hulkkonen ym. 2003a). Lehdekkäät ilmaversoiset, kuten järvikaisla, järvikorte ja irtokeijuja sahalehti (*Stratiotes aloides*), olivat heijastusarvoiltaan varsin samanlaisia ja samalla järvellä ne pystyttiin harvoin erottamaan omiksi luokikseen. Ilmaversoisten harvat (peittävyys < 50 %) kasvustot sekoittuivat useimmiten kelluslehtiseen kasvillisuuteen.

Kelluslehtinen kasvillisuus pystyttiin usein jakamaan peittävyuden suhteen kahteen kasvillisuusluokkaan. Joissakin tapauksissa kelluslehtiset ryhmittyivät taksonieittain, esim. rantapalpakko (*Sparganium emersum*) muodosti kahdella tutkimusjärvellä oman luokan. Kelluslehtinen tai ilmaversoinen kasvillisuus ei erottunut vesialueista peittävyuden ollessa 10 % tai alle.

Vedenalaisen kasvillisuuden erottuminen vesialueista osoittautui hankalaksi johtuen veden ominaisuuksiin liittyvien muuttujien (kuten veden värin ja syvyyden) vaikutuksesta luokitukseen. Onkivedellä tiheän, mattomaisen, matalassa vedessä kasvavan vesiruttokasvuston vallitsema uposlehtinen kasvillisuus erottui heijastusarvoiltaan omaksi kasvillisuusluokaksi. Sylkyllä veden pinnan yläpuolelle kuintonsa nostava, pohjalehtisiin kuuluva nuottaruoho muodosti oman luokkansa.



Kuva 12. Numeeriseen tulkintaan perustuva vesikasvillisuuden luokituskuva Onkiveden Hujalanlahdelta (63°20′ - 63°21′ pohj. lev., 27°22′ - 27°24′ it. pit.).

Vedenalaisen kasvillisuuden lisäksi sekakasvustot osoittautuivat ongelmalliseksi numeerisessa tulkintamenetelmässä. Sekakasvustot ryhmittäytyivät pääasiassa vallitsevan kasvilajin mukaan.

Vesikasvillisuustulkinnan tarkkuudet vuosien 2000-2002 ilmakuviin luokituksille vaihtelivat 71 ja 100 %:n välillä. Eniten luokitusongelmia oli saman kasvustotyypin eri peittävyysluokkien välillä sekä upos- ja pohjalehtisten erottumisessa. Todennäköisin syy saman kasvustotyypin eri peittävyysluokkien osittaiseen sekoittumiseen on maastossa tehdyn peittävyysarvioinnin subjektiivisuus, joka aiheuttaa epävarmuutta luokituksessa raja-arvona tavallisimmin olleen 50 %:n peittävyys-tarkan määrittämiseen. Upos- ja pohjalehtisten luokitusongelmien taustalla on veden ominaisuuksien (esim. veden väri ja syvyys) suuri vaikutus vedenalaisen kasvillisuuden erottumiseen. Taulukossa 6 on esitetty esimerkkinä Onkiveden virhematriisi. 1940- ja 50-lukujen ilmakuville luokitusten tarkkuuksia ei määriteltä maastoaineistojen puuttumisen vuoksi.

Kirkasvetisille järville ominaista hiekkapohjan heijastusta esiintyi vaihtelevassa määrin Suomunjärvellä, Kuohatilla, Syysjärvellä, Ukonvedellä, Suuri-Vahasella, Sylkyllä ja Tiilikalla. Laajinta se oli Suomunjärvellä, Sylkyllä ja Tiilikalla, joilla hiekkapohjan heijastus jättää epävarmuuden, onko osa kasvillisuudeksi luokittuneesta alueesta pelkkää pohjaheijastusta. Pohjaheijastuksen tekee erityisen hankalaksi vesikasvillisuuden luokittumisen kannalta se, että heijastuksen määrä riippuu veden syvyydestä. Tummavetisissä järvissä alueellinen vaihtelu veden heijastuksessa on vähäisempi (Valta-Hulkkonen ym. 2003a). Kasvillisuuden runsaussuhteiden määrittämisen kannalta häiritsevänä virhelähteenä olivat puiden varjot. Ne peittivät

osan kasvillisuudesta ja siten myös näytealoja tutkimusjärvillä, vaikka kriteerinä ollut vähintään 33° auringon kulma toteutui lähes poikkeuksetta 2000-luvun kuvauksissa (luku 4.2.1, taulukko 5). Varsinkin kaltevuudeltaan jyrkkärantaisilla järvillä, kuten Sylkyllä, joissa kasvillisuusvyöhykkeet ovat kapeita, varjojen vaikutus saattaa olla merkittävä.

Taulukko 6. Vesikasvillisuuden numeerisen tulkinnan tarkkuutta kuvaava virhematriisi Onkiveden pohjoisosasta. Tiheän kasvillisuuden peittävyys > 50 %, harvan ≤50 % ja erittäin harvan < 30 %. Luvut virhematriisissa ovat tulkinnan tarkkuuden määrityksessä käytettyjen näytealojen lukumääriä. Tuottajan tarkkuus kuvaa oikein luokittuneiden näytealojen määrää suhteessa kunkin kasvustotyyppiin kaikkien maastoaineiston näytealojen määrään. Käyttäjän tarkkuus kuvaa kaikkien oikein luokittuneiden näytealojen määrää suhteessa samaan kasvustotyyppiin luokittuneiden näytealojen määrään. Onkiveden pohjoisosan vesikasvillisuusluokituksen kokonaisluotettavuus on 83% (virhematriisin oikeassa alakulmassa).

Luokitusaineisto	Maastoaineisto						Yhteensä	Käyttäjän tarkkuus, %
	Tiheälehdäkäs ilmaversoinen kasvillisuus (järviruoko, sarat jne.)	Tiheä lehdetön ilmaversoinen kasvillisuus (järvikaisla, järvikorte) & sahalehti	Tiheä kelluslehtinen kasvillisuus, harva ilmaversoinen kasvillisuus	Harva kelluslehtinen kasvillisuus, erittäin harva ilmaversoinen kasvillisuus	Vesirutto ym. tiheä uposlehtinen kasvillisuus	Avovesi		
Tiheä lehdäkäs ilmaversoinen kasvillisuus (järviruoko, sarat jne.)	8						8	100
Tiheä lehdetön ilmaversoinen kasvillisuus (järvikaisla, järvikorte) & sahalehti		9	2				11	82
Tiheä kelluslehtinen kasvillisuus, harva ilmaversoinen kasvillisuus			16	4	1		21	76
Harva kelluslehtinen kasvillisuus, erittäin harva ilmaversoinen kasvillisuus			3	4			7	57
Vesirutto ym. tiheä uposlehtinen kasvillisuus					1		1	100
Avovesi						10	10	100
Yhteensä	8	9	21	8	2	10	58	
Tuottajan tarkkuus, %	100	100	76	50	50	100		83

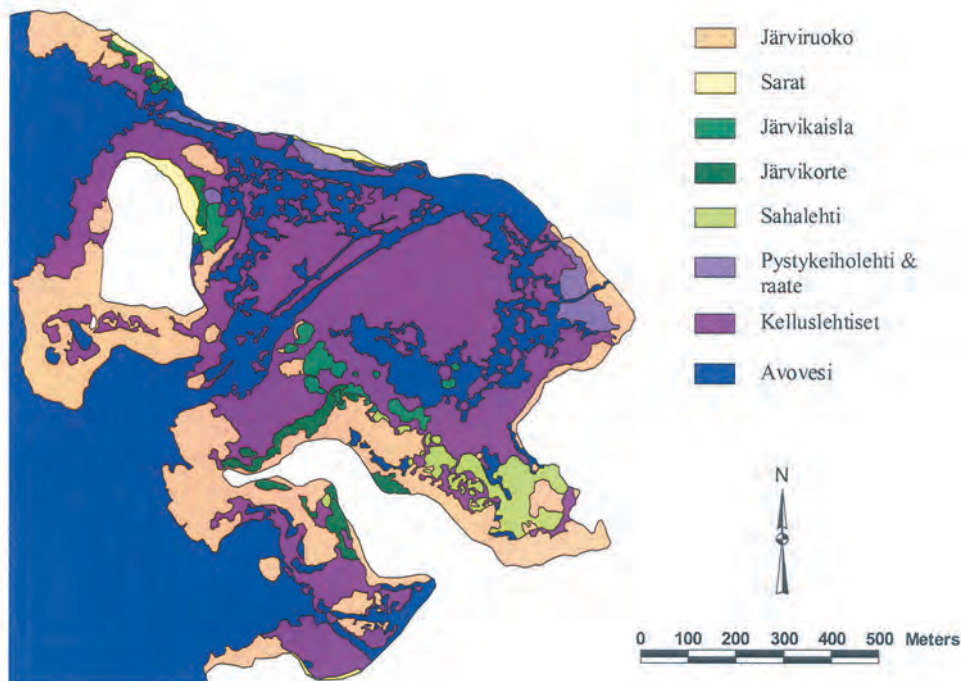
5.3.2 Vesikasvillisuuden luokittuminen visuaalisella tulkintamenetelmällä

Onkivesi

Visuaalisessa luokituksessa vesikasvillisuus ryhmittyi enimmäkseen lajitasolle (kuva 13, taulukko 7). Onkivedellä luokkia muodostui seitsemän: 1) järviruoko, 2) järvikorte, 3) järvikaisla ja 4) sahalehti erottuivat omiksi luokikseen. Järviruokoluokkaan sekoittuivat myös kastikka- (*Calamagrostis* spp.), vehka- (*Calla palustris*) ja pienet sarakasvustot. 5) Saraikkoluokkaan sisällytettiin varsinaisten saraikkokasvustojen lisäksi matalat kastikkakasvustot. 6) Kelluslehtisiin luokiteltiin ulpukat, lumpeet, vidat, palpakot ja kelluskeiholehti. 7) Pystykeiholehti (*Sagittaria sagittifolia*) ja raate (*Menyanthes trifoliata*) muodostivat yhteisen kasvillisuusluokan.

Onkivedellä järviruoko (1), järvikorte (2), järvikaisla (3) ja kelluslehtiset (6) luokittuivat parhaiten (taulukko 7). Suurikokoiset ilmaversoiset näkyvät maastossa paremmin ja erottuvat myös visuaalisesti ilmakuvilta matalampaa kasvustoa paremmin. Ne muodostavat selvästi erottuvia homogeenisiä kasvustoja ja ovat myös yleisimpien kasvustotyyppien joukossa Suomessa.

Huonoimmin erottuvat luokat olivat pystykeiholehti-raate (7) ja sahalehti (4). Sahalehtikasvustot sekoittuivat järvikortteeseen (2) ja kelluslehtisiin (6). Sahalehti muodosti Onkivedellä harvinaisen laajoja paikoitellen visuaalista tulkintaa vaikeuttavia sekakasvustoja. Kelluslehtiset (6) muodostivat myös runsaslajisia sekakasvustoja. Tämän takia kelluslehtisiä ei luokiteltu lajistollisiin luokkiin, vaikka se eräissä tutkimusalueen osissa olisi ollutkin mahdollista. Kelluslehtisistä erityisesti keiholehdet tuottivat luokitusongelmia: pystykeiholehti on elomuodoltaan ilmaversoinen ja kelluskeiholehti taas puolestaan kelluslehtinen. Usein nämä lajit kasvavat



Kuva 13. Visuaaliseen tulkintaan perustuva vesikasvillisuuden luokituskuva Onkiveden Hujalanlahdelta ($63^{\circ}20' - 63^{\circ}21'$ pohj. lev., $27^{\circ}22' - 27^{\circ}24'$ it. pit.).

sekakasvustoina ja vielä risteytyvät toistensa kanssa. Pystykeiholehden ja raatteen (7) muodostama kasvusto sekä saraikko (5) sekoittuivat puolestaan järviruokoon. Pystykeiholehti ja raate kasvoivat tiheinä kasvustoina kelluvalla turvelautalla, jolloin ne muistuttivat visuaalisesti ruovikkoa. Näin kävi myös vehkan kohdalla. Tässä tutkimuksessa kastikat ja pienialaiset saraikot luokiteltiin jo maastossa ruovikoksi, koska niitä on vaikea erottaa ruovikkokasvustojen reunoilla.

Uposkasvillisuutta ei tässä tutkimuksessa eroteltu omaksi luokaksi. Tavallisissa väri-ilmakuvissa uposkasvillisuus erottuu paremmin kuin käytetyissä väärärikuvissa. Tiheä uposkasvillisuus erottuu visuaalisessa tulkinnassa väri-ilmakuvilta usein veden pinnalla olevaa kasvillisuutta ja vettä tummempana. Onkivedellä uposlehtiset muodostivat usein sekakasvustoja esimerkiksi kelluslehtisten tai järvikortteen kanssa. Veden sameudesta johtuen kaikkia uposlehtisiä ei ole myöskään mahdollista kartoittaa ilmakuvalta. Taulukon 7 luokittelun kokonaisluotettavuutta (90 %) laskettaessa mukana ei ole uposlehtistä kasvillisuutta; mikäli se otettaisiin huomioon saataisiin kokonaisluotettavuudeksi 81 %.

Taulukko 7. Vesikasvillisuuden visuaalisen tulkinnan virhematriisi Onkiveden pohjoisosasta. * uposlehtisten osuutta ei

Luokitusaineisto	Maastoaineisto									Käyttäjän tarkkuus, %
	Järviruoko	Järvikorte	Järvikaisla	Sahalehti	Saraikko	Kelluslehtiset	Pystykeiholehti & raate	Avovesi	Yhteensä	
Järviruoko (1)	9				1		1		11	82
Järvikorte (2)		9		2					11	82
Järvikaisla (3)			7						7	100
Sahalehti (4)				2					2	100
Saraikko (5)					2				2	100
Kelluslehtiset (6)				1		16			17	94
Pystykeiholehti & raate (7)									0	0
Avovesi (8)						1		10	11	91
Yhteensä	9	9	7	5	3	17	1	10	61	
Tuottajan tarkkuus, %	100	100	100	40	67	94	0	100	90	90*

Suomunjärvi

Suomunjärvellä kasvillisuus luokiteltiin seuraaviin luokkiin: 1) järviruoko, 2) järvikaisla, 3) järvikorte, 4) sarat, 5) luikat/rantaluikka (*Eleocharis* spp./ *Eleocharis palustris*) 6) nuottaruoho ja 7) kelluslehtiset. Onkiveteen verrattuna Suomunjärvi oli hyvin erityyppinen järvi visuaalisessa ilmakuvatarkastelussa. Suomunjärven ilmakuvatarkastelussa tulkintaan vaikutti suhteellisen suuri näkösyvyys ja tämän seurauksena pohjasta heijastuvien hiekkasärkkien vaikutus. Ainoa keino tässä tapauksessa

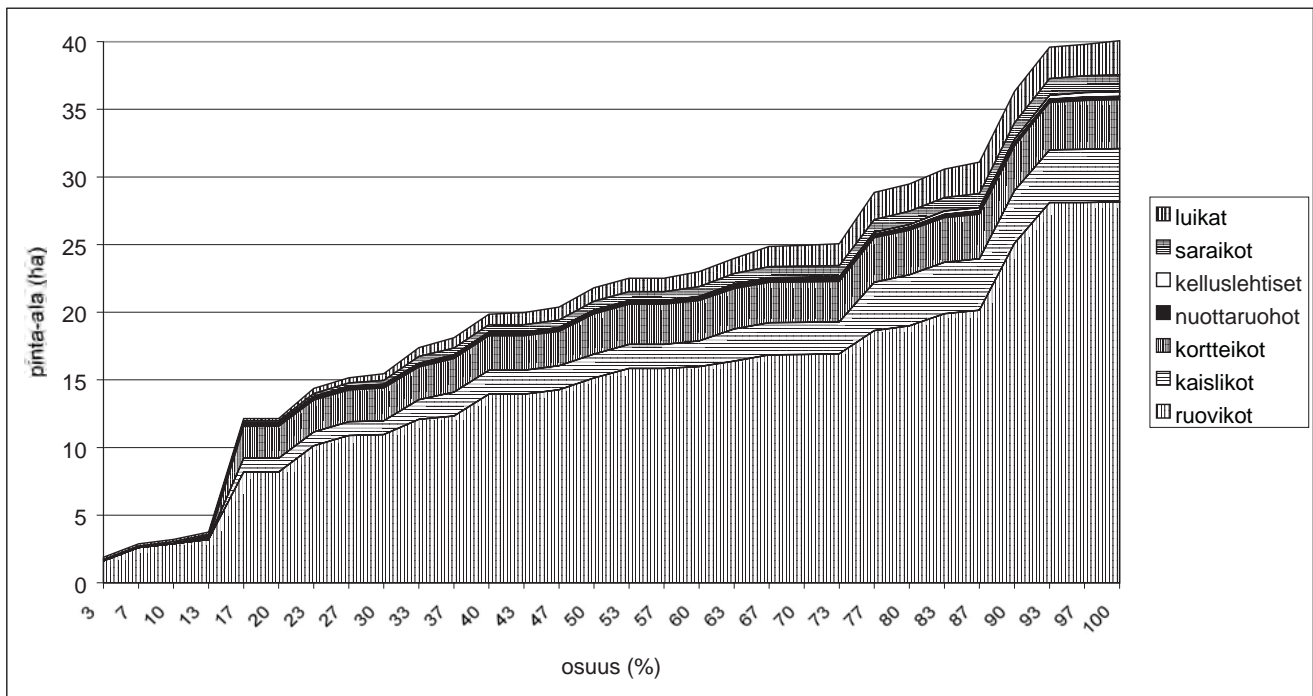
oli stereolasien käyttö, joilla kasvillisuus nähtiin kolmiulotteisena hiekan seasta. Suomunjärvellä toinen tulkintaan suuresti vaikuttava seikka olivat harvat vähäpeittoiset kasvustot. Järviruoko, järvikorte ja järvikaisla muodostivat paikoitellen todella niukkoja kasvustoja. Suomunjärvi muistuttaakin kasvillisuudeltaan ja kasvustoiltaan suurehkoa reittivettä, jossa kasvillisuutta on vain rannoilla ja avoveden osuus järvestä on suuri.

Suomunjärvellä selvitetiin myös tutkitun rantavyöhykkeen osuuden vaikutusta kasvustotyyppien prosentuaalisiin suhteisiin ja absoluuttisiin pinta-aloihin.

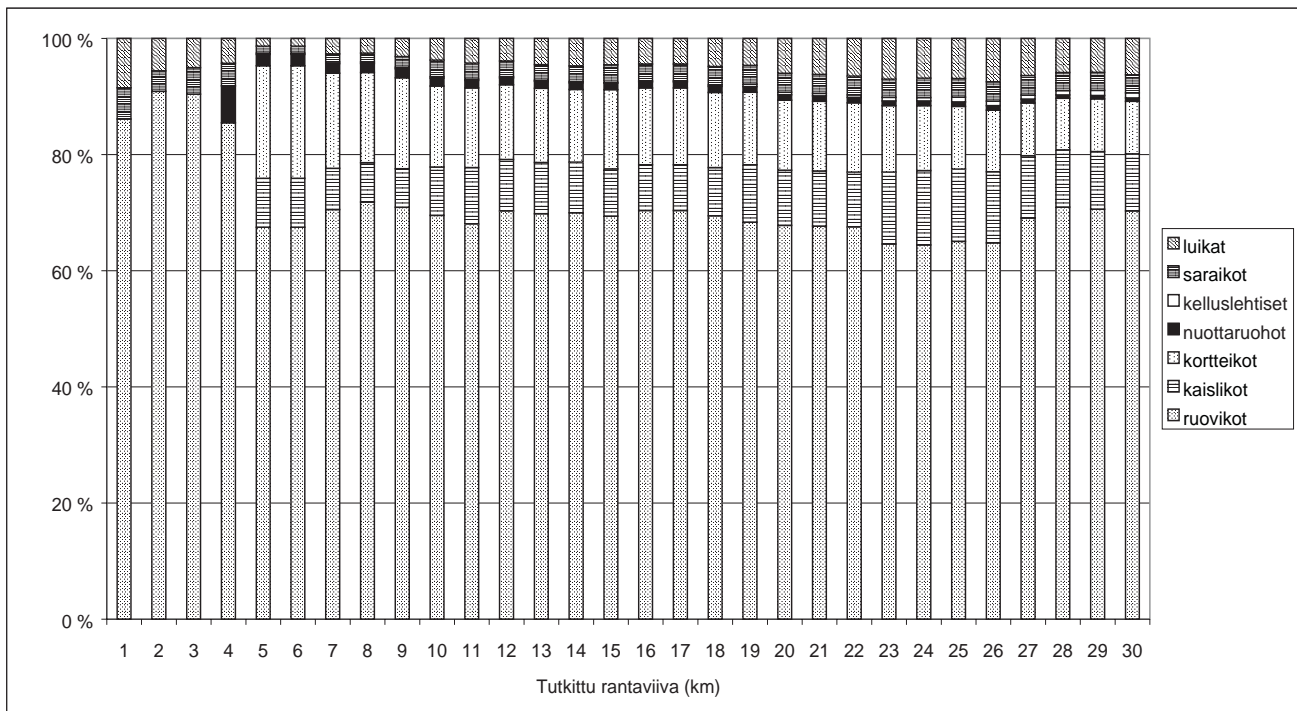
Tuloksia tarkasteltaessa huomataan, kuinka suurialaisten kasvustojen kuten ruovikoiden esiintyminen vaikuttaa suuresti tuloksiin (kuva 14a). Kasvillisuuden kokonaispinta-alasta ruovikoita on lähes 70 % (taulukko 8). Ruovikoita esiintyy miltei kaikilla alueilla, mutta esimerkiksi kaislikkoja ja kortteikkoja tavataan vasta neljännestä tutkitun osa-alueen kohdalla (kuva 14b). Harvinaisten kasvustotyyppien kuten nuottaruohon ja kelluslehtisten esiintymisen varmentaminen vaatii sen sijaan melko mittavasti töitä; esimerkiksi nuottaruohoa esiintyi vain yhdellä tutkimusosalla neljän pienen kasvuston verran. Tämän indikaattoriarvoltaan merkittävän kasvillisuuden havainnoiminen ilmakehältä edellyttää kuitenkin melko tarkkoja maastotöitä ja nuottaruohon kukinnan ulottumista vedenpinnan yläpuolelle.

Riittävien tutkimusalueiden määrää tarkasteltiin ottamalla kriteeriksi kasvustojakauman luotettavuus. Eri kasvustojen osuuden poikkeama lopullisesti havaitusta tuloksesta on esitetty kuvassa 15. Ruovikon suhteen riittää $\pm 20\%$ luotettavuuden saavuttamiseksi jo 15% rantaviivan läpikäynti, mutta harvinaisen nuottaruohon suhteen pitää rantaviivaa tutkia yli 90% . Ilmakehätulkinnan kannalta merkittävien ilmaversoisten osuuksien määrittämiseksi näyttää reilu kolmasosa rantaviivasta riittävän. Suomunjärvi pienikokoisena järvenä on kuitenkin ilmakehätulkinnan kannalta melko hankala, koska kasvustot ovat pienialaisia. Suurella järvellä olisi oikean tuloksen saavuttaminen todennäköisesti huomattavasti helpompaa, koska avoimuus toimii voimakkaasti kasvillisuuden määrää rajoittavana tekijänä.

a)



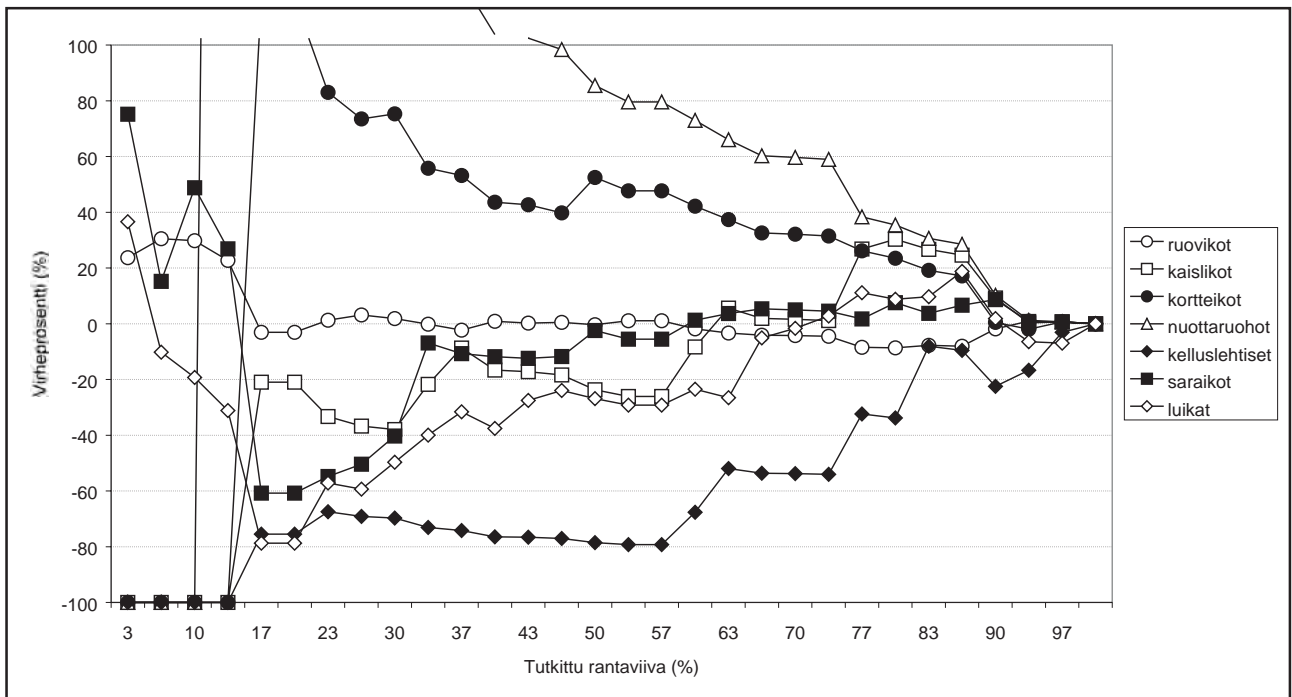
b)



Kuva 14. Suomunjärvellä luokiteltujen kasvustojen kokonaispinta-ala suhteessa tutkitun rantaviivan (vaaka-akseli) osuuteen (a) ja kasvustojen suhteellisen osuuden muuttuminen tutkittujen rantakilometriä (vaaka-akseli) suhteen (b).

Taulukko 8. Suomunjärvellä havaittujen kasvustojen pinta-ala (ha) ja suhteellinen osuus (%).

	Pinta-ala (ha)	Osuus (%)
Järviruoko	28,2	69,6
Järvikaisla	4,3	10,7
Järvikorte	3,6	8,9
Nuottaruoho	0,2	0,6
Kelluslehtiset	0,4	0,9
Saraikko	1,2	3,1
Luikat	2,5	6,2
Yhteensä	40,4	100

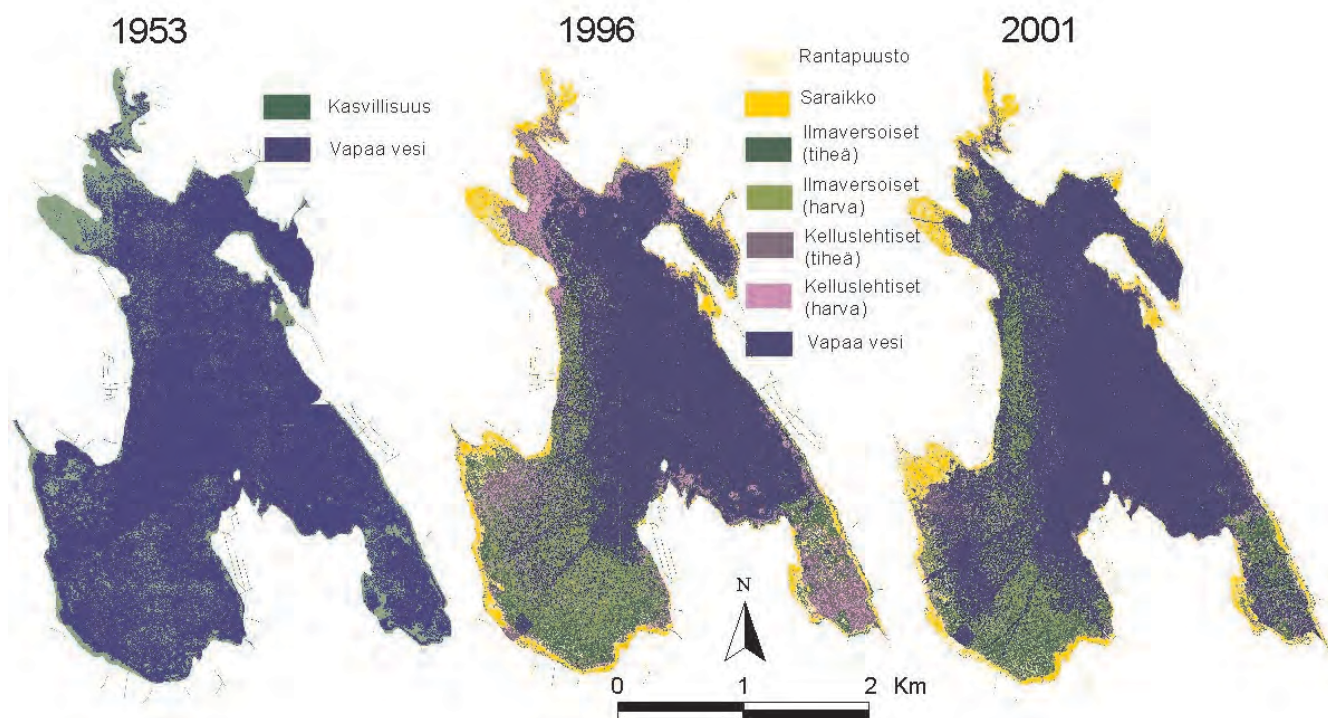


Kuva 15. Suomunjärven vesikasvillisuustyyppien jakauman poikkeama (virheprosentti) lopullisesta jakaumasta.

5.3.3 Vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala ja sen muutos

Kaikkien kohdealueiden vesikasvillisuuden kokonaispinta-alat on esitetty taulukossa 9. Onkivedellä numeerinen ja visuaalinen tulkintamenetelmä tuottivat varsin samanlaista tietoa vesikasvillisuuden pinta-aloista visuaalisen ilmakuvatulkinnan tuottaman kokonaispinta-alan ollessa 7 % suurempi. Ero selittynee visuaalisessa tulkinnassa tehtävällä kasvillisuusvyöhykkeiden digitoinnilla, mikä yksinkertaistaa rakenteeltaan heterogeenisia kasvillisuusalueita enemmän kuin numeerisen menetelmän rasteripohjainen tulkinta. Suomunjärvellä tulkintamenetelmien tuottamat kasvillisuuden kokonaispinta-alat eroavat toisistaan Onkivettä enemmän pohjaheijastuksen häiritessä numeerista tulkintaa visuaalista merkittävämmän. Vesikasvillisuuden kokonaispinta-alojen lisäksi pinta-alat määriteltiin kullekin kasvillisuusluokalle erikseen.

Luupuviedellä vesikasvillisuudessa tapahtuneen muutoksen tarkastelu osoitti, että vuosien 1953 ja 1996 välillä vesikasvillisuuden kokonaispinta-ala oli kolminkertaistunut. Vuonna 1997 alkanut järvikunnostus oli kuitenkin muuttanut umpeenkasvun suunnan, koska vuodesta 1996 vuoteen 2001 mennessä kasvillisuuden kokonaispinta-ala oli vähentynyt kolmanneksella (kuva 16). Kunnostuksen seurauksena kasvillisuuden vyöhykkeisyys ei ollut muuttunut syvyyteen ja tuulen altistukseen. Muutosta oli kuitenkin tapahtunut enemmän syvillä ja tuulelle alttiilla alueilla kuin matalissa ja suojaisissa kasvustoissa. Suurin osa muutoksesta johtui kelluslehtisten kasvustojen harvenemisesta ja ilmaversoisten kasvustojen laikuttumisesta järvikaislaniittojen seurauksena. Järvikaislan kokonaisbiomassa oli vähentynyt 29 % järvikunnostuksen seurauksena.



Kuva 16. Numeeriseen tulkintaan perustuvat vesikasvillisuuden luokituskuvat vuosilta 1953, 1996 ja 2001 Luupuviedeltä.

Taulukko 9. Vesikasvillisuuden kokonaispinta-alat (ha) 1940-50 -luvulla ja 2000-luvulla sekä kohdealueiden kokonaispinta-alat (ha).

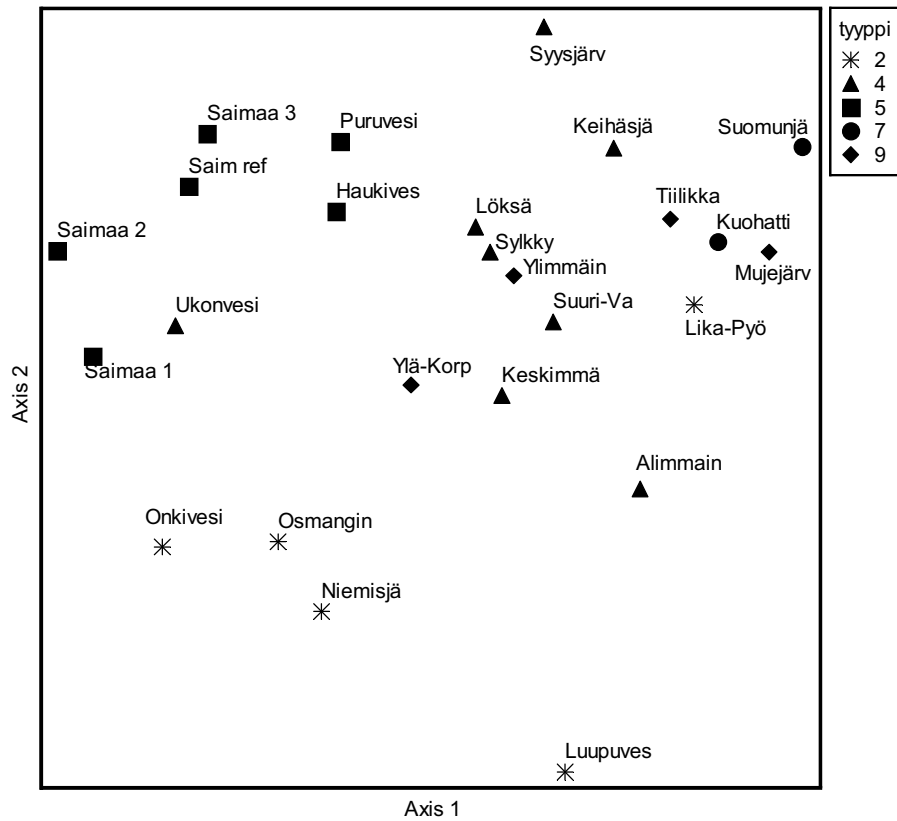
Kohdealue	Kohdealueen pinta-ala	Numeerinen tulkinta		Visuaalinen tulkinta
		Kasvillisuuden kokonaispinta-ala 1940-50 -luvulla	Kasvillisuuden kokonaispinta-ala 2000-luvulla	Kasvillisuuden kokonaispinta-ala 2000-luvulla
Onkivesi, pohj.	97	-	60	64,5
Onkivesi, etelä	535	86	76,9	-
Luupuvesi	704	96	258	-
Niemisjärvi	418	65,9	110,5	-
Osmanginjärvi	278	65,3	150	-
Lika-Pyöree	195	18,8	80	-
Tiilikka	420	-	78	-
Mujejärvi	351	-	14	-
Kuohattijärvi	1081	-	42	-
Suomunjärvi	663	-	54	40,6
Keihäsjärvi	139	4,5	22	-
Keskimmäinen	80	4,7	8,2	-
Alimmainen	74	2,9	13,1	-
Suuri-Vahvanen	132	3,9	8	-
Syysjärvi	175	7,5	25	-
Ukonvesi	490	9,5	62	-
Sylkky	106	-	12	-

5.4 Kohdejärvien ryhmittäminen luontaisiin järvityyppeihin

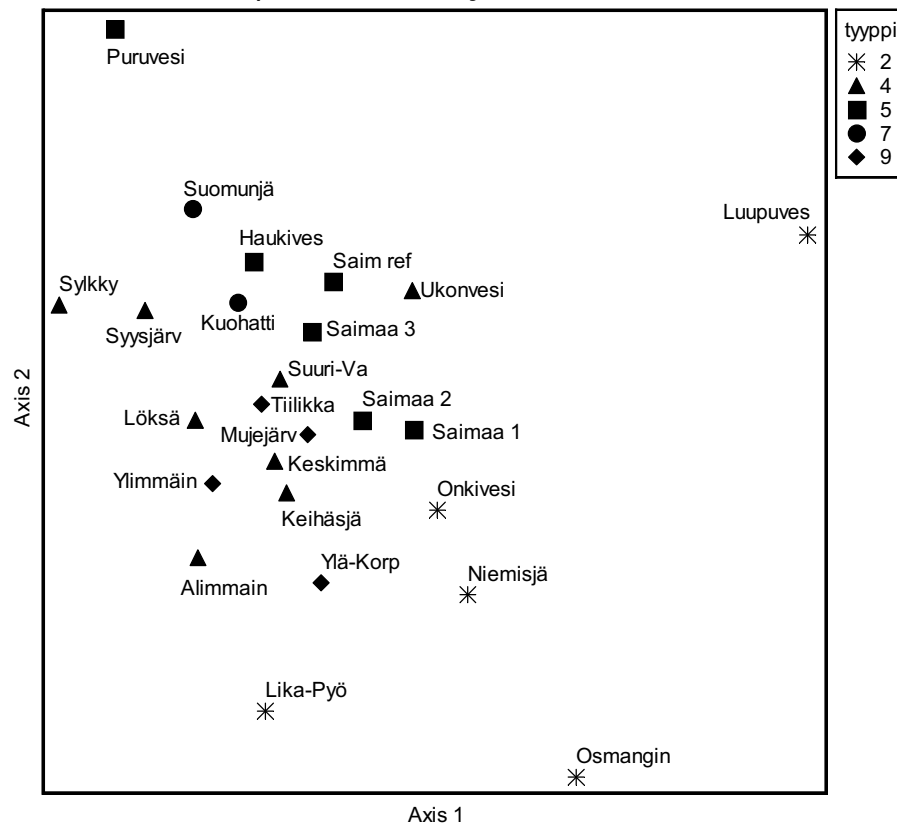
Tyypittelyn testauksessa haluttiin selvittää, miten kohdejärvet ryhmittyvät luontaisiin järvityyppeihin maastotöiden vesikasviaineistojen perusteella. Analyysissä on mukana tiedot 25 kohdejärven tai alueen vesikasvihavainnoista (kuva 17).

Tulosten perusteella vesikasvilajien esiintymätiedot jaottelevat kohteet selkeämmin järvityyppeihin kuin linjafrekvenssitiedot. Selvimmin erottuvia ryhmiä ovat luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2), keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet (tyyppi 7) sekä suuret ja kirkkaat järvet (tyyppi 5). Luontaisesti rehevien järvien vertailujärvi Lika-Pyöree eroaa kuitenkin kuormitetuista selvästi. Jonkin verran hajontaa on pienissä runsashumuksisissa järvissä (tyyppi 9). Vuoden 2002 koeasetelman vertailupari Tiilikka ja Mujejärvi (tyyppi 9) toisaalta ovat kuvassa 17 varsin lähekkäin. Suurin hajonta on pienissä, vähähumuksisissa järvissä (tyyppi 4). Niitä on myös lukumääräisesti eniten.

A) vesikasvien esiintyminen



B) vesikasvien linjafrekvenssit



Kuva 17. Kohdejärvien ryhmittäminen NMS-ordinaatiossa vesikasvien esiintymisen (on/ei) (A) ja linjafrekvenssien (B) perusteella. Kuvan selitteessä merkkejä vastaavat luvut viittaavat luontaisten järviyyppeiden numeroihin (ks. taulukko 3).

5.5 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi

5.5.1 Ekologisen tilan arviointi maastoaineiston perusteella

Ekologisen tilan arviointi tehtiin vuoden 2002 kohdejärviltä, koska niiden maastoaineistot ovat vertailukelpoisia toisiinsa nähden. Kohdejärvien mahdollisia vanhoja aineistoja käytettiin vain niiltä osin, kun se analyysien riittävän luotettavuuden ja tarkkuuden puolesta oli mahdollista. Kohdejärviltä laskettiin vesikasvien esiintymätietojen perusteella Jaccardin samankaltaisuusindeksit sekä vesikasvien runsausmuuttujien perusteella prosenttiset samankaltaisuudet (taulukot 10 ja 11).

Taulukko 10. Kuormitetuilta kohdejärviltä ja vertailujärviltä havaittujen vesikasvien lajimäärät sekä vesikasvien esiintymätietojen perusteella lasketut Jaccardin samankaltaisuusindeksit.

Kuormitettu järvi	Vesikasvilajeja	Vertailujärvi	Vesikasvilajeja	Jaccardin samankaltaisuusindeksi
Niemisjärvi	27	Lika-Pyöree	34	0,27
Keihäsjärvi	38	Suuri-Vahvanen	17	0,38
Keskimmäinen	30	Suuri-Vahvanen	17	0,44
Alimmainen	36	Suuri-Vahvanen	17	0,32
Kuohattijärvi	28	Suomunjärvi	33	0,61
Mujejärvi	29	Tiilikka	27	0,51

Taulukko 11. Vesikasvien runsausmuuttujista lasketut prosenttiset samankaltaisuudet vuoden 2002 kuormitettujen järvien ja vertailujärvien välillä.

Runsausmuuttuja	Niemisjärvi vs Lika-Pyöree	Keihäsjärvi vs Suuri-Vahvanen	Keskimmäinen vs Suuri-Vahvanen	Alimmainen vs Suuri-Vahvanen	Kuohattijärvi vs Suomunjärvi	Mujejärvi vs Tiilikka
Linjafrekvenssi	0,41	0,37	0,53	0,38	0,65	0,58
Keskimääräinen peittävyys	0,34	0,29	0,26	0,19	0,42	0,49
Pituusfrekvenssi	0,27	0,47	0,68	0,47	0,43	0,45
Pinta-alapeittävyys	0,31	0,52	0,57	0,45	0,21	0,43
Kasvillisuusindeksi	0,39	0,38	0,45	0,36	0,57	0,47
Keskimääräinen havaittu arvo	0,34	0,40	0,50	0,37	0,46	0,49

Luonnostaan rehevät järvet

Lika-Pyöreen linjoilta havaittiin 34 vesikasvilajia (taksonia) ja Niemisjärveltä 27. Esiintymätietojen perusteella laskettu Jaccardin samankaltaisuusindeksi on 0,271 eli 27 % havaituista vesikasvilajeista esiintyy kummassakin järvessä (taulukko 10). Niemisjärvi poikkeaa siis selvästi vertailujärvestä, vaikka järvityypin vertailuolosten hajonta oletettaisiin suureksikin. Hajontaa ja siten ekologista laatusuhdetta ei pystytä laskemaan, koska käytössä ei ole muita aineistoja luonnostaan reheviltä vertailukohteilta.

Ekologista tilaa arvioitiin ainoastaan vesikasvilajien havaittujen runsaussuhteiden avulla. Ekologisia laatusuhteita ei voitu laskea tästä aineistosta. Runsautta tarkasteltiin linjafrekvenssien, keskimääräisen peittävyuden, pituusfrekvenssin, pinta-alapeittävyyksien sekä kasvillisuusindeksin perusteella (kts. luku 4.1.2). Näiden runsausmuuttujien perusteella laskettiin Lika-Pyöreen ja Niemisjärven väliset prosenttiset samankaltaisuudet eli havaitut arvot (taulukko 11). Tulosten mukaan runsausmuuttujien samankaltaisuudet ovat varsin pieniä. Toisin sanoen Niemisjärvi eroaa vesikasvillisuutensa runsaussuhteilta varsin selvästi Lika-Pyöreen vesikasvillisuuden runsaussuhteista.

Pienet, vähähumuksiset järvet

Suuri-Vahvaselta havaittiin 17 vesikasvilajia, Keihäsjärveltä 38, Keskimmäiseltä 30 ja Alimmaiselta 36 (taulukko 10). Vuonna 2001 tutkitulta Sylkyltä löytyi 26 vesikasvilajia. Suuri-Vahvasen ja Sylkyn samankaltaisuusindeksi lajiesiintymien perusteella on 0,50 (odotettu arvo). Vastaavasti Suuri-Vahvasen samankaltaisuudet Keihäsjärveen, Keskimmäiseen ja Alimmaiseen olivat 0,38, 0,44 ja 0,32 (havaitut arvot, taulukko 10). Keihäsjärven, Keskimmäisen ja Alimmaisen vesikasvien lajiesiintymien ekologiset laatusuhteet (havaittu arvo/odotettu arvo) ovat siten 0,75, 0,88 ja 0,63. Pelkkien lajimäärien perusteella kuormitetut järvet eroavat selvästi Suuri-Vahvasesta.

Runsausmuuttujien perusteella lasketut prosenttiset samankaltaisuudet Suuri-Vahvasen ja kuormitettujen järvien välillä löytyvät taulukosta 11. Sylkyn ja Suuri-Vahvasen aineistoista laskettu linjafrekvenssien prosenttinen samankaltaisuus eli odotettu arvo on 0,56. Tämän perusteella linjafrekvenssien ekologinen laatusuhde on Keihäsjärvellä 0,66 (0,37 / 0,56), Keskimmäisellä 0,95 (0,53 / 0,56) ja Alimmaisella 0,68 (0,38 / 0,56). Muiden runsausmuuttujien odotettuja arvoja ei laskettu, koska Sylkyn aineistosta ei voitu kyseisiä muuttujia laskea vuoden 2002 menetelmästä poikkeavan runsausarvioinnin takia.

Suuret, vähähumuksiset järvet

UPM-Kymmene Oyj Kaukaan sellu- ja paperitehtaan jätevesien kuormittamalla Etelä-Saimaalla on tehty vesikasvillisuustutkimuksia vuosina 1959, 1982 ja 1992 (Tynkkynen 1962, Pogreboff 1984 ja 1994). Tutkimuksissa käytetyt menetelmät ovat samantyyppisiä linjamenetelmiä, joten aineistojen vertailu vesikasvien esiintymätietojen ja linjafrekvenssien osalta lienee kohtuullisen luotettavalla pohjalla. Aineistojen analysoinnin pohjalla olevat havaintopaikkojen lukumäärät eri tutkimusvuosina eri osa-alueilla ovat taulukossa 12.

Taulukko 12. Etelä-Saimaan (alueet 1-3) ja Läntisen Pien-Saimaan (vertailualue A4) vesikasvitutkimusten havaintopaikkojen lukumäärät eri tutkimusvuosina eri osa-alueilla. Alueet 1 ja 2 ovat lähivaikutusalueita ja alue 3 etävaikutusalueita.

	1959	1982	1992	2002
Alue 1	21	20	18	18
Alue 2	13	34	33	26
Alue 3	13	7	19	10
Vertailualue (A 4)	30	19	25	16

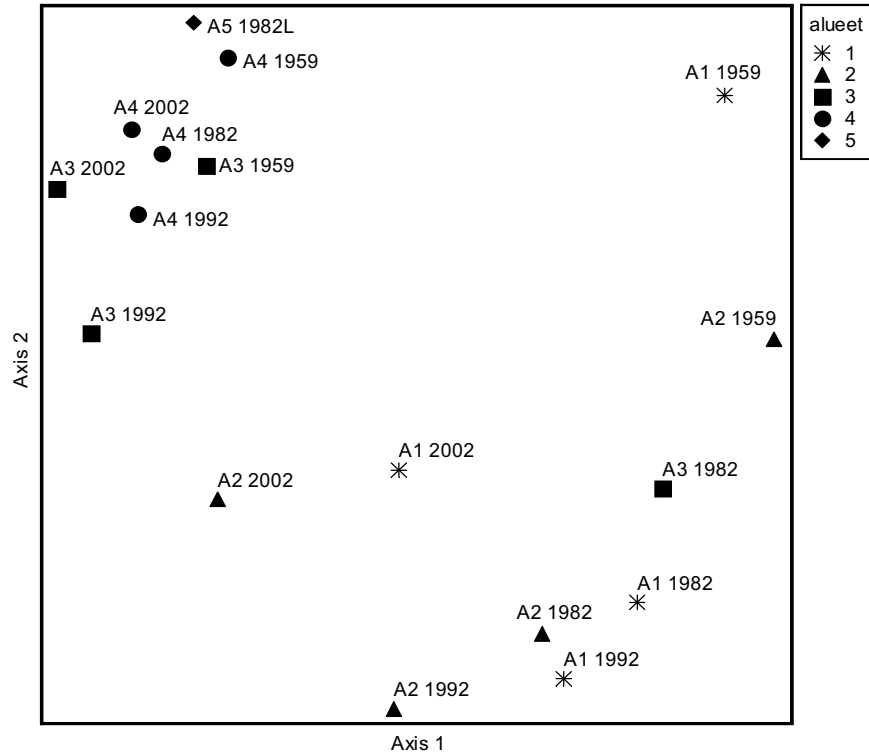
Vertailun vuoksi otettiin mukaan Saimaan ekologisen tutkimuksen 1980-1983 (Granberg ja Ruohonen 1985) vesikasviaineisto Pien-Saimaalta vuodelta 1982. Tämän tutkimuksen kasvillisuuslinjat sijaitsivat Pien-Saimaalla, joka on muissa em. tutkimuksissa käytetyn vertailualueen länsipuolella. Näiden alueiden veden laatu on päällysveden (0-5m) kokonaisfosforipitoisuuksien ja väriarvojen perusteella vuosina 1980-1984 ollut varsin samanlainen: länsiosassa keskimäärin 19 mg/l ja 22 mgPt/l sekä itäosassa vastaavasti 18 mg/l ja 34 mgPt/l. Kyseisten alueiden kuormitushistoriassa ei ole olennaisia eroja, joten on syytä olettaa niiden vesikasvilajistojen olevan varsin samanlaisia.

Kokooma-aineistosta tehtyjen NMS-ordinaatiotulosten perusteella vesikasvilajien esiintymätiedot näyttävät soveltuvan tässä tapauksessa paremmin luokittelumuuttujaksi kuin linjafrekvenssit (kuva 18). Lajiesiintymien mukaan vertailualueen (A4) lajikoostumus on pysynyt varsin vakaana. Myös etävaikutusalueen A3 lajikoostumus on lähellä vertailualueita vuotta 1982 lukuun ottamatta.

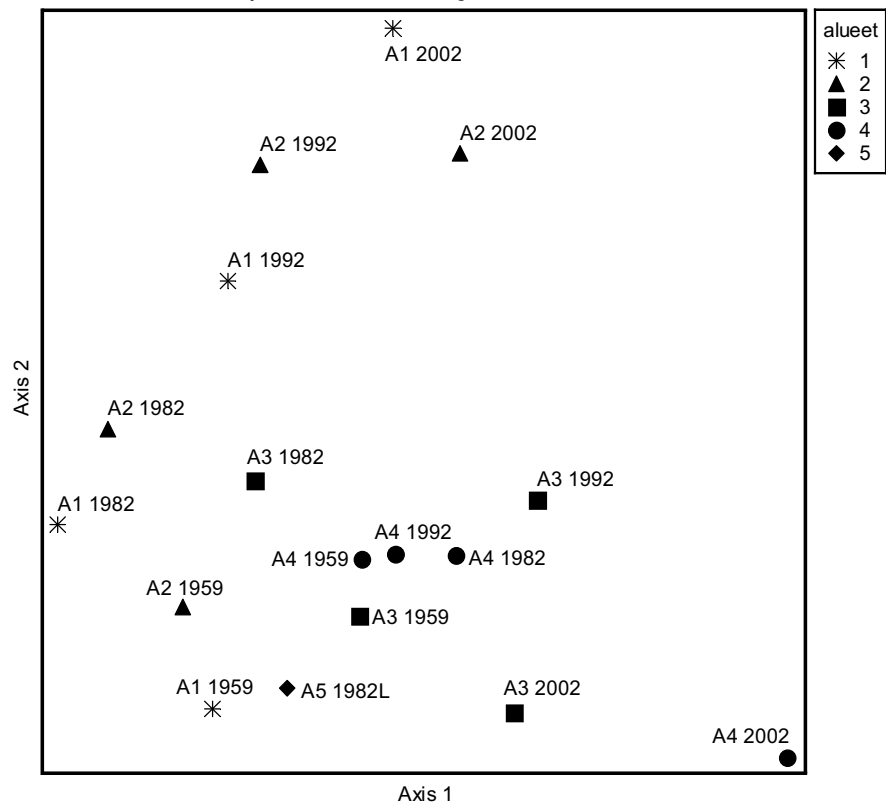
Linjafrekvensseissä vertailualueen hajonta on suurempi vuoden 2002 tulosten poiketessa muista. Lisäksi kuormitetuin alue (A1) on vuoden 1959 aineiston perusteella lähempänä vertailualueita kuin muina tutkimusvuosina, vaikka alue A1 oli vuonna 1959 miltei täydellinen kasviautio, josta Tynkkynen (1962) löysi ainoastaan ulpukkaa ja järviruokoa.

Vuonna 2002 voimakkaan kuormituksen alueiden A1 ja A2 vesikasvilajisto on NMS-ordinaation perusteella lähempänä vertailualueen lajistoa kuin aikaisempina tutkimusvuosina (kuva 18). Tulosta tukevat havainnot veden laadun kehityksestä Etelä-Saimaalla 1990-luvulla. Lauritsalan edustalla kokonaisfosforipitoisuus oli 1990-luvun alussa selvästi rehevälle vesialueelle ominainen, mutta pitoisuus laski jo vuonna 1993 lähelle nykyistä tasoa, joka on noin 20 mg/l (Saukkonen 2000). Myös veden väriluku on pienentynyt Lauritsalan edustalla 1990-luvun alun 80-90 mgPt/l tasolta tasolle 40-60 mgPt/l. Muutoksen takana on Kaukaan tehtaan biologisen puhdistamon käyttöönotto keväällä 1992. Vuoden 1959 lajikoostumus alueilla A1 ja A2 puolestaan poikkeaa eniten vertailualueesta. Muutos alueiden A1 ja A2 lajikoostumuksessa vuodesta 1959 vuoteen 2002 on selvä. Vuosien 1982 ja 1992 välinen muutos näyttäisi olevan pienempi kuin muutos 1992-2002. Kaukaan massa- ja paperitehtaalla ei vv. 1982-91 tuotantovolyymien kasvua mahdollistavien muutosten lisäksi tapahtunut vesistön kannalta radikaaleja muutoksia (Pogreboff 1994). Vesikasvien lajimäärät ovat selvästi kasvaneet alueilla 1 ja 2 muihin tutkimusvuosiin vastaaviin tuloksiin nähden (kuva 19). Vertailualueelta havaitut lajimäärät ovat eri tutkimusvuosina lähes yhtä suuret.

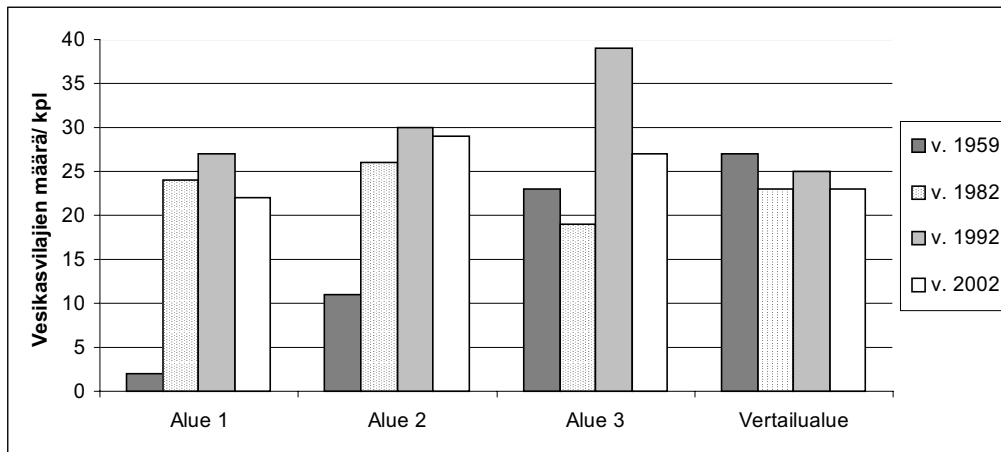
A) vesikasvien esiintyminen



B) vesikasvien linjafrekvenssit

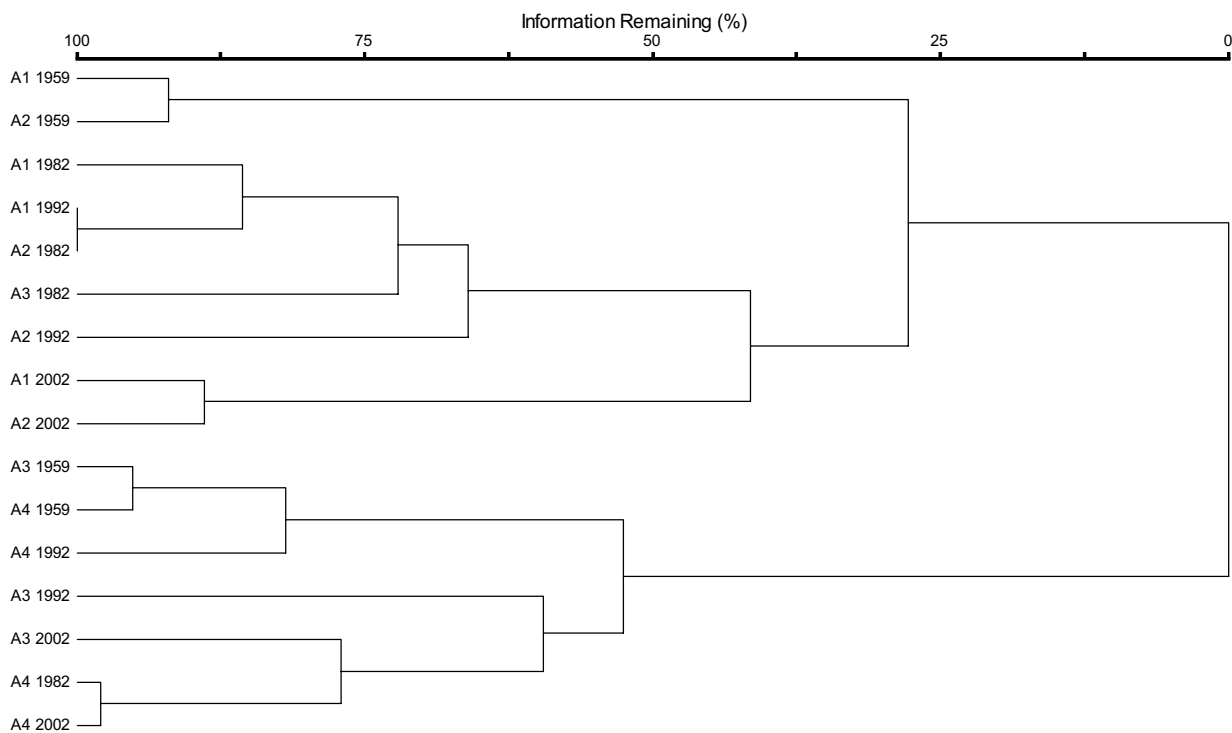


Kuva 18. NMS-ordinaatio Etelä-Saimaan vesikasvitutkimusten tuloksista vuosilta 1959, 1982, 1992 ja 2002. Muuttujina ovat vesikasvilajien A) esiintyminen (on/ei) ja B) linjafrekvenssit (kuinka monella linjalla tutkituista linjoista laji on esiintynyt) osa-alueiden (A1-A4) ja tutkimusvuoden mukaan ryhmiteltyinä. Saimaan ekologisen tutkimuksen Pien-Saimaan 1982 aineisto on merkitty kuviin koodilla A5 1982L.



Kuva 19. Vesikasvilajien määrä Etelä-Saimaan osa-alueilla 1-4 tutkimusvuosina 1959, 1982, 1992 ja 2002. Vesikasvilajilista jouduttiin yhtenäistämään tiettyjen taksonien osalta epätarkeimman vaihtoehdon mukaan vertailun luotettavuuden parantamiseksi (esim. sarat ja vesirikot (*Elatine spp.*) käsiteltiin sukutasolla).

Klusteridendrogrammin mukaan kuormitetut alueet A1 ja A2 eroavat omaksi ryhmäkseen etävaikutusalueesta A3 ja vertailualueesta A4 (kuva 20). Poikkeuksena on alueen 3 tulokset vuodelta 1982.



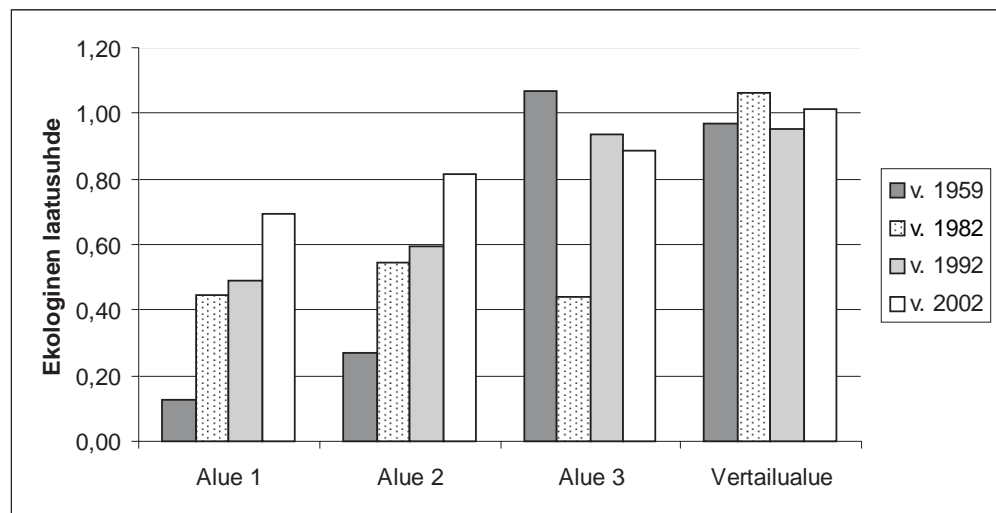
Kuva 20. Klusteridendrogrammi Etelä-Saimaan eri osa-alueiden ryhmittymisestä tutkimusvuosina 1959, 1982, 1992 ja 2002. Analyysi perustuu vesikasvilajien esiintymätietoihin (on/ei) osa-alueilla.

Vesikasvilajien esiintymätietojen pohjalta laskettiin Jaccardin samankaltaisuusindeksit (taulukko 13). Odotetuksi arvoksi saatiin vertailualueen eri tutkimusvuosien samankaltaisuuksien keskiarvon perusteella 0,64. Odotetun arvon laskemiseksi laskettiin siis ensin vertailualueen (A 4) kaikkien tutkimusvuosien väliset samankaltaisuudet ja otettiin niistä keskiarvo. Havaittujen arvojen (alueiden 1-3 Jaccardin samankaltaisuudet) ja odotetun arvon perusteella laskettiin ekologiset laatusuhteet (kuva 21).

Tulokset viittaavat Etelä-Saimaan kuormitettujen alueiden (alue 1 ja 2) tilan varsin selkeään paranemiseen vuodesta 1959 vuoteen 2002. Alueella 3 vuoden 1982 tulokset poikkeavat huomattavasti muiden vuosien tuloksista. Suurimmat selittävät tekijät tähän lienevät vähäinen havaintopisteiden lukumäärä (7 kpl) ja suuri irtokellujien lukumäärä. Normaalin ilmansaasteilman taakse noussut tulva tarjosi suojan ja ravinteikkaat olosuhteet eutrofiille irtokelluja- ja irtokeijujalajeille, aiheuttaen niiden räjähdysmäisen lisääntymisen (Pogreboff 1984). Lauritsalan mittauspisteen mukaan Saimaan vedenpinnan kuukausikeskiarvo heinäkuussa 1982 oli 59 cm vastaavan ajankohdan pitkäaikaista keskiarvoa korkeammalla.

Taulukko 13. Vesikasvilajien esiintymätietojen perusteella lasketut Jaccardin samankaltaisuusindeksit kohdealueittain ja tutkimusvuosittain Etelä-Saimaalta (Alueet 1-3) ja Pien-Saimaalta (vertailualue A4). Samankaltaisuuksien laskemiseksi alueita 1-3 on verrattu kyseisen tutkimusvuoden vertailualueen tuloksiin. Vertailualueiden osalta on ensin laskettu kyseisen tutkimusvuoden vertailualueen samankaltaisuus muiden tutkimusvuosien vertailualueiden tuloksiin (n = 3) ja sen jälkeen laskettu niistä keskiarvo.

	1959	1982	1992	2002
Alue 1	0,08	0,28	0,31	0,44
Alue 2	0,17	0,35	0,38	0,52
Alue 3	0,68	0,28	0,60	0,57
Vertailualue (A 4)	0,62	0,68	0,61	0,64



Kuva 21. Etelä-Saimaan ekologiset laatusuhteet tutkimusalueittain ja tutkimusvuosittain vesikasvien esiintymätietojen perusteella.

Runsausmuuttujien perusteella laskettiin prosenttiset samankaltaisuudet vuonna 2002 Läntisen Pien-Saimaan ja Etelä-Saimaan kuormitettujen alueiden 1-3 välillä (taulukko 14). Odotettuja arvoja ei voitu runsausmuuttujille laskea, koska eri tutkimusvuosien väliset runsauden arviointimenetelmät poikkesivat ratkaisevasti toisistaan.

Taulukko 14. Vesikasvien runsausmuuttujista lasketut prosenttiset samankaltaisuudet vuonna 2002 Läntisen Pien-Saimaan eli vertailualueen ja Etelä-Saimaan kuormitettujen alueiden 1-3 välillä.

Runsausmuuttuja	Vertailualue vs alue 1	Vertailualue vs alue 2	Vertailualue vs alue 3
Linjafrekvenssi	0,34	0,47	0,73
Keskimääräinen peittävyys	0,44	0,47	0,37
Pituusfrekvenssi	0,25	0,43	0,54
Pinta-alapeittävyys	0,36	0,53	0,54
Kasvillisuusindeksi	0,35	0,45	0,48
Keskimääräinen havaittu arvo	0,35	0,47	0,53

Keskikokoiset, kohtalaisen humuspitoiset järvet

Suomunjärven linjoilta havaittiin 33 vesikasvilajia ja Kuohattijärveltä vastaavasti 28 lajia (taulukko 10). Toivonen ja Lappalainen (1980) havaitsivat Suomunjärvellä vuosina 1976-78 tehdyssä tutkimuksessa 34 lajia yhteensä 71 linjalta.

Suomunjärven vesikasvien lajiesiintymien Jaccardin samankaltaisuusindeksi on vuosien 1976-78 ja 2002 välillä 0,81 (odotettu arvo). Suomunjärven sekä Kuohattijärven samankaltaisuusindeksi on vuoden 2002 lajiesiintymien perusteella 0,61 (havaittu arvo; taulukko 10). Kuohattijärven lajiston ekologinen laatusuhde on vuoden 2002 aineiston perusteella 0,75 (0,61 / 0,81). Suomunjärven vuosien 1976-78 ja Kuohattijärven lajiesiintymien perusteella samankaltaisuusindeksi on 0,68.

Runsausmuuttujien perusteella laskettiin prosenttiset samankaltaisuudet Suomunjärven ja Kuohattijärven välillä (taulukko 11). Suomunjärven vuosien 1976-78 ja 2002 aineistojen perusteella laskettiin prosenttiset samankaltaisuudet eli odotetut arvot linjafrekvenssille ja kasvillisuusindeksille: 0,80 ja 0,71. Näiden tulosten perusteella Kuohattijärven ekologinen laatusuhde linjafrekvenssien osalta on 0,81 ja kasvillisuusindeksin osalta 0,80. Kasvillisuusindeksien laskemista varten Toivosen ja Lappalaisen (1980) ilmoittamat runsausarviot muunnettiin luvussa 4.1.2 mainittua 7-asteikkoa vastaavaksi. Muunnos on kuitenkin epätarkka, joten tulos on vain suuntaa antava. Muiden runsausmuuttujien mukaisia odotettuja arvoja ei tämän aineisto pohjalta voi riittävän luotettavasti laskea.

Pienet, runsashumuksiset järvet

Tiilikalla on tehty perusteellinen ranta- ja vesikasvillisuustutkimus vuonna 1984 (Nykänen 1987). Kasvillisuus analysoitiin 47 linjalta, joilla näytealana oli yleensä 1m x 1m ruutu. Vuonna 1984 tutkitun vesikasvillisuuden yhteispinta-ala oli noin 2900 m² ja vuonna 2002 vastaavasti noin 6600 m². Nykäsen (1987) keräämää aineistoa on tässä tutkimuksessa käytetty ajallisen ja menetelmistä johtuvan vaihtelun selvittämiseksi. Lisäksi vertailuissa käytettiin Ylimmäisen (Pohjois-Savon ympäristökeskus) vesikasviaineistoa vuodelta 2002. Ylimmäinen on vertailujärvi ja sen tutkimisessa käytettiin päävyöhykelinjamenetelmää.

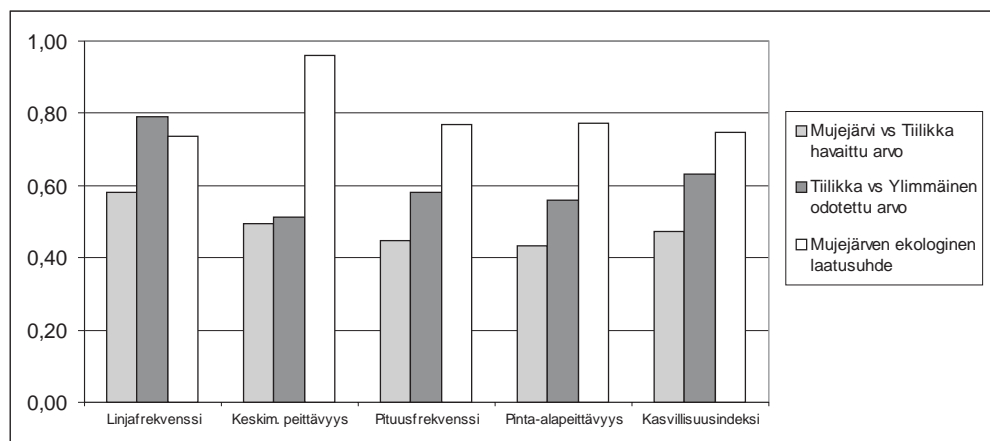
Tiilikalta havaittiin 26 vesikasvilajia sekä vuonna 1984 että vuonna 2002 (taulukko 4). Vuonna 2002 Mujejärven päävyöhekeliñoilta havaittiin 29 vesikasvilajia sekä aluekartoitusalueilta 28 lajia. Ylimmäiseltä havaittiin 22 vesikasvilajia (vesisammaleet käsiteltiin yhtenä ryhmänä). Näiden vesikasviaineistojen perusteella laskettiin Jaccardin samankaltaisuusindeksit (taulukko 15). Aluekartoituksen havaitut arvot (taulukko 15) on laskettu Mujejärven aluekartoitusaíneiston ja vertailujärvien linja-aineistojen perusteella.

Taulukko 15. Vesikasvilajien esiintymätietojen perusteella lasketut Jaccardin samankaltaisuusindeksit sekä niistä Mujejärvelle lasketut ekologiset laatusuhteet (EQR). Havaitut arvot on laskettu sekä linja-aineiston että aluekartoitusaíneiston perusteella.

vertailujärvet	odotettu arvo		havaittu arvo	
	linjat	kuormitettu järvi vs vertailujärvi	linjat	aluekartoitus
Tiilikka 1984 vs Tiilikka 2002	0,74	Mujejärvi vs Tiilikka 1984	0,51	0,53
Tiilikka 1984 vs Ylimmäinen	0,75	Mujejärvi vs Tiilikka 2002	0,51	0,53
Tiilikka 2002 vs Ylimmäinen	0,75	Mujejärvi vs Ylimmäinen	0,73	0,52
keskiarvo	0,75	keskiarvo	0,58	0,52
EQR linjat (keskiarvojen perusteella)	0,58 / 0,75 = 0,78			
EQR aluekartoitus (keskiarvojen perusteella)	0,52 / 0,75 = 0,70			

Mujejärven ja vertailujärvien välisten lajesiintymien ekologisten laatusuhteiden perusteella Mujejärven tilaa voidaan pitää hyvänä. Vaikka ekologiset laatusuhteearvot poikkeavat toisistaan eri menetelmien välillä, ero on sangen pieni ja johtuu Mujejärven ja Ylimmäisen päävyöhekeliñojen suuresta samankaltaisuudesta. Mujejärven lajesiintymien samankaltaisuus vuonna 2002 eri menetelmien (päävyöhekeliñoja vs aluekartoitus) välillä on 0,73 eli lähes yhtä suuri kuin vertailujärvien samankaltaisuus (taulukko 15).

Eri runsausmuuttujat antavat samansuuntaisen tuloksen Mujejärven ekologisesta tilasta (kuva 22). Keskimääräisen peittävyuden mukaan ekologinen laatusuhde saa suurimman arvon ja linjafrekvenssien mukaan pienimmän arvon. Runsausmuuttujien keskiarvona laskettu ekologinen laatusuhde on 0,80 (keskihajonta 0,092). Vesikasvien runsaussuhteiden perusteella Mujejärven ekologista tilaa voi pitää hyvänä tai erinomaisena. Ekologisten laatusuhteiden laskemisessa vesisammaleet käsiteltiin yhtenä taksonina.



Kuva 22. Pienten, runsashumuksisten kohdejärvien vesikasvien runsausmuuttujien havaitut ja odotetut arvot sekä Mujejärven lasketut ekologiset laatusuhteet.

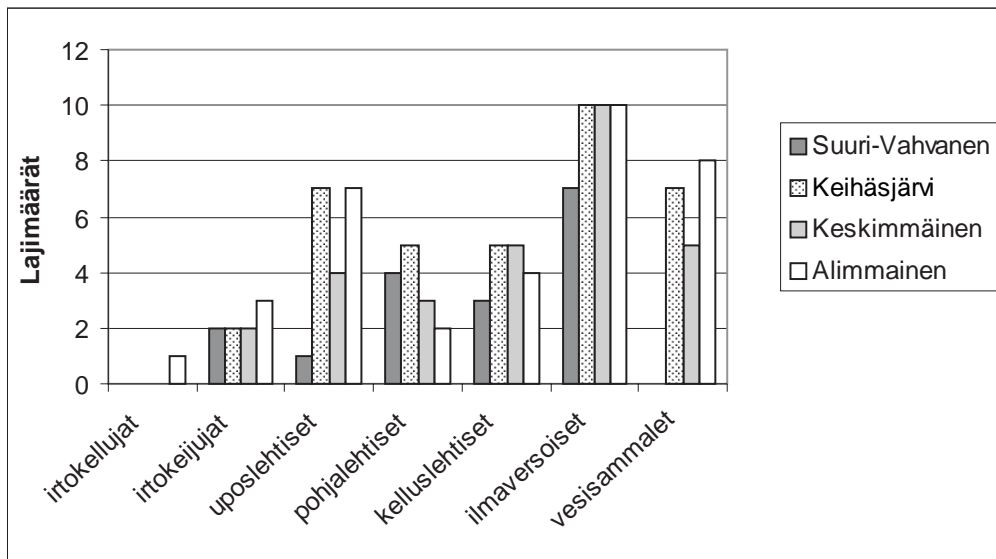
Pohjalehtiset (n = 6) olivat Tiilikalla varsin selvästi yleisempiä kuin Mujejärvellä lukuun ottamatta tummalahnanruohoa. Pohjalehtisten keskimääräinen linjafrekvenssi oli sekä Tiilikalla että Ylimmäisellä 33 % ja Mujejärvellä 12 %. Lisäksi pohjalehtisten esiintymien pinta-alapeittävyys oli sekä Tiilikalla että Ylimmäisellä 1,3 % ja Mujejärvellä 0,45 %. Pohjalehtiset olivat siis Tiilikalla ja Ylimmäisellä noin kolme kertaa runsaampia kuin Mujejärvellä. Kelluslehtiset olivat jonkin verran runsaampia Mujejärvellä kun taas ilmaversoiset olivat runsaampia Tiilikalla. Pohjalehtisten kasvillisuusindeksien summat Tiilikalla, Ylimmäisellä ja Mujejärvellä olivat 960, 704 ja 352. Pohjalehtisten runsauden selvä ero Mujejärven ja vertailujärvien välillä kertoo Mujejärven ekologisen tilan mahdollisesta heikkenemisestä.

Runsausmuuttujien vertailu vesikasvien elomuotojen perusteella

Eri runsausmuuttujien antamia tuloksia vesikasvien elomuotojen runsaussuhteista tarkasteltiin pienillä, vähähumuksisilla järvilla. Tässä tyypissä on useita kuormitettuja järviä ja niiden rehevyystasot ovat erilaiset. Kokonaisfosforipitoisuuksien mukaan Alimmainen on selvästi rehevin, Keihäsjärvi ja Keskimäinen keskiravinteisia sekä Suuri-Vahvanen karu (taulukko 3).

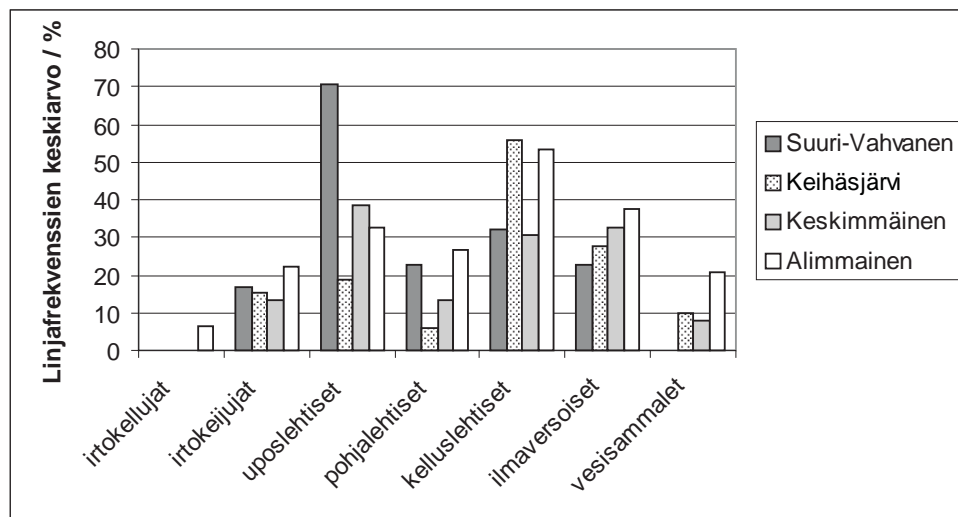
Elomuototarkastelulla pyrittiin selvittämään mikä runsausmuuttuja mahdollisesti toimisi tässä tilanteessa parhaiten sekä mitä vahvuuksia ja heikkouksia eri muuttujilla on arvioitaessa järvien ekologista tilaa vesikasvien runsaussuhteiden perusteella.

Irtokellujia havaittiin ainoastaan Alimmaiselta (kuva 23) ja sieltäkin vain pikkulimaska (*Lemna minor*). Uposlehtisiä havaittiin Keihäsjärveltä ja Alimmaiselta peräti 7 lajia kummaltakin, mutta Suuri-Vahvaselta vain yksi laji (ruskoärviä). Pohjalehtisistä Alimmaiselta havaittiin rantaluikka ja rantaleinikki (*Ranunculus reptans*). Muilta järviltä havaittiin edellisten lisäksi nuottaruohoa sekä lahnanruohoja. Vesisammaleita havaittiin muilta järviltä paitsi Suuri-Vahvaselta.



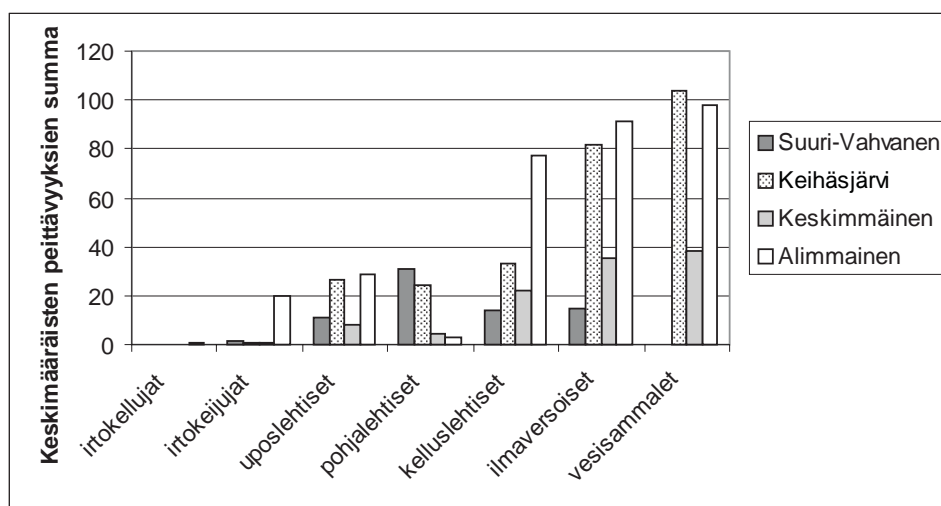
Kuva 23. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien lajimäärät elomuodoittain

Linjafrekvenssien keskiarvojen perusteella havaitaan, että uposlehtiset kasvavat yleisinä Suuri-Vahvasella (kuva 24). Pohjalehtiset ovat yleisiä Alimmaisella ja Suuri-Vahvasella. Vesisammalet ovat yleisimpiä Alimmaisella.



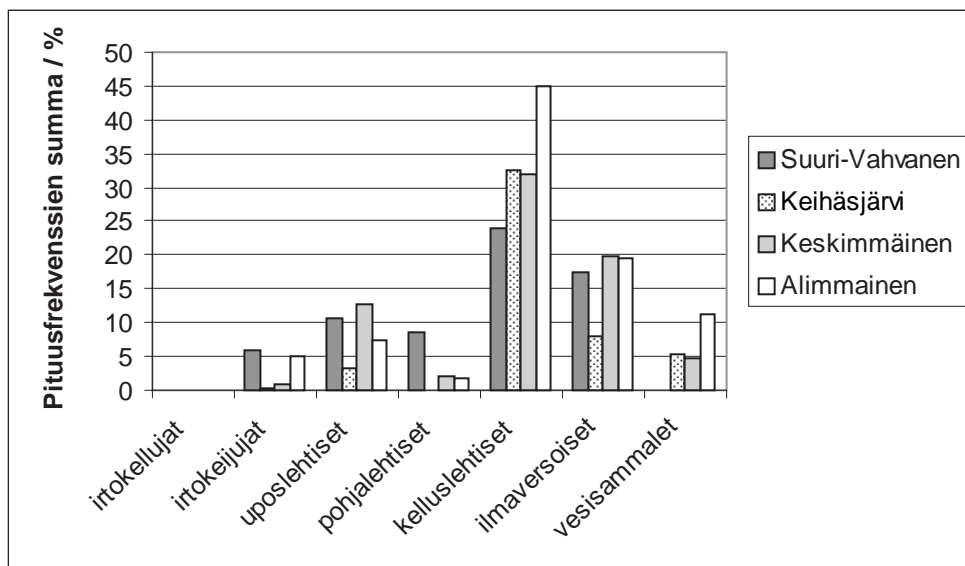
Kuva 24. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien linjafrekvenssien keskiarvot elomuodoittain.

Irtokeijujen ja kelluslehtisten keskimääräisten peittävyksien summat ovat selvästi suurimmat Alimmaisella (kuva 25). Pohjalehtisten keskimääräisten peittävyksien summa on suurin Suuri-Vahvasella. Ilmaversoiset ovat peittävimpiä Keihäsjärvellä ja Alimmaisella. Uposlehtisten suuret arvot Keihäsjärvellä ja Alimmaisella johtuvat näiden järvien suuresta uposlehtisten lajimäärästä.



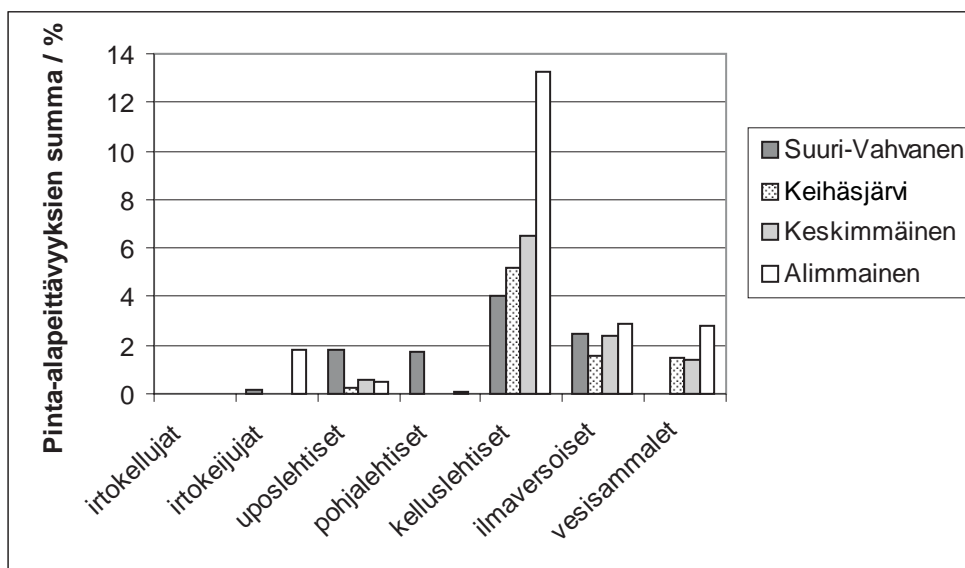
Kuva 25. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien keskimääräisten peittävyksien summat elomuodoittain.

Pituusfrekvenssien mukaan selvin tulos on, että pohjalehtiset olisivat runsaimpia Suuri-Vahvasella (kuva 26). Muidenkin elomuotojen osalta Suuri-Vahvasen vesikasvillisuus näyttäisi olevan linjapituuksien perusteella varsin runsasta. Hieman yllättävää on myös irtokeijujen runsaus Suuri-Vahvasella.



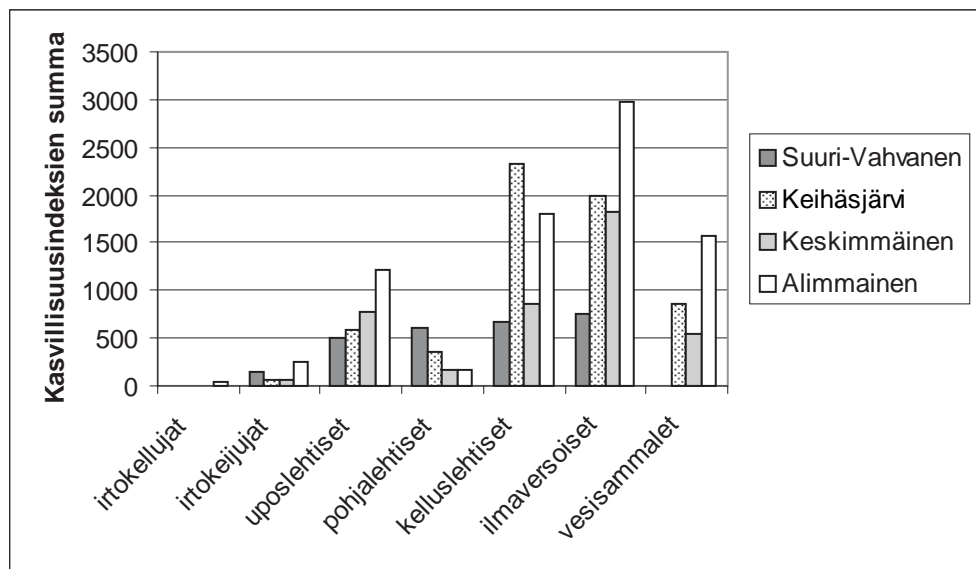
Kuva 26. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien pituusfrekvenssien summat elomuodoittain.

Pinta-alapeittävyksien mukaan upos- ja pohjalehtiset ovat runsaimpia Suuri-Vahvasella (kuva 27). Irtokeijujat, kelluslehtiset ja vesisammalet ovat runsaimpia Alimmaisella. Ilmaversoisten runsaus näyttää olevan melko samanlainen kaikissa järvissä.



Kuva 27. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien pinta-alapeittävyksien summat elomuodoittain

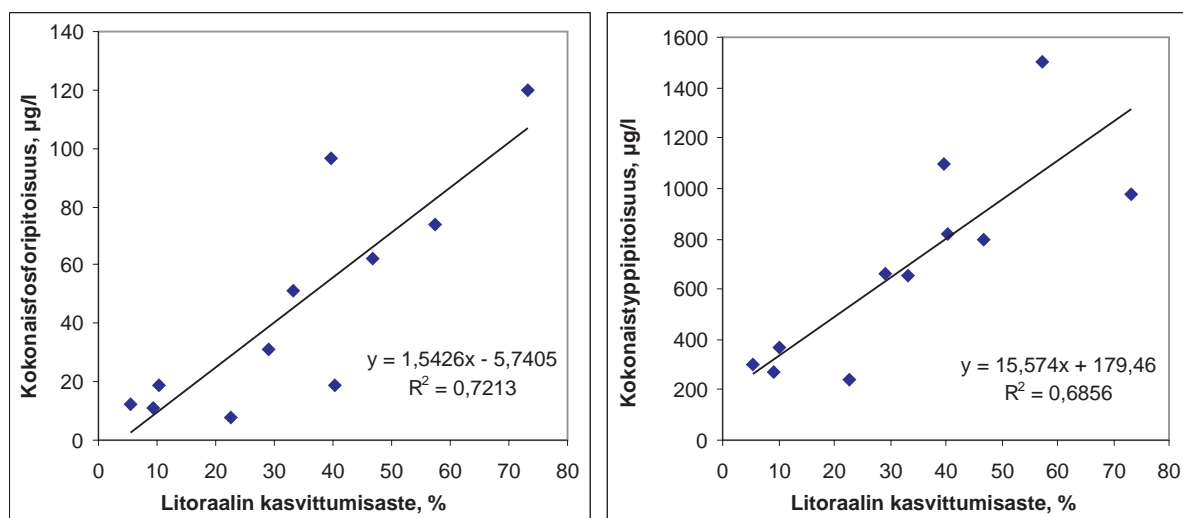
Uposlehtisten kohdalla kasvillisuusindeksin tuottama tulos (kuva 28) on päinvastainen pinta-alapeittävyksien tuottamaan tulokseen nähden. Kelluslehtiset puolestaan ovat kasvillisuusindeksin mukaan runsaimpia Keihäsjärvellä. Ilmaversoiset olivat runsaimpia Alimmaisella.



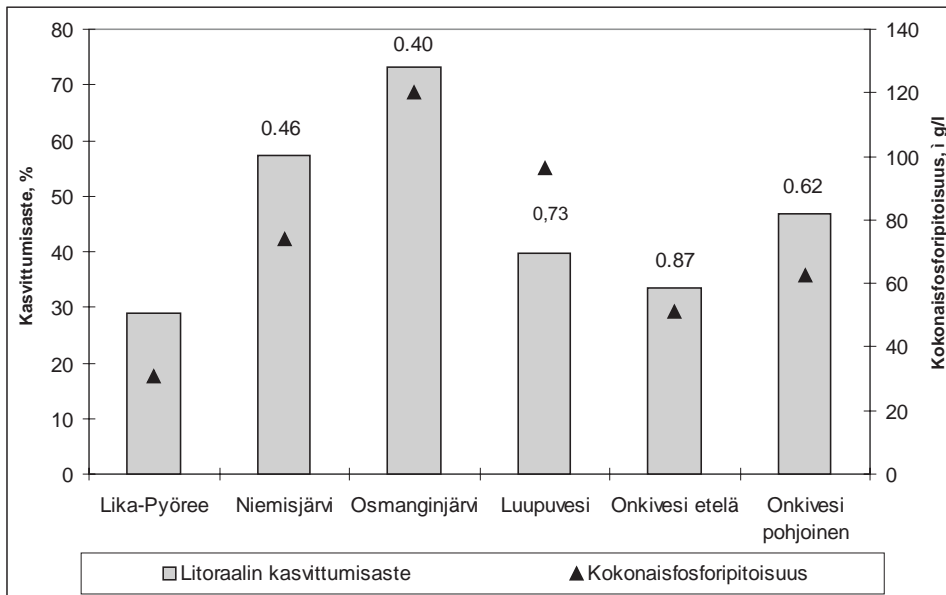
Kuva 28. Pienten, vähähumuksisten järvien vesikasvien kasvillisuusindeksien summat elomuodoittain.

5.5.2 Ekologisen tilan arviointi ilmakehän aineiston perusteella

Litoraalin kasvittumisaste korreloi voimakkaasti järven yleisen rehevyyden kanssa (kuva 29). Käytetyistä rehevyyden kuvaavista muuttujista molemmat korreloivat vahvasti kasvittumisasteen kanssa (kokonaisfosfori: Pearsonin korrelaatiokerroin $r = 0,849$, $p = 0,01$; kokonaistyyppi: $r = 0,828$, $p = 0,02$). Osassa järvistä, erityisesti rehevissä Niemisjärvessä ja Osmanginjärvessä, vedenlaatuhavainnot perustuivat vain yhteen tuotantokauden loppupuolen havaintoon, mikä voi aiheuttaa epävarmuutta tuloksiin. Erityisesti luonnostaan rehevissä järvissä korrelaatio veden kokonaisfosforipitoisuuden ja kasvittumisasteen välillä oli selvä (kuva 30). Ekologista laatusuhdetta käyttäen mahdollisesti hyvää huonompaan ekologiseen tilaan tulisivat kasvittumisasteen perusteella luokiteltua Osmanginjärvi sekä Niemisjärvi, joissa kummassakin laatusuhteeksi saatiin alle 0,5 eli kasvittumisaste on yli puolet korkeampi kuin vertailujärvessä.

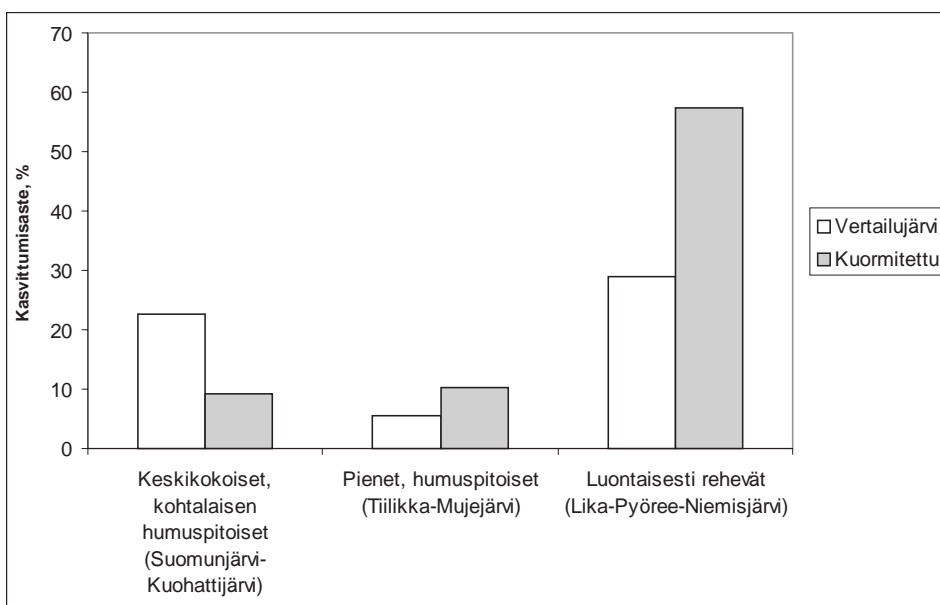


Kuva 29. Litoraalin kasvittumisaste suhteessa järvien kokonaisravinnepitoisuuksiin: a) kokonaisfosfori, b) kokonaistyyppi. Ravinnepitoisuudet ovat tuotantokauden loppupuolen (1.8.-31.8.) pintaveden mediaaniarvoja. Kuvassa esitetty lisäksi ravinnepitoisuuksien ja kasvittumisasteen väliset lineaariset käyräsovitteet, ko. suorien yhtälöt sekä selitysasteet.



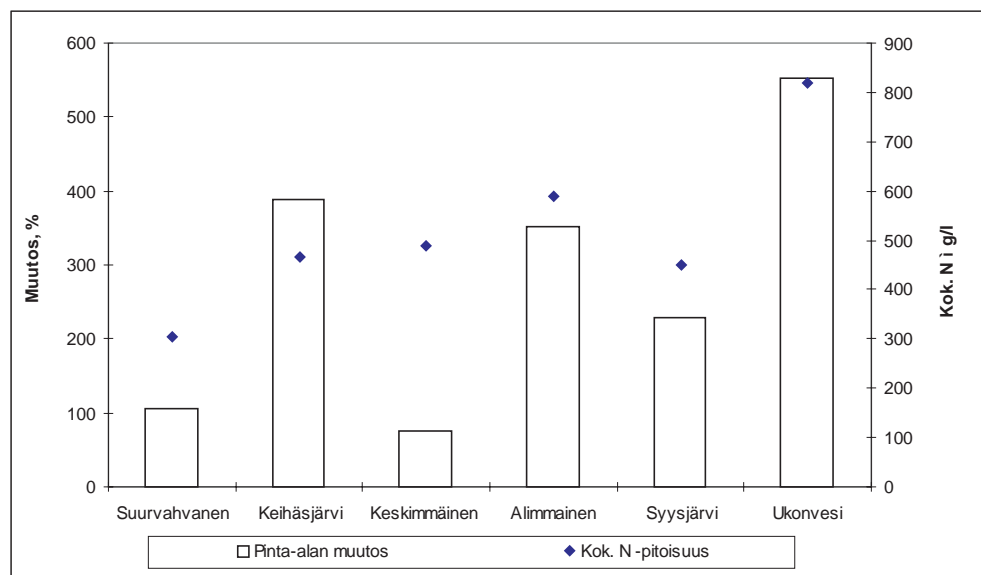
Kuva 30. Litoraalinen kasvittumisasteesta lasketut EQR-arvot ja tuotantokauden loppupuolen kokonaisfosforipitoisuuden mediaaniarvot luontaisesti rehevillä järvilla.

Tarkasteltaessa vuoden 2002 koeasetelman (kuormitettu vs. referenssi) mukaista tilannetta, kasvittumisaste erottelee kahdessa tapauksessa kolmesta kuormitetun järven luonnontilaisesta, niin että kuormitetussa järvessä kasvittumisaste on korkeampi kuin vertailujärvessä (kuva 31). Poikkeuksen muodostaa vertailupari Suomunjärvi - Kuohattijärvi, jossa Suomunjärven kasvittumisaste on suurempi. Koska pohjaheijastus häiritsi numeerista tulkintaa Suomunjärvellä, kasvittumisasteen määrittämistä kokeiltiin myös visuaalisen ilmakuvatulkinnan perusteella. Tulos oli kuitenkin lähes sama, sillä visuaalisen tulkinnan aineistosta määritettynä umpeenkasvuaste oli 20,9 % ja numeerisen tulkinnan mukaan 22,7 %.



Kuva 31. Litoraalinen kasvittumisaste vuoden 2002 koeasetelman kolmen järvityypin järvilla.

Muutostarkastelussa kaikkien pienten/keskikokoisten vähähumuksisten järvien vesikasvillisuus on runsastunut 1950-luvulta 2000-luvulle. Runsausmuutosta ei voi pitää absoluuttisena, sillä järvet oli vuonna 1955 ilmakuvaattu jo 23.6. (taulukko 5), mikä saattaa selittää vesikasvillisuuden vähäistä määrää kuvausajankohtana. Samana ajankohtana tapahtunut kuvaus kuitenkin mahdollistaa ko. järvien keskinäisen vertailun. Muutos on selvin eniten kuormitetuissa järvissä, Ukonvedellä ja Alimmaisella, ja korreloi nykyisen ravinnetason kanssa (kuva 32). Myös Keihäsjärvellä muutos on suuri verrattuna vertailujärvi Suuri-Vahvaseen. Keihäsjärven osalta muutokseen on voinut vaikuttaa myös 1920-luvulla toteutettu noin 0,8 metrin suuruinen järvenlasku, jonka seurauksena umpeenkasvu on saattanut voimistua. Muutosvertailuun pohjautuvaa ekologista laatusuhdetta käyttäen Keihäsjärven, Ukonveden ja Alimmaisesta voitaisiin arvioida olevan hyvää huonommassa ekologisessa tilassa (EQR-arvot 0,31 - 0,45).



Kuva 32. Vesikasvillisuuden kokonaispinta-alan suhteellinen muutos vähähumuksisissa järvissä, suhteessa nykyiseen rehevyystasoon (tuotantokauden kokonaistypipitoisuuden mediaani).

Luonnostaan rehevien järvien kohdalla muutostarkastelu ei tuottanut odotettua tulosta. Vesikasvillisuuden lisääntyminen oli voimakkainta referenssijärvi Lika-Pyöreellä (suhteellinen lisäys 328 %). Osaltaan tulokseen saattoi vaikuttaa ko. järven muita saman tyyppin järviä aikaisempi kuvausajankohta (taulukko 5). Samoin perimätiedon mukaan 1930-luvulla toteutettu järvenlasku on voinut vaikuttaa järven umpeenkasvukehitykseen. Järvenlasku on keskeinen matalissa järvissä umpeenkasvua voimistava tekijä, joka on todettavissa myös suhteellisen kuormittamattomissa järvissä (Kanninen, julkaisematon). Muissa luontaisesti rehevissä kohdejärvissä muutos oli myös selvä eli kasvillisuuden pinta-ala oli lisääntynyt yli kaksinkertaiseksi.

5.6 Menetelmien kustannukset

Menetelmien kustannustehokkuuden arvioimiseksi kustannukset on jaettu kustannustekijöihin eli työn vaiheisiin (taulukko 16). Kustannusarviot kullekin työvaiheelle on laskettu perustuen hankkeessa vuonna 2002 kerättyjen tutkimusaineistojen hankintaan. Maastotöiden kustannuslaskelmissa huomioon otetut järvet olivat Lika-Pyöree, Niemisjärvi, Suuri-Vahvanen, Keihäsjärvi, Keskimäinen-Alimmainen, Etelä-Saimaa (alueet 1-4 yhtenä kohteena), Suomunjärvi, Kuohattijärvi, Tiilikka ja Mujejärvi. Ilmakuvatulkinnan kustannuslaskelmissa otettiin huomioon kesällä 2002 kuvatut järvet (taulukko 5).

5.6.1 Maastomenetelmä

Työryhmä, johon kuului 3 henkilöä, tutki yhden noin 8 tunnin mittaisen työpäivän aikana keskimäärin 6 päävyöhykelinjaa (vaihteluväli 3-11 linjaa). Yhden linjan tutkimiseen kului aikaa keskimäärin 41 minuuttia (keskihajonta 25, minimi 8 ja maksimi 246). Keskimääräinen linjapituus oli 58 metriä, joten yhden linjametrin tutkimiseen kului aikaa keskimäärin noin 43 sekuntia. Edellä esitetyt luvut perustuvat usean eri työryhmän keskiarvoihin ja ne on laskettu yli 300 päävyöhykelinjan tiedoista.

Vuoden 2002 kohteiden (10 järveä, kts. edellä) tutkimiseen kului kolmehenkisiltä työryhmiltä yhteensä 53 työpäivää. Henkilötyöpäiviä kertyi siten maastotöistä 159. Maastomenetelmän kokonaiskustannukset vuonna 2002 olivat noin 35 600 euroa (taulukko 16) eli keskimäärin noin 3560 euroa järveä kohden. Keskimääräinen linjamäärä järveä kohti oli 30 linjaa. Suunnittelu- ja valmistelutöiden kustannuksissa on huomioitu työntekijän palkan (4h/järvi ja 20 euroa/h) lisäksi GPS-laitteen vuokra (100 euroa/vko). Suunnittelu- ja valmistelutyö käsittää linjojen paikkojen määrittämisen kartalle ja maastolomakkeiden kopioimisen. Maastotöiden kustannuksissa on huomioitu työntekijöiden palkat, päivärahat, yöpymiskustannukset, kilometrikorvaukset, perämoottorin polttoainekustannukset sekä maastotyövälineiden hankinta (kahluuhousut, haravat, vesikiikari). Maastotöiden laskelmissa työryhmän koko on kolme henkilöä. Maastoaineistojen tallennukseen sisältyvät palkkakulut (16 h/järvi). Aineistojen käsittely, tulkinta ja raportointi eivät ole arvioissa mukana.

Taulukko 16. Maastomenetelmän ja numeerisen ilmakuvatulkinnan kustannukset (•) vuonna 2002. Molempien menetelmien kustannukset laskettu 10 järveä kohti. Maastotöiden kustannuslaskelmissa keskimääräinen linjamäärä järvillä oli 30 linjaa.

Kustannustekijä	Maastomenetelmä	Ilmakuvatulkinta
Suunnittelu- ja valmistelutyöt	1800	3000
Maastotyöt	30646	10552
Maastoaineiston tallennus/ ilmakuvien esikäsittely	3200	656
Ilmakuvien luokittelu	-	1060
Kustannukset yhteensä	35646	15268

5.6.2 Ilmakuvatulkinta

Numeerisen ilmakuvatulkinnan työvaiheet käsittävät ilmakehävaiheiden suunnittelun ja tilaukset, maastotöiden suunnittelun ja toteuttamisen, maastoaineiston tallennuksen ja ilmakuvien esikäsittelyn sekä ilmakuvien luokittelun eli tulkinnan (taulukko 16). Suunnittelu- ja valmistelutyön kustannukset koostuvat kuvausten suunnittelutyöstä ja tilaamisesta sekä maastotöiden suunnittelusta (arvioitu 2 h/järvi). Lisäksi kustannustekijä sisältää tarvittavan GPS-laitteen vuokran (500 •) ja yhden ilmakuvien käsittelyohjelman (Erdas Imagine) hinnan (yhden lisenssin hankintahinta 2100 •). Maastotyöt puolestaan sisältävät varsinaisten kenttätöiden (arvioitu tarvittava työaika matkoineen 1 htp/järvi) lisäksi matkakustannukset, jotka on laskettu samalla tavalla kuin maastoaineistoissa. Lisäksi maastotyö sisältää varsinaisen ilmakehävaiheiden hinnan (kuvaukset sekä tarvittava digitaalinen aineisto ja pintakopiot). Ilmakuvien esikäsittelyvaiheisiin (keskimäärin 3 tuntia 20 minuuttia/järvi) ja luokitteluun (keskimäärin 5 tuntia 20 minuuttia /järvi) kulunut aika on laskettu keskiarvona vuonna 2002 käytetyistä työajoista. GPS-laitteen vuokrahinta, ilmakuvien käsittelyohjelman hankintahinta sekä ilmakehävaiheiden hinta ei sisällä arvonlisäveroa. Ilmakuvamenetelmän kokonaiskustannukset vuonna 2002 olivat noin 15 300 euroa (taulukko 16) eli keskimäärin noin 1 530 euroa järveä kohden. Ilmakehävaiheiden raportointi ei ole arvioissa mukana.

Numeerisen ja visuaalisen tulkintamenetelmän vertailu osoitti, että Onkiveden kaltaisen rehevän järven ilmakehävaiheiden esikäsittely ja tulkinta on visuaalisella menetelmällä 3,5 kertaa hitaampaa kuin numeerisella menetelmällä. Maastotöiden osalta aikaero ei ole yhtä huomattava visuaalisen tulkintamenetelmän maastotöiden vaatiman ajan ollessa 1,5 kertaa numeerista pidempi (Valta-Hulkkonen ym. 2003d). Karun Suomunjärven kohdalla ilmakehävaiheiden esikäsittelyyn ja tulkintaan kului suurinpiirtein sama aika molemmilla tulkintamenetelmillä. Tämä osoittaa, että rehevillä järvillä numeerinen tulkintamenetelmä on visuaalista ajallisesti tehokkaampi, mutta karuilla järvillä aikaero tulkintamenetelmien välillä tasoittuu.

Tulosten tarkastelu

6.1. Maastomenetelmien tuottama aineisto

Maastomenetelmien vertailu

Maastomenetelmien vertailussa on päädytty päävyöhykelinjaan. Sen hyvinä puolina on tarkkoihin paikkatietoihin perustuva toistettavuus, tiedot kasvillisuuden vyöhykkeisyydestä, syvyytiedot sekä kohtuullisen vertailukelpoiset lajien runsausarviot. Heikkoutena on tutkittavan pinta-alan pienuus verrattuna aluekartoitukseen ja siten myös harvinaisten ja niukkojen lajien havaitsematta jääminen.

Aluekartoitusmenetelmällä saadaan nopeasti kattava lajilista ja karkeat lajien runsausarviot. Seurantojen kannalta olennaisten tarkkojen paikka- ja syvyystietojen puuttuminen vähentää menetelmän herkkyyttä havaita paikallisia muutoksia. Valtalajeina kasvavien ilmaversoisten ja kelluslehtisten runsausmuutosten osalta luotettavampaan ja kattavampaan tulokseen päästään ilmakuvauksen avulla. Uposkasvien osalta aluekartoitusmenetelmä on epätarkka. Yleisimmät lajit todennäköisesti löydetään, mutta runsausarvioissa virhemarginaalit voivat olla huomattavan suuret havaintojen satunnaisuuden ja tutkittavan pinta-alan suuruuden takia.

Vesipuitedirektiivin mukaisissa seurannoissa pitää kiinnittää erityisesti huomiota niiden järvien toiminnalliseen seurantaan, joiden ekologinen tila todetaan tyydyttäväksi tai sitä huonommaksi. Näissä tapauksissa tulisi käyttää linjamenetelmää, jotta ajallinen muutos pystyttäisiin luotettavasti todentamaan. Näin ollen linjamenetelmää olisi syytä käyttää myös peruseurannan vertailujärvien tutkimisessä, ettei päädytä erilaisesta maastotyömenetelmästä johtuvaan virhetulkintaan ekologisessa tilanmäärittelyssä.

Päävyöhykelinjan tuottaman tiedon luotettavuus

Havaittuun **lajikoostumukseen** vaikuttavia tekijöitä ovat linjojen sijainti ja linjamäärä, hankalien taksonomisten ryhmien lajinmääritykset sekä menetelmän havaintotarkkuus.

Linjojen sijainnin määrittäminen pohjautui Jensénin (1977) periaatteeseen: linjojen tasainen jakautuminen ympäri järveä antaa hyvän kuvan koko järven tilasta sekä yleisistä ja runsaista vesikasviyhteisöistä. Menettelyllä saavutetaan kohtuullinen satunnaisuus suhteessa järven koko vesikasviyhteisön kuvaamiseen ja paikakavalinnan objektiivisuus verrattuna pelkästään maastossa tapahtuvaan valintaan. Huonona puolena on rantatyyppin huomiotta jättäminen. Rannan avoimuus ja pohjanlaatu vaikuttavat vesikasvillisuuden koostumukseen ja runsauteen (esim. Weisner 1989, Coops ym. 1991, Hellsten 2001). Rantatyyppin huomioiminen puolestaan lisäisi paikakavalinnan työläyttä huomattavasti.

Linjojen lukumäärä on keskeisin havaittuun lajimäärään vaikuttava tekijä. Syysjärvellä ja Väärällä tehtyjen selvitysten perusteella 10 - 17 linjalla havaitaan 80 % kaikista vesikasvilajeista. Tutkimusjärvet ovat kooltaan pieniä, mutta lajistoltaan monipuolisia. Voidaan olettaa, että tulokset on yleistettävissä suurempiinkin järviin. Tyypikohtaisten tulosten perusteella päädytään suunnilleen samaan johtopäätökseen: saman tyyppin järvet eroavat havaitun lajimäärän perusteella toisistaan noin 15 linjan tutkimisen avulla, mikäli eroa lajimäärässä on. Tyypittelyehdotuksen mukaisesti pieniin alle 5 km² järviin voisi siten riittää 10-20 linjaa arvioitaessa ja seurattaessa järvien ekologista tilaa. Yleisimpien lajien runsaussuhteista tällä linjamäärällä saataisiin kohtuullisen edustava otos. Toisaalta 10 linjaa on pidettävä minimimääränä, jotta saadaan tilastollisesti vertailukelpoista aineistoa.

VPD:n näkökulmasta voisi olla järkevää vakioida järveä kohti tutkittava linjamäärä tyypittelyehdotuksen mukaisesti kokoluokkiin. Pienissä alle 5 km² järvissä linjamäärä voisi olla 15 ja keskikokoisissa 5-40 km² järvissä 25 linjaa. Suuret järvet (yli 40 km²) joudutaan usein jakamaan tutkimuksissa osa-alueisiin, jolloin niissä voitaisiin käyttää em. jakoa. Olennaista linjamäärän valinnassa on, että niistä saatava tieto lajikoostumuksesta ja runsaussuhteista riittää erottamaan vertailujärvet kuormitetuista. Toisaalta tilastollista käsittelyä ajatellen linjamäärän vakioiminen on tarpeellista.

Linjojen lisäksi seurannassa voitaisiin tehdä aluekartoitusta, jotta saataisiin mahdollisimman kattava otos lajikoostumuksesta. Tutkittava alue voisi olla esim. 500 metrin pituinen ja sen tutkimiseen käytettävä aika 40 minuuttia (vaikeasti tunnistettavista lajeista otetaan näytteet, eikä aikaa käytetä määrittämiseen). Alue soudettaisiin läpi edestakaisin siten, että ensimmäisellä kerralla havainnoitaisiin matalan veden alue (alle 1 m, kovilla pohjilla toinen maastohavainnoija voisi kahlata rannassa ja toinen soutaa) ja toisella kerralla syvän veden alue (lähinnä uposkasvit). Alueelta tehtäisiin vain lajiluettelo. Pienillä alle 5 km² järvillä tutkittavien alueiden määrä voisi olla 2 ja keskikokoisilla 4. Näin saataisiin nopeasti lisätietoa tyyppille ominaisten taksonien esiintymisestä.

Päävyöhykelinjojen lajiaineistoa tukevaa tietoa ovat osa-alueiden pituus- ja syvyytiedot sekä pohjanlaatumat havainnot. Osa-alueiden pituustiedot perustuvat GPS-aineistoon ja maastomittauksiin. Maastossa mitattuihin GPS-koordinaatteihin tehtiin jälkikäteen differentiaalikorjaus, jolloin tarkkuuden pitäisi olla noin 2 m. Lyhyiden osa-alueiden (pituus alle 10 m) maastomittausten perusteella GPS-mittausten virhe oli 0-4 metriä. Virhe oli yleinen linjan alkupään puolipeitteisissä (puiden varjostus) mittauspisteissä. Pitkien osa-alueiden mittaaminen narulla on maastossa jokseenkin työlästä, joten GPS-laitteen käyttö on perusteltua ajankäytön ja mittaus-tarkkuuden puolesta. Syvyytietojen tarkkuus on noin ± 5 cm pohjanlaadusta riippuen. Syvässä vedessä virhe voi olla 10 cm. Syvyytietoja voidaan hyödyntää mm. vyöhykkeisyyden muutoksia seurattaessa, valtalajien esiintymissyvyyksien määrittämisessä ja tutkimusjärvien välisissä vertailuissa. Syvyytietoja on käytetty erityisen runsaasti esimerkiksi säännöstelyn aiheuttamia muutoksia arvioitaessa. Päävyöhykelinjamenetelmän kehittämiseksi olisi myös mietittävä kuinka paljon vyöhykkeitä tulisi ottaa erillistarkasteluun ja olisiko syytä ulottaa vyöhykkeiden syvyyssrajat limittäin, jolloin niissä tapahtuvia muutoksia olisi parempi seurata.

Tässä selvityksessä ei testattu sitä, miten hyvin päävyöhykelinjat saataisiin kohdennettua uudelleen samaan paikkaan esimerkiksi seuraavana vuonna. Uudelleen sijoittamisen tarkkuutta kuvaa kuitenkin edellä mainitun GPS-laitteen tarkkuus. Linjan alkupiste voidaan kohdentaa tietyissä tapauksissa myös maastolomakkeeseen kirjattujen tarkkojen kiintopistemerkintöjen avulla. Toisaalta linjojen riittävän suuren määrän voi ajatella korvaavan uudelleen sijoittamisen aiheuttamaa vaihtelua.

Lajinmäärittysten kannalta hankalat taksonomiset ryhmät (esim. *Sparganium* spp., *Callitriche* spp., *Bryophyta*, *Characeae*) joudutaan epävarmuuden takia monesti yhdistämään lajitasoa laajempiin ryhmiin. Tämä heikentää tulosten erottelevuutta ja tyyppille ominaisten lajien löytymistä.

Vesikasvillisuuden **runsaussuhteita** kuvaavien muuttujien (keskimääräinen peittävyys, kasvillisuusindeksi, lajien peittämät pinta-alat suhteessa tutkittuun pinta-alaan) luotettavuuteen vaikuttavat edellisessä luvussa mainittujen tekijöiden lisäksi yleisyys- ja peittävyysarvioiden tarkkuus. Tuloksia tulkittaessa on otettava huomioon subjektiivisuudesta johtuva vaihtelu, jota on selvitetty yleisyys- ja peittävyysarviointikokeilla.

Yleisyyden arvioinnissa oli suuria, yli 20 %:n, eroja eri henkilöiden tekemien arvioiden välillä noin joka kymmenennessä tapauksessa. Sillä perusteella yli 20 % suuremmat erot voitaisiin saman linjan jatkoseurannoissa todennäköisesti tulkita todellisiksi eroiksi lukuun ottamatta syvällä esiintyviä uposkasveja. Koska suurimmat erot arvioiden välillä olivat arviointiasteikon osassa 20-100 %, niin yli 10 %:n erot asteikon alapäässä (0-20 %) voitaisiin jatkoseurannoissa todennäköisesti tulkita todellisiksi eroiksi.

Peittävyuden arvioinnissa jo yli 10 %:n erot näyttäisivät olevan melko harvinaisia. Siten yli 10 % erot arvioiden välillä voitaisiin tulkita todellisiksi kasvillisuuden peittävyuden muutoksiksi. Peittävyysarviot olivat kuitenkin absoluuttisina lukuina keskimäärin selvästi pienempiä kuin yleisyysarviot.

Päävyöhykelinjan havaintotarkkuus on varsin hyvä. Siinä läpikäytävä tutkimusalue on riittävän pieni järjestelmälliseen havainnointiin ja toisaalta niin suuri, että paikallisesta vesikasvilajistosta saa kohtuullisen kattavan otoksen. Poikkeuksena ovat tutkimusalueet, joilla kasvaa uposkasveja vesikiikarin näkösyvyyden ulottumattomissa. Haraussyvyyksistä saadut havainnot ovat satunnaisia ja suuntaantavia etenkin runsausarvioiden osalta.

Päävyöhykelinjan ehkä suurin heikkous on haravalla ja haralla saatujen uposkasvien yleisyys- ja peittävyysarvioiden karkeus. Sukellus olisi tarkka menetelmä syvien alueiden tutkimisessa (Virola 2001), mutta sen kustannukset ovat kuitenkin liian suuret VPD:n mukaista perusseurantaa ja toiminnallista seurantaa ajatellen. Sukeltaminen voi olla perusteltua tutkinnallisessa seurannassa tai kohteissa, joissa ko. järviympäristölle ominaisen vesikasvillisuuden luotettava selvittäminen sitä vaatii (esim. Puruvesi).

Tulevaisuudessa on tutkittava sukellukselle vaihtoehtoisten menetelmien soveltuvuutta ja kustannuksia vesikasviseurannoissa. Pohjois-Savon ympäristökeskukseen hankitun vedenalaisen kameran toimivuutta uposkasvien tutkimisessa tullaan selvittämään kesällä 2003. Irlantilaisilla on lupaavia kokemuksia vedenalaisen kameran käytöstä vesikasvitutkimuksissa (suullinen tieto: Peter Hale, Principal Biologist, Environment and Heritage Service). Vedenalaista kuvausta on käytetty menestyksellisesti esimerkiksi säännöstelyjärvien seurannassa Norjassa (Rørslett ym. 1978). Suomessa vedenalaista videointia on käytetty aikaisemmin esimerkiksi Inarijärven kasvillisuusselvityksissä, mutta kokemukset eivät olleet lupaavia lajien tunnistamiseen liittyvien ongelmien takia (Hellsten ym. 1997). Peittävyysarvioinnissa menetelmä antaa ainakin kirkkaissa vesissä hyviä tuloksia.

Toinen näkökulma tarkastelussa on arvioida yleisyys- ja peittävyysarvioiden sisältämän vaihtelun vaikutusta koko järven tulokseen. Varianssianalyysin perusteella eri henkilöiden välissä arvioissa ei ole systemaattista eroa. Toisin sanoen eri henkilöt eivät järjestelmällisesti tehneet toisia pienempiä tai suurempia arvioita. Voidaan siis olettaa erojen mahdollisesti kompensoituvan isossa aineistossa, jos lajikohtaiset arviot keskimäärin eri henkilöiden välillä ovat samaa suuruusluokkaa. Arviointierojen aiheuttama virhe saattaa kokonaisuuden kannalta jäädä pieneksi, vaikka yksittäisissä havaintojen vertailussa virhetoleranssi on huomioitava. Asia vaatii kuitenkin vielä lisäselvitystä, kuten arviointierojen suuruuden selvittämistä tiettyjen tila-arvioinnissa tärkeiden taksonien kohdalla.

6.2 Ilmakuvatulkinta

Ilmakuvatulkinnalla pystytään tuottamaan alueellista, paikkatarkkaa tietoa vesikasvillisuudesta, mikä mahdollistaa vesikasvillisuuden alueellisen ja ajallisen muutoksen tarkastelun (mm. Jensen ym. 1995). Ilmakuvatulkintaan pohjautuvia vesikasvillisuusluokituksia voidaan tarkastella yhdessä muun paikkaan sidotun aineiston kanssa (mm. Welch ja Remillard 1988). Numeerisen tulkintamenetelmän tuottama rasteriaineisto tarjoaa erityisiä sovellusmahdollisuuksia visuaalisen tulkintamenetelmän vektoriaineistoon verrattuna. Tästä ovat esimerkkeinä mm. rasteriaineistojen avulla tehdyt vesikasvillisuuden biomassa-arviot (Zhang 1988, Armstrong 1993;) ja kasvillisuuden sijainnin mallintaminen sijaintia määräävien tekijöiden avulla (Jensen ym. 1992; Narumalani ym. 1997). Tässä tutkimuksessa ilmakuvatulkinnan avulla tuotetun vesikasvillisuusluokitusaineiston sovellusmahdollisuuksia kokeiltiin lähinnä Luupuvedellä, missä tutkittiin vesikasvillisuuden ajallista muutosta ja alueellista vaihtelua (Valta-Hulkkonen ym. 2003c). Tulkinnan apuna käytettiin tutkimusta varten luotua muuta rasterimuotoista aineistoa (syvyys ja tuulenpyyhkäisemä ala).

Kaikille tutkimusjärville määritettiin kasvillisuuden kokonaispinta-alat ja kunkin kasvillisuusluokan pinta-alat kuvaamaan vesikasvillisuuden runsaussuhteita. Taksonomisesti visuaalinen tulkinta tuotti numeeriseen tulkintaan verrattuna tarkempaa tietoa vesikasvillisuudesta. Numeeriseen tulkintaan tarvittiin puolestaan vähemmän aikaa litoraalihehtaaria kohden. Taksonomisen tarkkuuden ja ajallisen tehokkuuden optimoimiseksi nämä kaksi luokitusmenetelmää on myös mahdollista yhdistää (Valta-Hulkkonen ym. 2003d).

Ilmakuvatulkinnan suurimmat heikkoudet liittyvät taksonomiseen tarkkuuteen. Vaikka visuaalisella ilmakuvatulkinnalla suuri osa runsaimpina kasvavista vesikasvilajeista saadaan eroteltua omiksi luokikseen, paljon lajikohtaista tietoa "hukkuu" usean taksonin yhdistäviin luokkiin. Ilmakuvatulkinta soveltuu huonosti vedenalaisen tai hyvin harvan kasvillisuuden kartoittamiseen sekä järville, joilla pohjaheijastus on voimakasta ja laajaa. Myös sekakasvustot sekä varjojen peittämät kasvialueet ovat ongelmallisia. Sen sijaan ilmakuvatulkinta soveltuu hyvin ilmaversoisten ja kelluslehtisten kasvien kartoittamiseen (Valta-Hulkkonen ym. 2003d).

Ilmakuva-aineiston hankinnassa suurin epävarmuus liittyy sopivaan kuvaussäähän. Maastoaineiston keräämisessä erityistä huomiota tulee kiinnittää havaintoalueiden tarkkaan paikantamiseen (DGPS-laitteen huolelliseen käyttöön) ja havaintoalueiden riittävään kokoon ja lukumäärään. Havaintoalueiden tarkkaa lukumäärää on vaikea määrittää ennen kenttätöitä johtuen vesikasvillisuuden suuresta vaihtelusta (taksonomia, tiheys, runsausuhteet jne.) eri järvien välillä. Oleellista on kerätä havaintoja kustakin tärkeimmästä kasvustotyypistä, eri tiheyden omaavista kasvustoista ja huolehtia siitä, että kerätyn aineiston alueellinen kattavuus on hyvä. Tulosten mukaan tähän asti käytetty havaintoalueiden koko (vähintään 3 x 3 m) ja määrä (vähintään 5 havaintoaluetta/kasvillisuustyyppi) ei ole vielä riittävä. Havaintoalueen kokoa voisi kasvattaa 25 m²:iin sekä havaintoalueiden määrää lisätä, koska osa havaintoalueista jää usein hyödyntämättä luokituksessa ja tulkinnan tarkkuuden arvioinnissa johtuen tukialueita peittävästä puiden varjoista, vaikeudesta kohdistaa tukialueita ilmakuvalle jne. Lisäksi tärkeäksi on osoittautunut, että henkilö, joka suorittaa vesikasvillisuuden luokittelun ilmakuvilta, on itse mukana myös kenttätöissä. Kuvien käsittely olisi myös syytä toteuttaa mahdollisimman pian kenttätöiden jälkeen. Huolellisesti toteutettuna ilmakuva-aineiston hankinta, kenttätyöt ja ilmakuvien käsittelyvaihe voidaan tehdä hyvinkin standardeidusti. Tosin asiantuntijanäkemyistä tarvitaan maastoaineistoa kerätessä (havaintoalueiden riittävä määrä ja laatu) sekä kasvillisuuden luokitusvaiheessa.

6.3 Kohdejärvien ryhmittäminen tyyppeihin

Kohdejärvien tyypittelytestaus tehtiin, koska VPD:n mukaan pintavesien erottelu tyyppeihin tulee olla sellainen, että tyyppille ominaiset biologiset vertailuolot voidaan määritellä luotettavasti. Esimerkiksi järvityyppiin pitäisi siis osaltaan heijastaa vertailujärvien vesikasvillisuuden luontaista vaihtelua. Jako tyyppeihin on kuitenkin monimutkaista, koska tyyppiin tulisi täyttää usean biologisen laatutekijän vaatimukset. Lisäksi vaikeutena voi olla vertailuolosten määrittäminen (esim. vertailupaikkojen vähyys) ja/tai biologisten laatutekijöiden suuri luontainen hajonta vertailuoloissa.

Kohdejärvien vesikasvien lajiston perusteella järvityypit näyttäisivät erottuvan varsin hyvin (kuva 16). Testauksen heikkoutena on kuitenkin järvien vähäisyys, erityisesti vertailujärvien niukkuus. Luotettava tyypittelytestaus tehtäisiinkin pelkästään vertailujärvien aineistoilla. Tästä syystä tyyppille ominaisten vertailujärvien välisestä luonnollisesta vaihtelusta on testauksessa käytetyn aineiston perusteella hyvin hankalaa tehdä johtopäätöksiä. Toisaalta kohtalaisen humuspitoiset (tyyppi 6) ja runsashumuksiset järvet (tyyppi 9) näyttävät erottuvan suurista vähähumuksista järvistä (tyyppi 5). Tämä tulos siis tukisi tyypittelyä veden humuspitoisuuden mukaan ja osaltaan myös tyypittelyä koon mukaan. Lisäksi tulosten tulkinnassa pitäisi huomioida, että kohdejärvien maantieteellinen sijainti voi myös ratkaisevasti vaikuttaa järvien ryhmittymiseen.

Vesikasvien linjafrekvenssien huono erottelevuus tyypittelytestauksessa johon eteenkin luonnollisesta vaihtelusta ja itse linjamäärän vaikutuksesta. Toisaalta esimerkiksi luonnostaan rehevät järvet ryhmittyvät linjafrekvenssien avulla paremmin. Erityisesti vertailukohde Lika-Pyöree ryhmittyy lähemmäs muita luontaisesti reheviä järviä linjafrekvenssiä käyttäen kuin pelkkää taksonikoostumusta käyttäen.

Luultavasti kohdejärvien linjamäärillä saadaan vesikasvien lajikoostumuksista kohtuulliset otokset, mutta runsaussuhteista (muuttujana tässä tapauksessa linjafrekvenssi) tyypittelyä ajatellen mahdollisesti liian satunnainen otos. Joka tapauksessa aineisto on pieni luotettavien tulkintojen tekemiseen.

6.4 Kohdejärvien ekologisen tilan arviointi

Ekologisen tilan arviointia lähestyttiin soveltamalla REFCOND-työryhmän (Wallin ym. 2002) vesikasveja koskevaa ohjeistoa vertailuolosuhteiden määrittämisestä ja ekologisen tilan luokkarajojen määrittämisestä. Vaikka lopputulokseksi pyrittiinkin antamaan arvio vuoden 2002 kuormitettujen kohdejärvien ekologisen tilasta, oli testausten pääasiallinen tarkoitus kokeilla erilaisten muuttujien ja menetelmien soveltuvuutta ekologiseen tila-arvioon. Ekologiset tila-arviot ovat siten vain suuntaa-antavia.

Luonnostaan rehevä, maa- ja metsätalouden kuormittama Niemisjärvi poikkesi vesikasvilajistoltaan ja niiden runsaussuhteilta sekä kasvittumisasteeltaan selvästi vertailujärvi Lika-Pyöreestä. Niemisjärven ekologinen tila on näiden muuttujien perusteella tyydyttävä tai mahdollisesti alhaisempikin. Yksi heikkous tarkastelussa on Lika-Pyöreen luontaisen järvityypin määrittelyn vaikeus. Lika-Pyöree voi kuulua pieneen, runsashumuksiseen järvityyppiin, jolloin se olisi tyypin rehevä muunnos. Tätä näkökantaa tukee Lika-Pyöreen sijoittuminen tyypittelytestauksessa

lajiesiintymien perusteella Tiilikan ja Mujejärven lähelle. Lisäksi turvemaan osuus Lika-Pyöreen valuma-alueesta on suuri. Kuitenkin lajien runsauden perusteella Lika-Pyöree muistuttaa enemmän luontaisesti rehevää järveä kuin humusjärveä. Käytännössä luonnostaan rehevälle järvityypille olikin hyvin vaikea löytää edes yhtä vertailujärveä, koska luontaisesti rehevällä maaperällä sijaitsevien järvien valuma-alueiden maankäyttö on lähes poikkeuksetta maatalousvaltaista.

Pienet, vähähumuksiset ja hajakuormitteiset Keihäsjärvi ja Alimmainen poikkesivat vesikasvilajistoltaan ja niiden runsaussuhteilta sekä kasvillisuuden runsastumiskehitykseltään selvästi Suuri-Vahvasesta. Keskimäinen oli vesikasvilajistoltaan ja niiden runsaussuhteilta paremmassa kunnossa kuin Keihäsjärvi ja Alimmainen. Tarkastelu perustuu arvioon, että kyseisen järvet kuuluvat samaan luontaiseen järvityyppiin ja tarkastelun epävarmuutta lisää kuormitettujen järvien luontaisen järvityypin määrittelyn vaikeus.

Maastoaineistosta pystyttiin vertailujärvien hajontaa arvioimaan Sylkyn ja Suuri-Vahvasen välillä vesikasvien lajikoostumuksen ja linjafrekvenssien osalta. Vertailujärvien erilaisuus olikin yllättävän suuri, jolloin Keihäsjärven, Keskimäisen ja Alimmaisen ekologiset laatusuhteetkin olivat em. muuttujien osalta korkeat. On kuitenkin ilmeistä, että tämä tarkastelu tuottaa virhetulkinnan ekologisen tilan arviossa todellista paremmaksi. Tässä tapauksessa siis Sylkyn ja Suuri-Vahvasen luonnollinen vaihtelu ainakin lajikoostumuksen osalta on niin suuri, että vertailu ei näyttäisi toimivan. Toinen vertailun virhelähde on, että Sylkyllä käytetyt menetelmät poikkesivat vuoden 2002 menetelmistä. Koska Sylkyllä tehtiin vuonna 2001 vain 4 päävyöhykelinjaa, jouduttiin laji- ja linjafrekvenssitieto keräämään muidenkin linjamenetelmien tiedoista, jotta saataisiin Sylkyn aineistomäärä samalle tasolle kuin Suuri-Vahvasen.

Puunjalostusteollisuuden kuormittaman Etelä-Saimaan ekologinen tila on vesikasvien taksonikoostumuksen perusteella parantunut selvästi vuodesta 1959 vuoteen 2002 (kuva 21). Kaukaan tehtaan lähivaikutusalueenkin (alue A1) lajiston ekologinen laatusuhde on melko korkea ja noussut selvästi viimeisen kymmenen vuoden aikana. Syynä muutokseen on ennen kaikkea keväällä 1992 käyntiin lähtenyt Kaukaan tehtaan biologinen jätevedenpuhdistamo. Vedenlaadun kohe-neminen näkyy myös kokonaisfosforipitoisuuksien ja väriarvojen pienenemisenä tehtaan lähivesillä (Saukkonen 2000). Runsausmuuttujien perusteella ei voitu tehdä vastaavaa ajallista muutostarkastelua. Tuloksista käy kuitenkin ilmi, että runsausmuuttujat antavat samanlaisen alueiden välisen muutossuunnan kuin lajisto-tarkastelu. Runsausmuuttujien mukaan lähivaikutusalueen tila näyttää olevan varsin selvästi huonompi kuin etävaikutusalueen (taulukko 14).

Keskikokoisen, kohtalaisen humuspitoisen ja metsätalouden kuormittaman Kuohattijärven ekologinen tila on vesikasvien lajikoostumukseen, linjafrekvenssiin ja kasvillisuusindeksiin perustuvan tarkastelun mukaan todennäköisesti hyvä. Ilmakuvatulkinnan tulosten mukaan Kuohattijärven kasvittumisaste on peräti pienempi kuin vertailujärvi Suomunjärven kasvittumisaste (kuva 31). Tulosta tulkitta-essa on kuitenkin huomioitava, että voimakas pohjaheijastus vaikeutti Suomunjärven luokittumista heikentäen luokitustarkkuutta. Maastohavaintojen perusteella Suomunjärvellä vallitsevat erittäin harvat ilmaversoiskasvustot, joten ilmakuvatulkinnan tuottamaan korkeaan kasvittumisasteen arvoon on syytä suhtautua kriittisesti. Toisena vaikuttavana tekijänä tulokseen on, että Kuohattijärvi poikkeaa morfologialtaan Suomunjärvestä. Kuohattijärvellä on suhteellisen paljon lähes kasvi-tonta, tuulelle altista kivikkorantaa. Lisäksi Kuohattijärvellä on kokonaisrantaviiva suhteessa pinta-alaan vain alle puolet Suomunjärven vastaavasta (kokonais-rantaviiva km/ pinta-ala km²: Kuohattijärvi 2,70 ja Suomunjärvi 5,55). Kuohattijärvi on siten ”avoimempi” kuin muodoltaan rikkonainen Suomunjärvi.

Mikäli kasvittumisastetta käytettäisiin ekologisen tilan arviointiin pitkäaikais-seurannoissa, tulisi kasvillisuuden tiheys ottaa huomioon ilmakuvatulkinnassa tässä raportissa esitettyä tarkemmin. Ilmakuvatulkinnan osalta tulisi jatkossa selvittää myös subjektiivisuuden vaikutusta kasvillisuuden luokittumiseen. Lisäksi tarkkojen satelliittikuvien soveltuvuutta vesikasvillisuuden seurantaan tulisi tutkia. Koska numeerisen tulkintamenetelmän ohjattu luokitus ei erotellut vedenalaista kasvillisuutta riittävän standardinomaisesti, menetelmäkehittelyä tulee suunnata parempaan vedenalaisen kasvillisuuden havaitsemiseen.

Yksi varsin mielenkiintoinen maastohavainto oli, että kummallakin järvellä yleisen ja melko runsaan tummalahnanruohon suurin esiintymissyvyys oli Kuohattijärvellä keskimäärin 20 cm pienempi kuin Suomunjärvellä. Kuitenkin näkösyvyyden maastomittausten perusteella Kuohattijärven näkösyvyys oli jonkin verran parempi kuin Suomunjärvellä. Eroa saattaisi selittää Kuohattijärven kohdistunut kiintoainekuormitus. Kiintoaineen sedimentoituminen pohjalle on siis voinut pienentää tummalahnanruohon esiintymisaluetta.

Pienen, runsashumuksisen ja metsätalouden kuormittaman Mujejärven ekologinen laatusuhde on vesikasvien lajikoostumukseen ja runsausmuuttujiin perustuvan tarkastelun mukaan varsin korkea. Ilmakuvatulkinnan perusteella Mujejärvi erosi vertailujärvestä litoraalin kasvittumisasteen ollessa korkeampi. Pohjalehtisten runsaustarkastelun perusteella Mujejärven ekologinen tila näyttäisi olevan heikentynyt. Mujejärvellä tehtyjen yleisten vesikasvillisuuden maastohavaintojen perusteella järven ekologinen tila arvioitiin hyväksi.

Yleisesti oligotrofiaa ilmaisevien pohjalehtisten vähentymistä voidaan pitää melko selkeänä merkinä ekologisen tilan heikkenemisestä. Tummalahnanruoho pystyy kuitenkin kestävänsä melko voimakastakin rehevöitymistä, koska se voi lisätä verson klorofyllipitoisuutta valoilmaston heiketessä tai vastaavasti lisätä verson pituutta sedimentaation kasvaessa (kts. Sand-Jensen 1978, Kansanen ja Niemi 1974).

6.5 Ekologisen tilan arvioinnin luotettavuus ja soveltuvuus eri kuormitustilanteisiin

Järven ekologisen tilan arviointiin liittyy monia epävarmuustekijöitä. Kohdejärven lajikoostumuksen mukaan laskettuun Jaccardin samankaltaisuusindeksiin vaikuttaa herkästi suhteellisen pienen lajimäärän takia etenkin lajinmääritysvirheet ja -puutteet, esim. määrittäminen vain sukutasolle. Lisäksi joitain lajeja on saattanut jäädä havaitsematta. Kesällä 2002 järveä kohti käytetty työmäärä oli kuitenkin todennäköisesti suurempi kuin mihin tulevissa seurannoissa on resurssseja.

Maastoaineistojen runsausmuuttujien perusteella laskettujen samankaltaisuusindeksien antamien tulosten luotettavuuteen liittyy lajinmääritysvirheiden lisäksi ennen kaikkea subjektiiviset yleisyys- ja peittävyysarviot. Toinen ratkaiseva tekijä on järven tutkitun pinta-alan pienuus suhteessa järven koko vesikasviyhteisön pinta-alaan. Ilmaversoisten ja kelluslehtisten osalta ilmakuvatulkinnalla pystytäänkin saamaan luotettavampi elomuotoihin pohjautuva tulos kuin maastomenetelmillä.

Runsausmuuttujien erottelevuus toisiinsa nähden voi olla hyvinkin erilainen. Linjafrekvenssi on luotettava, mutta karkeasti erotteleva muuttuja. Siihen ei liity subjektiivista arviointia, mutta sen luotettavuus on sidoksissa linjamäärään. Alle kymmenen linjan aineistossa sen erottelevuus voi olla heikko. Keskimääräinen peittävyys voi olla tietyissä tapauksissa sopiva muuttuja ilmentämään rehevöitymistä. Sen tulkintaa vaikeuttaa kuitenkin peittävyysarvioiden subjektiivisuus.

Pituusfrekvenssin ja pinta-alapeittävyyden etuna muihin runsausmuuttujiin on, että ne huomioivat tutkitun alueen suuruuden suhteessa vesikasvien esiintymisiin. Niiden heikkoutena ovat puolestaan subjektiiviset yleisyys- ja peittävyysarvot sekä linjojen pituusmittausten epätarkkuudet. Kasvillisuusindeksin vahvuutena on aikaisempi käyttö vesikasvillisuustutkimuksissa, varsin yksinkertainen laskutapa ja lisäksi kasvillisuusindeksin on todettu elomuodoittain laskettuna kasvaneen Pirkanmaan pienvesissä eutrofian lisääntyessä (Ilmavirta ja Toivonen 1986). Huonona puolena on tuloksien luokka-asteikkollisuudesta mahdollisesti aiheutuva erottelevuuden heikkeneminen ja linjamenetelmän osalta tutkitun pinta-alatiedon huomiotta jättäminen.

Numeerisesta ilmakuvatulkinta-aineistosta tuotettu litoraalin kasvittumisaste ekologisen tilan, erityisesti kasvillisuuden runsauden ja haitallisen lisääntymisen, mittarina tuottaa loogisia tuloksia suhteessa järvien nykyiseen vedenlaadun perusteella arvioituun tilaan (kuvat 29 ja 30). Ilmakuvatulkinnan avulla pystytään tuottamaan tietoa nimenomaan ranta-alueen umpeenkasvua aiheuttavista ilmaversoisesta ja kelluslehtisestä kasvillisuudesta. Toisaalta myös vedenpinnan vaihtelulla on suuri merkitys ilmaversoisen ja kelluslehtisen kasvillisuuden runsauteen. Esimerkiksi loivarantaisissa järvissä, kuten Säskylän Pyhäjärvässä, voi ko. kasvillisuuden runsaus muuttua erittäin nopeasti esimerkiksi kuivien kesien aiheuttamien matalien vedenkorkeuksien perusteella ilman mitään suurempaa muutosta kuormituksessa (Marttunen ym. 2000). Litoraalin kasvittumisastetta voitaisiin kuitenkin mahdollisesti käyttää yleisen rehevöitymisasteen biologisena mittarina ja erityisesti mittaamaan VPD:n määrittelemää vesikasvillisuuden 'haitallista runsastumista'. Erittäin rehevissä järvissä tosin kasvillisuus voi myös vähentyä voimakkaan rehevöitymisen seurauksena ja kasvittumisaste olla alhainen.

Vesikasvien perusteella tehdyt ekologisen tilan arvioinnit näyttäisivät toimivan erilaisissa kuormitustilanteissa lukuun ottamatta ehkä metsätalouden kuormitamia kohdejärviä. Tosin perustelut näkökannalle pohjautuvat ainoastaan maastohavaintoihin perustuviin asiantuntija-arvioihin sekä käytettävissä oleviin tietoihin kohdejärvien vedenlaadusta ja kuormitushistoriasta. Metsätalouden kuormittamissa kohdejärvissä ainoa havaittu ero referenssijärviin verrattuna oli pohjalehtisen kasvillisuuden esiintymisessä: Mujejärvellä ko. kasvillisuus oli niukempaa kuin vertailujärvi Tiilikalla ja Kuohattijärvellä vyöhykkeen kasvusyvyys oli muuttunut Suomunjärveen verrattuna. Muut testatut vesikasvillisuusmuuttujat eivät erottaneet kuormitettuja järviä selkeästi vertailujärvistä.

Aineiston perusteella ehkäpä vakuuttavimpana tuloksena samankaltaisuusindeksin soveltuvuudesta ekologiseen tila-arviointiin saatiin Etelä-Saimaalta. Toisaalta tarkastelun luotettavuutta heikentää se, että vertailuolot on määritetty vain Läntisen Pien-Saimaan suhteen. Tosin alue on suuri ja havaintopisteiden paikat ovat vaihdelleet eri tutkimusvuosina, jolloin eri vuosien otoksien välinen riippuvuus ei ole kovin suuri.

Samankaltaisuusindeksien käyttöön laajan järvijoukon mittakaavassa liittyvä heikkous on, että se pystytään laskemaan vain yhdelle vertailuparille kerrallaan. Jos siis olisi iso vertailujärvien aineisto, laskettaisiin ensin esimerkiksi lajiston samankaltaisuudet kaikille järvipareille ja niiden avulla odotettu arvo (esimerkiksi keskiarvo tai moodi). Tämän jälkeen jouduttaisiin laskemaan kuormitetulle järvelle ja kullekin vertailujärvelle samankaltaisuudet sekä laskemaan niiden avulla havaittu arvo. Siten olisi tehtävä suuri joukko laskutoimituksia ja lopuksi saatettaisiin havaita, että vaihtelu on liian suurta luotettavaan ekologisen tilan arviointiin. Tästä näkökulmasta tyyppille ominaisiin lajeihin perustuva ekologisen tilan arviointi olisi ainakin yksinkertaisempi ja mahdollisesti luotettavampi tapa kuin samankaltaisuusindeksi. Toisaalta joissakin tapauksissa voi olla vaikeaa määrittää riittävästi tyyppille ominaisia vesikasvilajeja. Tällöin samankaltaisuusindeksi saattaa olla käytökelpoinen.

6.6 Kustannustehokkuus

Maastomenetelmän suurin kustannustekijä on itse maastotöiden palkka- ja päivärahakustannukset. Vuonna 2002 tutkittujen järvien linjamäärät olivat suuria. Tulosten perusteella linjamäärää voitaisiin kuitenkin vähentää tulosten luotettavuuden ja tarkkuuden siitä olennaisesti huonontumatta. Tässä raportissa pienille järville on ehdotettu 15 linjaa ja keskikokoisille 25 linjaa. Lisäksi linjamäärän vähentämistä on ehdotettu korvattavaksi aluekartoituksella: pienille järville 2 aluetta ja keskikokoisille 4 aluetta. Yhden alueen tutkimiseen ehdotettu aika on sama kuin yhden linjan tekemiseen keskimäärin kuluva aika. Mikäli maastotyöryhmän koko pienennettäisiin kahteen henkilöön, työ hidastuisi arviolta 30%.

Jos edellä mainitut ehdotukset otetaan huomioon maastomenetelmien kustannuslaskelmissa, tutkimuskustannukset olisivat vuoden 2002 aineiston perusteella 2 500 euroa järveä kohti (kohteilla keskimäärin 22,5 linjaa ja 2 aluekartoitusaluetta). Kustannukset pienenisivät tässä vaihtoehdossa lähes kolmanneksella. Tuloksen luotettavuus heikkenisi pääasiassa vesikasvien runsaussuhteiden arvion osalta. Tätä puutetta voidaan toisaalta korvata ilmakuvatulkinnan avulla.

Ilmakuva-aineiston hankintakustannuksiin vaikuttavat kuvauskohteiden määrä ja välimatkat, joten tämän hankkeen kuvauksiin verrattuna laaja-alaisimmissa ja kuvauskohteiden sijannilta yhtenäisimmissä kuvauksissa yksittäisen järven kuvaushinta olisi edullisempi. Lisäksi ilmakuvien kuvankäsittelyohjelman (Erdas Imagine) käyttökustannukset laskettiin tässä hankintakustannuksena (2 100 euroa) kyseisen kustannuserän lähes puolittuessa päivityskustannuksena (1 600 euroa). Ilmakuva-aineiston kustannuserään kuuluvat pintakopioiden suurennukset (1:10 000) voidaan korvata mittakaavan 1:20 000 pintakopioilla, mikä myös vähentäisi kustannuksia.

7

Yhteenveto

Hankkeessa kokeiltiin ja kehitettiin järvien vesimakrofyytien kartoittamiseen ja seurantaan soveltuvia maastomenetelmiä sekä numeerista ja visuaalista ilmakuvatulkintaa. Lisäksi arvioitiin käytettyjen menetelmien kustannuksia ja luotettavuutta. Työn taustalla ovat vesipuitedirektiivin vaatimukset vesistöjen biologisten tekijöiden seurantojen järjestämiseksi sekä vesistöjen ekologisen tilan luokittelumiseksi.

Tutkimuksen kohteena oli 23 järveä Vuoksen vesistöalueelta. Kohdejärvet edustavat Vuoksen vesistöalueelle ominaisia järviyyppejä kokonsa, veden väriarvojen ja rehevyytensä puolesta. Järvien valintaan vaikuttivat muun muassa erilaisten kuormitustekijöiden järviin aiheuttamat paineet.

Maastomenetelmien kokeilussa päädyttiin ehdottamaan päävyöhykelinjan käyttöä vesikasvillisuusseurannoissa. Päävyöhykelinja on 5 m leveä rantaa vasten kohtisuorassa oleva linja, joka jaetaan osa-alueisiin kasvillisuuden vyöhykkeisyyden mukaan. Vyöhykejaon perustana on vesikasvillisuuden perinteinen jaottelu elomuotoihin: ilmaversoiset, kelluslehtiset, uposlehtiset, pohjalehtiset, irtokellujat, irtokeijujat ja vesisammalet. Päävyöhykelinjan avulla saadaan suhteellisen tarkkaa tietoa vesikasvien lajistosta ja niiden runsaussuhteista sekä vyöhykkeisyyden paikka-, syvyys- ja pohjanlaatutietoja. Menetelmällä havaittujen järvikohtaisten tulosten luotettavuuteen vaikuttavat ennen kaikkea linjamäärä ja eri henkilöiden tekemien yleisyys- ja peittävyysarvioiden erot. Tietyissä tapauksissa päävyöhykelinjalta havaitut uposkasvien runsausarviot olivat karkeasti suuntaa-antavia ja epävarmoja.

Maastomenetelmien tulosten perusteella näyttäisi 15 - 25 linjaa riittävän erottamaan ainakin kohtalaisen kuormitetut järvet vertailujärvistä, jos tutkittavat järvet ovat pieniä tai keskikokoisia. Maastokokein selvitettiin eri henkilöiden tekemien yleisyys- ja peittävyysarvioiden vaihtelun suuruutta, jotta sen aiheuttama virhe voidaan huomioda tulosten tulkinnessa ja mahdollisesti kehittää keinoja arvioerojen pienentämiseksi.

Ilmakuvatulkinta soveltuu hyvin ilmaversoisten ja kelluslehtisten kasvien kartoittamiseen. Kaikille tutkimusjärville määritettiin kasvillisuuden kokonaispinta-ala ja kunkin kasvillisuusluokan pinta-ala kuvaamaan vesikasvillisuuden runsaussuhteita. Numeerisella tulkintamenetelmällä vesikasvillisuus luokitui kasvuston ilmiasun ja tiheyden perusteella lähinnä elomuodoittain. Visuaalisessa luokituksessa vesikasvillisuus ryhmittyi enimmäkseen lajitasolle. Ilmakuvatulkinta soveltuu huonosti vedenalaisen tai hyvin harvan kasvillisuuden kartoittamiseen sekä järville, joilla pohjaheijastus on voimakasta ja laajaa. Taksonomisesti visuaalinen tulkinta tuotti numeeriseen tulkintaan verrattuna tarkempaa tietoa vesikasvillisuudesta. Numeeriseen tulkintaan tarvittiin puolestaan vähemmän aikaa. Taksonomisen tarkkuuden ja ajallisen tehokkuuden optimoimiseksi nämä kaksi luokitusmenetelmää on myös mahdollista yhdistää. Ilmakuvatulkinta soveltuu myös järvien rantavyöhykkeiden kasvittumisasteen ajallisiin ja paikallisiin vertailuihin.

Kohdejärvien ekologista tilaa arvioitiin vesikasvien lajikoostumuksen ja niiden runsaussuhteiden sekä litoraalin kasvittumisasteen ja sen ajallisen muutoksen avulla. Vesikasvien lajikoostumusta vertailtiin kuormitetun järven ja vertailujär-

ven välillä Jaccardin samankaltaisuusindeksin avulla ja runsaussuhteita vastaavasti prosenttisen samankaltaisuuden indeksin avulla. Vertailujärvien vähyyden takia vain osassa tarkasteluista voitiin tiettyjen muuttujien suhteen laskea suuntaa antavat ekologiset laatusuhteet kuormitetuille järville. Litoraalin kasvittumisaste tuottaa, erityisesti kasvillisuuden runsauden ja haitallisen lisääntymisen mittarina, loogisia tuloksia suhteessa järvien nykyiseen, vedenlaadun perusteella arvioituun tilaan.

Maastomenetelmän kustannukset olivat vuonna 2002 järveä kohti noin 3 600 euroa ja ilmakuvatulkinnassa 1 500 euroa. Maastomenetelmien kustannuksia on mahdollista pienentää noin kolmanneksella tulosten luotettavuuden todennäköisesti ratkaisevasti huonontumatta. Myös ilmakuvatulkinnan kustannukset kohdejärveä kohden pienentyisivät, jos ilmakuvauksia tehtäisiin tämän hankkeen kuvauksiin verrattuna laaja-alaisemmin. Ilmakuvatulkinnan etuna onkin kustannustehokkuus ja menetelmän mahdollisuudet tuottaa paikkaan sidottua tietoa vesikasvillisuuden runsaussuhteista sekä vahvat sovellusmahdollisuudet ajallisessa seurannassa. Maastotyöhön pohjautuva vesikasvillisuus seuranta vaatii enemmän resursseja, mutta pystyy tuottamaan selvästi tarkempaa tietoa erityisesti lajistosta ja sen muutoksista.

VPD:n mukaiset vesistöseurannat tulevat edellyttämään kustannustehokkaita ja silti luotettavia menetelmiä erityisesti vesistöjen ekologisen luokittelun osalta. Tämän vuoksi olisikin tulevaisuudessa tärkeää yhdistää maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan vahvuudet tiiviiksi menetelmäkokonaisuudeksi vesikasvillisuus seurantojen tehostamiseksi. Ekologisen tila-arvioinnin kehittämiseksi olisi myös syytä kerätä tietoa vertailujärvien vesikasvillisuudesta toimivan luokitusjärjestelmän luomiseksi.

Kirjallisuus

- Ahmad, S.P. & Deering, D.W. 1992: The role of specular reflectance in surface anisotropy, Proceedings of International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS 92, 26-29 May, Houston, Texas, pp. 514-516.
- Armstrong, R.A. 1993: Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation. *Int. J. Remote Sens.* 14(3):621-627.
- Coops, H., Boeters, R. & Smit, H. 1991: Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. *Aquatic Botany* 41:333-352.
- Doren, R.F., Armentano, T.V., Whiteaker, L.D. & Jones R.D. 1997: Marsh vegetation patterns and soil phosphorus gradients in the Everglades ecosystem. *Aquatic Botany* 56(2): 145-163.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY. Annettu 23.10.2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L327. 72 s.
- Granberg, K. & Ruohonen, K. 1985: Saimaan vesikasvit ja sedimentit. s 31-82. Julkaisussa: Saimaan ekologinen tutkimus vuosina 1980-1983. Vesihallitus. Tiedotus 255. 380 s.
- Hellsten, S., Palomäki, R. & Järvinen, E. 1997: Inarijärven vedenkorkeuden säännöstelystä ja sen vaikutuksista rantavyöhykkeellä. - Lapin ympäristökeskuksen monisteita 2. 79 s.
- Hellsten, S. 2001: Effects of lake water level regulation on aquatic macrophyte stands in northern Finland and options to predict these impacts under varying conditions. *Acta Bot. Fennica* 171: 1-47.
- Hellsten, S. 2000 (toim.): Päijänteen säännöstelyn kehittäminen - Rantavyöhykkeen tila ja siihen vaikuttavat tekijät. Suomen ympäristö 394.
- Hellsten, S., Partanen, S., Visuri, M., Riihimäki, J., Björnström, T. & Keto, A., 2002: Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutus Kallaveden ja Unnukan rantavyöhykkeeseen ja elinympäristöihin : Kallavesi-Unnukan säännöstelyn kehittämisselvitys. 63 s. kuv., taul. Alueelliset ympäristöjulkaisut 227. 63 s. kuv., taul.
- Hellsten, S., Visuri, M., Kerätär, K. & Savolainen M. 2000: Ähtärintjärven säännöstelyn kehittämisselvitys – Perännejärvien nykytila ja Ähtärintjärven säännöstelyvaihtoehtojen vaikutukset. Alueelliset ympäristöjulkaisut 155.
- Hulkko, H.-M., Keto, A., Hellsten, S. & Marttunen, M. 2002: Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyn kehittäminen : kesävedenkorkeuden laskun vaikutukset matalissa lahdissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 276. 57 s. kuv., taul.
- Huusko, A., Sutela, T., Karjalainen, J., Auvinen, H. & Alasaarela, E. 1988: Feeding of vendace (*Coregonus albula* L.) fry in a natural state-lake and a regulated lake in Northern Finland. *Finnish Fisheries Research* 9: 447-456.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998: Retkeilykasvio. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo, Helsinki.
- Ilmavirta, V. & Toivonen, H. 1986: Comparative studies on macrophytes and phytoplankton in ten small, brown-water lakes of different trophic status. *Aqua Fennica* 16: 125-142.
- Iversen, J. 1929: Studien über die ph-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluss auf die Hydrophyten-Vegetation. *Bot. Tidsskr.* 40: 277-333.
- Jensen, J.R., Narumalani, S., Weatherbee O. & Morris, K.S.Jr. 1992 : Predictive Modelling of Cattail and Waterlily Distribution in a South Carolina Reservoir Using GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58(11):1561-1568.
- Jensen, J.R., Rutchey K., Koch M.S. & Narumalani S. 1995: Inland Wetland Change Detection in the Everglades Water Conservation Area 2A Using a Time Series of Normalized Remotely Sensed Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61(2):199-209.

- Jensén, S. 1977: An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. *Vegetatio* 33: 107-118.
- Juntura, E., Ylinen, H. & Virtanen, M. 1999: Comparison of nearshore wind-wave measurements and model results in the development of a coupled wind-wave, hydrodynamic and sediment transport model for estimating coastal zone erosion. Teoksessa: Brebbia, C.A., & Anagnostopoulos, P. (toim.) Coastal engineering and marine developments. WIT Press, Southampton; Boston 404-410.
- Kanninen, A., Ihantola, M. & Tanskanen, H. 2002: Onki- ja Poroveden säännöstelyn kehittäminen. Rantavyöhykkeen kasvillisuuden muutokset 1940-luvulta 1990-luvulle. Pohjois-Savon ympäristökeskuksen moniste 40. 54s.
- Kansanen, A. & Niemi, R. 1974: On the production ecology of isoetids, especially *Isoetes lacustris* and *Lobelia dortmanna*, in Lake Pääjärvi, southern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 11:178-187.
- Keränen, R., Riihimäki, J., Asunmaa, A., Madekivi, O., Hellsten, S., Alasaarela, E. & Seppänen, E. 1992: Oulujärven rantojen kehittyminen ja käyttöedellytysten parantaminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 382. 67 s.
- Koponen, T., Karttunen, K. & Piippo, S. 1995: Suomen vesisammalkasvio. *Bryobrothera* vol. 3. Helsinki.
- Leka, J. 2002: Järvien vesikasvillisuusseurantojen maastotyömenetelmien kehittäminen Etelä-Savossa. Etelä-Savon ympäristökeskuksen monistesarja 35. 28 s ja liitteet.
- Lillesand, T.M. & Kiefer, R. W. 1994: Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons, Inc., New York, 750 p.
- Linkola, K. 1932: Alueellista lajittelusta vesiemme putkilokasveista. *Luonnon Ystävä* 36: 86-101.
- Linkola, K.K., 1933. Regionale Artenstatistik der Süßwasserflora Finnlands. *Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn.* Vanamo, 3(5): 3-13.
- Lohammar, G. 1938: Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. *Symbolae Bot. Upsaliensis* 3 (1): 1-252.
- Luther, H. 1951: Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. I Allgemeiner Teil *Acta Bot. Fennica* 49: 1-176.
- Malthus, T.J. & George, D.G. 1997: Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni Reservoir, Anglesey, UK. In: Lachavanne, J.-B., Caloz, R., Lehmann, A. (Eds.), *Geographic Information Systems and Remote Sensing in Aquatic Botany. Aquat. Bot.* 58, 317-332.
- Manninen, P., Hammar, T., Kanninen A., Kotanen Juho, Mononen P., Niinioja, R. & Sojakka P. 2003: Veden laatu ja kuormitus Life Vuoksi -projektin kohdejärvillä. Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 48.
- Maristo, L. 1941: Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetations-physiognomischer Grundlage *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 15: 1-314.
- Marttunen, M., Hellsten, S., Rotko, P., Faenle, M. & Visuri, M. 2000: Selvitys Säkylän Pyhäjärven säännöstelyn vaikutuksista ja kehittämismahdollisuuksista. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 166.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999: PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, version 4.20. MjM Software design; Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Miettinen, J., Hämäläinen, H. & Simola, H. 2002: Paleolimnological analyses in the assesment of narural background conditions in water bodies – a pilot study for EU Water Framework Directive implementation. *Julkaisussa Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.): Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord* 2002:566. Helsinki, Nordic Council of Ministers. 136 s.
- Mikkola, J. & Pellikka, P. 2002: Normalization of bi-directional effects in aerial CIR photographs to improve classification accuracy of boreal and subarctic vegetation for pollen-landscape calibration. *Int. J. Remote Sens.* 23 (21), 4719-4742.
- Narumalani, S., Jensen, J.R., Althausen, J.D., Burkhalter, S. & Mackey, H.E.Jr. 1997 : Aquatic Macrophyte Modelling Using GIS and Logistic Multiple Regression. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63(1):41-49.
- Niinioja, R., Sandman, O., Turkia, J., Huttunen, P. & Tossavainen, T. 2001: Metsätaloustoimien vaikutukset Kajaanijärvessä ja Kuohattijärvessä. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 246. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. 50 s.

- Noordhuis, R., van der Molen D.T., & van den Berg M.S. 2002: Response of herbivorous water-birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany* 72(3-4): 349-367.
- Nykänen, M. 1987: Tiilikjärven maaranta- ja vesikasvillisuus. Pro-gradu -työ. Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos.
- Pelikka, P. 1998: Development of correction chain for multispectral airborne video camera data for natural resource assessment. *Fennia* 176:1. 110 pp.
- Pilke, A., Heinonen, P., Karttunen, K., Koskenniemi, E., Lepistö, L., Pietiläinen, O.-P., Rissanen, J. & Vuoristo, H. 2002: Finnish draft for typology of lakes and rivers. Julkaisussa Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.): Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord 2002:566. Helsinki, Nordic Council of Ministers. 136 s.
- Pogreboff, S. 1984: Suurkasvillisuuden kartoitus Etelä-Saimaalla integroidun sulfaattimassatehtaan jätevesien leviämialueella. Pro-gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos. 145 s.
- Pogreboff, S. 1994: Oy Keskuslaboratorio - Centrallaboratorium Ab. Julkaisematon seloste, 1994.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1994: Biometria. Tilastotiedettä ekologeille. Yliopistopaino, Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rintanen, T. 1996: Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Ann-Bot. Fennici* 33: 101-122.
- Rørslett, B., Green, N.W. & Kvalvågnaes, K. 1978: Stereophotography as a tool in aquatic biology *Aquatic Botany* 4: 73-81.
- Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry 2001: Mikkelin alapuolisen Saimaan vesistötarkkailun yhteenveto vuodelta 2000. Moniste.
- Sand-Jensen, K. 1978: Metabolic adaptation and vertical zonation of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. and *Isoetes lacustris* L. *Aquatic Botany* 4:1-10.
- Saukkonen, P. 2000: Etelä-Saimaan velvoitetarkkailun yhteenveto vuodelta 1999. Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry raportti No 603/00.
- Suoraniemi, M., Pogreboff, S., Partanen, S. & Hellsten, S. (2000) Rantavyöhykkeen kasviston ja kasvillisuuden kehittyminen 1950-luvulta 1990-luvulle. Teoksessa Hellsten, S. (toim.) (2000): Päijänteen säännöstelyn kehittäminen – Rantavyöhykkeen tila ja siihen vaikuttavat tekijät. Suomen ympäristö 394: 33-40
- Smith, Val H. & Wallsten, M. 1986: Prediction of emergent and floating-leaved macrophyte cover in Central Swedish lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2519-2523.
- Toivonen, H. 1984: Makrofyyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. *Luonnon tutkija* 88: 92-95.
- Toivonen, H. & Lappalainen, T. 1980: Ecology and production of aquatic macrophytes in the oligotrophic, mesohumic lake Suomunjärvi, eastern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 17(1): 69-85.
- Toivonen, H. & Nybom, C. 1989. Aquatic vegetation and its recent secession in the waterfowl and wetland Kojjärvi, S Finland. *Ann. Bot. Fennici* 26: 1-14.
- Tossavainen, T. 1997: Nurmeksen Kuohattijärven ympäristönhoitosuunnitelma. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen moniste 14. 38 s.
- Tynkkynen, P. 1962: Jätevesien vaikutuksesta putkilokasvistoon lounaisella Pien-Saimaalla. Pro-gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos. 124 s.
- Valta-Hulkkonen, K., Pelikka, P., Tanskanen, H., Ustinov A. & Sandman, O. 2003a: Digital false colour aerial photographs for discrimination of aquatic macrophyte species. *Aquat. Bot.*, 75(1):71-88.
- Valta-Hulkkonen, K., Pelikka, P. & Peltoniemi, J. 2003b: Assessment of bi-directional reflectance over aquatic macrophyte vegetation in CIR aerial photographs. (hyväksytty)
- Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A. & Pelikka P., 2003c: Remote sensing and GIS for detecting changes in the aquatic vegetation of a rehabilitated lake. (ehdolla)
- Valta-Hulkkonen, K., Partanen, S. & Kanninen A., 2003d: Remote Sensing as a Tool in the Aquatic Macrophyte Mapping of an Eutrophic lake: a Comparison between Visual and Digital Classification. Proceedings of the 9th Scandinavian Research Conference on Geographical Information Sciences, 4th-6th June 2003, Espoo, Finland.
- Venetvaara, J., Lammi, E. & Klinga J. 1993: Vesijärven Hollolanlahden kasvillisuuskarttoitus keuhalla 1991. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 411. 62s. Helsinki.

- Virola T. 2001: Vesimakrofyyttiseurantojen kehittäminen Saimaan alueella. Väkiraportti, kesä 2000. Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 28. 28s ja karttaliite a-f.
- Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R.K. 2002: Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by CIS Working Group 2.3 REFCOND. 5th and final draft. Version 2002-12-20. 98 s.
- Wallsten, M. 1974: Flygbildstolkning och beskrivning av Tämnares vegetation . Svensk. Botanisk. Tidskrift 68: 431-440.
- Weisner, S. E. B. 1989: Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after reduction in oxygen transport to below-ground parts. *Aquatic Botany* 35:71-80.
- Welch, R. & Remillard, M.M. 1988: Remote Sensing and Geographic Information System Techniques for Aquatic Resource Evaluation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54(2):177-185.
- Zhang, X., 1988: On the estimation of biomass of submerged vegetation using Landsat thematic mapper (TM) imagery: a case study of the Honghu Lake, PR China. *Int. J. Remote Sens.* 19(1):11-20.

Liite I. Tutkimusjärvien vesikasvilajisto sekä siitä lasketut muuttujat.

	Lika-Pyöree					Niemisjärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alepeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alepeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	58,3	1,8	0,26	0,0066	256	41,7	5,9	0,42	0,0210	256
<i>Batrachospermum</i>	8,3	1,0	0,43	0,0043	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Callitriche cophocarpa</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	1,1	0,01	0,0001	64
<i>Carex acuta</i>	75,0	26,4	1,19	0,3617	1024	75,0	49,2	3,25	1,3184	1024
<i>Carex aquatilis</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	66,7	32,1	3,77	0,7621	1024
<i>Carex lasiocarpa</i>	41,7	31,0	0,87	0,1779	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Carex rostrata</i>	83,3	16,8	6,28	1,9774	1024	58,3	42,7	12,68	6,1580	1024
<i>Carex vesicaria</i>	8,3	40,0	0,01	0,0031	256	8,3	22,5	1,97	0,7669	128
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	25,0	0,8	1,10	0,0096	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Elatine triandra</i>	16,7	0,8	0,43	0,0043	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Eleocharis acicularis</i>	16,7	1,8	0,70	0,0048	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Eleocharis mamillata</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	41,7	1,1	0,06	0,0007	128
<i>Eleocharis palustris</i>	66,7	10,0	1,69	0,2180	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	91,7	4,4	20,00	1,5826	512	33,3	7,8	5,51	0,9569	256
<i>Fontinalis hypnoides</i>	25,0	2,2	1,49	0,0518	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	41,7	9,1	0,96	0,1812	256
<i>Isoetes echinospora</i>	25,0	6,7	0,78	0,0703	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Isoetes lacustris</i>	16,7	1,0	0,05	0,0005	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lemna minor</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	66,7	5,2	2,43	0,5863	512
<i>Lemna trisulca</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	80,0	0,28	0,2258	1024
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	100,0	6,3	1,94	0,1310	1024	91,7	5,2	0,58	0,0329	1024
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	16,7	41,0	0,32	0,2264	256
<i>Nuphar lutea</i>	25,0	15,2	1,44	0,3825	128	100,0	30,3	22,97	8,8864	2048
<i>Nuphar pumila</i>	100,0	10,8	14,27	3,6460	1024	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	33,3	45,5	6,12	3,7191	512
<i>Nymphaea sp.</i>	66,7	4,4	0,83	0,0699	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea tetragona</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	15,0	0,09	0,0141	128
<i>Phragmites australis</i>	41,7	8,7	3,20	0,3746	256	50,0	35,1	6,66	4,2785	512
<i>Potamogeton alpinus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	12,5	0,40	0,0550	128
<i>Potamogeton gramineus</i>	16,7	2,0	0,07	0,0012	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Potamogeton natans</i>	33,3	6,2	1,03	0,1256	256	66,7	20,9	13,35	3,8506	512
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	33,3	3,6	0,13	0,0083	128
<i>Ranunculus reptans</i>	16,7	7,0	0,11	0,0032	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Rumex aquaticus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	11,3	0,02	0,0017	128
<i>Sagittaria natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	41,7	25,0	0,86	0,1166	256
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	58,3	9,0	13,80	0,8755	512	33,3	8,2	3,05	0,6057	256
<i>Sparganium angustifolium</i>	8,3	30,0	0,13	0,0403	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Sparganium emersum</i>	16,7	20,0	0,56	0,0684	128	50,0	29,1	4,42	1,0818	512
<i>Sparganium gramineum</i>	75,0	16,7	4,03	1,2915	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Sparganium natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	8,3	5,0	0,09	0,0047	64
<i>Sparganium sp.</i>	8,3	1,0	0,02	0,0002	32	75,0	17,9	1,53	0,1711	512
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	16,7	15,5	1,73	0,4149	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Subularia aquatica</i>	8,3	0,5	0,01	0,0001	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia australis</i>	33,3	1,5	0,07	0,0012	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia intermedia</i>	16,7	20,5	0,11	0,0360	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia vulgaris</i>	8,3	0,8	0,03	0,0003	32	16,7	20,5	0,00	0,0000	128
<i>Warrstorfia exannulata</i>	8,3	30,0	0,09	0,0257	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Warrstorfia procera</i>	33,3	3,9	4,16	0,4984	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Tiilikka					Mujejärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Batrachospermum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,1	1,0	0,34	0,0034	32
<i>Callitriche sp.</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	1,0	0,16	0,0016	16
<i>Carex acuta</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	5,0	0,07	0,0037	32
<i>Carex lasiocarpa</i>	41,2	7,9	1,65	0,2643	256	21,4	6,7	0,26	0,0131	128
<i>Carex rostrata</i>	58,8	20,4	11,31	3,2400	512	42,9	8,0	4,96	0,3981	256
<i>Eleocharis acicularis</i>	38,2	4,2	4,82	0,3174	128	10,7	3,0	1,01	0,0240	64
<i>Eleocharis palustris</i>	17,6	14,8	4,69	0,8529	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	70,6	0,8	4,17	0,0447	128	50,0	1,6	24,63	0,5656	128
<i>Fontinalis antipyretica</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	21,4	10,0	0,62	0,0357	128
<i>Fontinalis dichelymoides</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	0,5	0,04	0,0002	16
<i>Fontinalis hypnoides</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	25,0	4,8	0,55	0,0231	64
<i>Isoëtes echinospora</i>	61,8	3,5	6,31	0,3102	256	14,3	0,9	2,68	0,0267	32
<i>Isoëtes lacustris</i>	5,9	5,3	0,33	0,0286	128	32,1	3,0	5,79	0,3696	128
<i>Juncus supinus</i>	2,9	1,0	0,00	0,0000	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lobelia dortmanna</i>	41,2	4,5	5,43	0,3040	128	7,1	3,0	0,49	0,0219	64
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	44,1	5,4	0,39	0,0083	256	67,9	3,7	1,43	0,0639	256
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	2,9	3,0	0,02	0,0006	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nitella flexilis</i>	2,9	0,8	0,05	0,0003	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nuphar lutea</i>	50,0	31,0	6,27	2,3285	512	78,6	8,6	23,71	3,4764	1024
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	8,8	3,3	0,13	0,0092	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea sp.</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	14,3	0,8	0,20	0,0017	32
<i>Nymphaea tetragona</i>	23,5	11,7	0,75	0,0223	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Phragmites australis</i>	35,3	8,2	18,75	1,8331	256	25,0	3,7	7,40	0,4903	64
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	0,5	0,01	0,0001	16
<i>Potamogeton natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	7,0	0,09	0,0065	64
<i>Ranunculus reptans</i>	29,4	5,4	6,57	0,3332	256	7,1	3,0	0,17	0,0052	64
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	11,8	2,8	10,12	0,3831	64	3,6	7,0	3,73	0,2608	64
<i>Sparganium gramineum</i>	23,5	24,6	2,96	1,2868	128	32,1	5,6	7,49	0,4901	256
<i>Sparganium sp.</i>	17,6	2,3	0,67	0,0249	64	10,7	1,0	0,15	0,0015	32
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	8,8	20,5	8,72	4,7226	128	25,0	7,3	8,83	2,1063	128
<i>Subularia aquatica</i>	20,6	2,1	0,97	0,0176	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia australis</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,1	1,0	0,27	0,0027	32
<i>Utricularia intermedia</i>	32,4	4,7	1,53	0,0890	128	3,6	5,0	0,08	0,0040	32
<i>Utricularia ochroleuca</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,6	0,5	0,19	0,0010	16
<i>Utricularia vulgaris</i>	50,0	3,8	7,47	0,3848	128	32,1	3,7	12,28	0,8999	128
<i>Wamstorfia procera</i>	2,9	100,0	0,00	0,0000	512	21,4	16,3	3,79	0,7387	128
<i>Wamstorfia sp</i>	11,8	51,5	4,83	4,6949	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Wamstorfia trichophylla</i>	2,9	60,0	7,86	4,7183	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Suomunjärvi					Kuohattijärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Batracospermum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,9	17,5	1,18	0,1231	128
<i>Calliergon cordifolium</i>	2,3	0,5	0,00	0,0000	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Callitriche sp.</i>	16,3	14,8	0,42	0,2437	128	29,0	1,3	1,28	0,0295	128
<i>Carex aquatilis</i>	2,3	3,0	0,03	0,0010	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Carex elata</i>	16,3	12,6	0,18	0,0349	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Carex lasiocarpa</i>	37,2	6,1	2,17	0,1029	256	6,5	4,0	0,18	0,0064	64
<i>Carex rostrata</i>	20,9	7,8	1,18	0,1089	128	22,6	7,7	0,91	0,0620	128
<i>Characeae</i>	7,0	0,5	0,05	0,0003	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	4,7	3,0	0,04	0,0012	32	29,0	20,3	8,80	3,1298	256
<i>Eleocharis acicularis</i>	44,2	1,4	1,60	0,0222	128	22,6	0,9	0,84	0,0173	32
<i>Eleocharis palustris</i>	41,9	1,7	6,51	0,1664	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	51,2	0,9	6,72	0,0859	128	41,9	1,4	16,39	0,3004	128
<i>Fontinalis antipyretica</i>	2,3	1,0	0,14	0,0014	16	3,2	1,0	0,02	0,0002	16
<i>Fontinalis hypnoides</i>	2,3	1,0	0,71	0,0071	16	48,4	14,5	21,02	6,0007	256
<i>Isoëtes echinospora</i>	86,0	1,5	7,84	0,2242	512	61,3	1,0	4,16	0,0538	128
<i>Isoëtes lacustris</i>	79,1	9,5	14,14	2,2253	1024	83,9	3,6	35,98	1,5821	512
<i>Juncus supinus</i>	83,7	1,7	12,66	0,3377	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lobelia dortmanna</i>	83,7	1,9	18,98	0,4342	512	80,6	1,8	13,93	0,3997	512
<i>Lysimachia thysiflora</i>	44,2	2,7	0,72	0,0310	128	22,6	2,4	0,21	0,0045	64
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	46,5	3,7	1,72	0,0678	128	9,7	6,2	0,23	0,0089	128
<i>Nuphar lutea</i>	46,5	7,2	1,63	0,1737	256	48,4	6,7	10,02	2,1772	256
<i>Nuphar pumila</i>	2,3	3,0	0,07	0,0021	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea sp.</i>	4,7	1,8	0,12	0,0036	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea tetragona</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,9	2,0	2,21	0,0222	64
<i>Phragmites australis</i>	55,8	4,3	20,27	1,1944	256	35,5	3,9	4,61	0,2305	128
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	11,6	0,9	0,47	0,0053	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Potamogeton gramineus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,2	0,5	0,00	0,0000	16
<i>Potamogeton natans</i>	11,6	7,0	0,36	0,0237	128	6,5	8,0	0,42	0,0945	128
<i>Ranunculus reptans</i>	83,7	2,5	14,80	0,3749	512	32,3	1,2	2,46	0,0550	128
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	9,3	2,5	1,59	0,0402	64	3,2	7,0	0,58	0,0407	64
<i>Sparganium angustifolium</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,5	0,8	0,07	0,0004	32
<i>Sparganium emersum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	19,4	2,0	0,64	0,0114	64
<i>Sparganium gramineum</i>	4,7	2,0	0,32	0,0094	32	3,2	3,0	0,13	0,0038	32
<i>Sparganium sp.</i>	32,6	1,5	2,53	0,0785	128	41,9	0,7	0,97	0,0090	64
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,9	13,3	3,99	1,1363	128
<i>Subularia aquatica</i>	72,1	0,9	9,68	0,1326	128	54,8	3,2	6,62	0,1447	256
<i>Utricularia australis</i>	4,7	0,8	0,03	0,0002	16	6,5	1,9	0,12	0,0012	64
<i>Utricularia intermedia</i>	18,6	1,7	0,18	0,0040	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia sp.</i>	9,3	0,8	0,15	0,0008	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia vulgaris</i>	2,3	1,0	0,01	0,0001	16	38,7	2,9	7,74	0,4578	128
<i>Wamstorfia trichophylla</i>	2,3	30,0	0,12	0,0346	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Suuri-Vahvanen					Keihäsjärvi				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
Calliergon cordifolium	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	30,0	0,11	0,0337	256
Calliergon megalophyllum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	5,0	0,10	0,0050	32
Carex acuta	4,2	0,5	0,00	0,0000	16	9,1	27,7	0,03	0,0140	256
Carex lasiocarpa	58,3	2,1	3,03	0,0838	256	27,3	11,9	1,19	0,2998	256
Carex rostrata	12,5	2,9	0,52	0,0154	64	51,5	11,2	1,39	0,2508	512
Characeae	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	2,8	0,04	0,0017	64
Drepanocladus capillifolius	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,1	26,3	1,74	0,7039	256
Drepanocladus tenuinervis	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	36,4	10,8	2,31	0,4368	256
Eleocharis acicularis	16,7	1,3	0,34	0,0054	64	6,1	0,8	0,01	0,0001	32
Eleocharis palustris	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	0,5	0,00	0,0000	16
Equisetum fluviatile	16,7	1,1	0,71	0,0060	64	3,0	1,0	0,19	0,0019	16
Fontinalis antipyretica	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	5,0	0,04	0,0021	32
Fontinalis dichelymoides	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	5,0	0,04	0,0020	32
Fontinalis hypnoides	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	30,0	0,34	0,1035	128
Isoëtes echinospora	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	0,5	0,01	0,0001	32
Isoëtes lacustris	29,2	18,5	1,37	0,2771	256	6,1	5,3	0,01	0,0006	128
Lobelia dortmanna	37,5	10,6	6,25	1,4145	256	6,1	17,5	0,07	0,0137	128
Lysimachia thyrsoiflora	12,5	1,2	0,04	0,0011	64	60,6	2,0	0,39	0,0100	256
Myriophyllum alterniflorum	70,8	10,7	10,68	1,8129	512	36,4	1,2	0,74	0,0499	128
Myriophyllum verticillatum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	1,0	0,05	0,0005	16
Nuphar lutea	70,8	5,9	23,67	3,9766	512	100,0	14,1	19,76	4,0797	1024
Nymphaea alba ssp. candida	12,5	7,3	0,25	0,0186	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Nymphaea sp.	12,5	1,0	0,10	0,0010	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Nymphaea tetragona	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	54,5	7,2	0,80	0,0514	512
Phragmites australis	45,8	6,0	12,87	2,3378	256	33,3	20,5	2,62	0,8986	256
Potamogeton gramineus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	7,8	0,13	0,0196	128
Potamogeton natans	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	45,5	7,4	7,29	0,7753	256
Potamogeton obtusifolius	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,1	0,5	0,25	0,0013	32
Potamogeton perfoliatus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	39,4	4,7	0,83	0,0446	128
Potamogeton praelongus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	9,1	10,3	0,46	0,0869	128
Ranunculus peltatus	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	24,2	0,9	0,74	0,0156	32
Ranunculus reptans	8,3	0,5	0,52	0,0026	32	6,1	0,5	0,00	0,0000	32
Schoenoplectus lacustris	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	2,0	0,20	0,0058	64
Sparganium angustifolium	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,0	0,5	0,01	0,0000	16
Sparganium emersum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	15,2	2,8	0,31	0,0089	64
Sparganium gramineum	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	75,8	4,0	4,57	0,3000	512
Sparganium sp.	8,3	0,5	0,16	0,0008	32	6,1	1,8	0,02	0,0005	64
Utricularia australis	4,2	0,5	0,03	0,0001	16	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Utricularia ochroleuca	29,2	1,1	5,98	0,1479	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Utricularia sp.	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,1	0,5	0,05	0,0002	32
Utricularia vulgaris	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	24,2	0,6	0,30	0,0017	32
Warnstorfia procera	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	9,1	21,7	0,78	0,2221	128

	Keskimäinen					Alimmainen				
	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	6,7	5,0	0,01	0,0006	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Calliergon cordifolium</i>	13,3	2,0	0,18	0,0023	64	33,3	54,0	0,50	0,4269	1024
<i>Calliergon megalophyllum</i>	6,7	3,0	0,02	0,0007	64	20,0	30,0	3,06	1,0678	256
<i>Calliergonella cuspidata</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	20,0	16,0	0,71	0,1804	128
<i>Carex acuta</i>	6,7	1,0	0,01	0,0006	32	33,3	18,0	0,15	0,0313	256
<i>Carex lasiocarpa</i>	80,0	1,7	4,98	0,4643	512	93,3	18,2	3,04	0,8456	1024
<i>Carex rostrata</i>	33,3	6,4	2,37	0,3285	256	26,7	5,4	0,36	0,0825	256
<i>Carex vesicaria</i>	6,7	5,0	0,08	0,0039	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Ceratophyllum demersum</i>	6,7	0,5	0,49	0,0025	32	20,0	17,1	3,98	1,7578	128
Characeae	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	0,5	0,07	0,0003	32
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	53,3	9,4	3,29	0,4982	512
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>	6,7	3,0	0,00	0,0001	64	6,7	10,0	0,53	0,0531	128
<i>Eleocharis acicularis</i>	26,7	0,7	1,28	0,0105	64	46,7	1,9	1,71	0,0543	128
<i>Elodea canadensis</i>	20,0	2,0	0,06	0,0020	64	20,0	2,2	0,44	0,0180	64
<i>Equisetum fluviatile</i>	40,0	1,0	0,90	0,0155	64	40,0	2,5	1,20	0,0484	128
<i>Fontinalis antipyretica</i>	6,7	25,5	2,70	1,2299	256	26,7	4,9	0,72	0,0284	128
<i>Lemna minor</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	0,5	0,01	0,0000	32
<i>Lobelia dortmanna</i>	6,7	1,0	0,14	0,0014	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	20,0	1,4	0,04	0,0008	64	13,3	1,0	0,07	0,0007	32
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	33,3	1,0	9,94	0,4310	128	40,0	1,8	0,74	0,0166	128
<i>Najas tenuissima</i>	13,3	1,8	0,18	0,0031	64	13,3	2,8	0,05	0,0014	64
<i>Nuphar lutea</i>	93,3	4,6	26,81	5,9293	512	86,7	21,3	36,41	11,4484	1024
<i>Nymphaea alba</i> ssp. <i>candida</i>	6,7	1,0	0,41	0,0041	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nymphaea tetragona</i>	33,3	4,4	0,63	0,0297	128	73,3	2,3	2,01	0,0669	256
<i>Persicaria amphibia</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	35,0	1,65	0,9621	256
<i>Phragmites australis</i>	60,0	9,9	7,44	1,3930	512	53,3	18,1	4,23	0,9814	512
<i>Potamogeton gramineus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	7,0	0,22	0,0151	128
<i>Potamogeton natans</i>	6,7	3,0	0,12	0,0037	64	46,7	18,4	4,88	0,7645	256
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	60,0	1,0	1,51	0,0185	256
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	86,7	3,4	2,60	0,1149	512	73,3	9,6	3,90	0,3644	512
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	13,3	4,0	0,68	0,0224	64
<i>Ranunculus reptans</i>	6,7	3,0	0,55	0,0165	64	6,7	1,0	0,09	0,0009	32
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	33,3	2,2	2,35	0,1087	128	13,3	2,5	0,94	0,0454	64
<i>Sparganium emersum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	5,0	0,02	0,0009	64
<i>Sparganium gramineum</i>	13,3	9,0	3,89	0,5126	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Sparganium</i> sp.	40,0	1,7	1,67	0,0620	128	80,0	3,6	8,22	0,4353	512
<i>Typha angustifolia</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	13,3	16,8	1,21	0,4195	128
<i>Utricularia</i> sp.	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	13,3	1,8	0,10	0,0024	64
<i>Utricularia vulgaris</i>	20,0	0,6	0,28	0,0016	32	33,3	0,9	0,92	0,0127	64
<i>Wamstorfia exannulata</i>	6,7	1,0	0,05	0,0005	32	6,7	1,0	0,01	0,0001	32
<i>Wamstorfia</i> sp.	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,7	10,0	0,07	0,0066	128
<i>Wamstorfia trichophylla</i>	13,3	5,8	1,87	0,1455	128	26,7	16,8	2,96	0,9372	256

Etelä-Saimaa alue 1

Etelä-Saimaa alue 2

	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	33,3	4,0	0,17	0,0045	128	46,2	2,9	0,36	0,0117	128
<i>Alopecurus aequalis</i>	16,7	2,0	0,14	0,0024	64	19,2	2,4	0,16	0,0067	64
<i>Calliargon megalophyllum</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	4,3	0,88	0,0348	64
<i>Callitriche cophocarpa</i>	5,6	1,0	0,12	0,0012	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Callitriche sp.</i>	16,7	0,8	0,24	0,0023	32	30,8	0,9	0,17	0,0017	64
<i>Carex acuta</i>	66,7	28,8	1,97	0,7160	1024	42,3	8,5	1,36	0,3572	256
<i>Carex rostrata</i>	5,6	15,0	0,07	0,0107	128	15,4	35,0	1,09	0,5529	256
<i>Carex vesicaria</i>	11,1	12,5	0,09	0,0154	128	11,5	6,7	0,04	0,0015	128
<i>Ceratophyllum demersum</i>	22,2	19,3	7,79	4,6881	128	19,2	8,9	3,49	1,3773	128
<i>Characeae</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,7	9,3	1,15	0,3214	128
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>	5,6	1,0	0,26	0,0026	32	11,5	12,7	2,46	0,2989	128
<i>Elatine hydropiper</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	1,0	0,75	0,0075	32
<i>Elatine orthosperma</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	0,0	0,22	0,0022	4
<i>Elatine sp.</i>	11,1	1,0	1,72	0,0172	32	65,4	1,6	2,76	0,1045	256
<i>Elatine triandra</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	2,0	0,12	0,0012	32
<i>Eleocharis acicularis</i>	16,7	7,8	0,67	0,0636	128	34,6	7,1	1,97	0,1854	256
<i>Eleocharis palustris</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	3,3	0,34	0,1267	64
<i>Equisetum fluviatile</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	1,0	0,06	0,0006	16
<i>Fontinalis antipyretica</i>	5,6	5,0	0,06	0,0030	64	7,7	3,0	0,06	0,0006	64
<i>Fontinalis hypnoides</i>	11,1	13,0	0,55	0,0488	128	3,8	5,0	0,36	0,0182	32
<i>Glyceria fluitans</i>	11,1	6,5	0,16	0,0146	128	11,5	7,0	0,05	0,0053	128
<i>Iris pseudacorus</i>	5,6	15,0	0,05	0,0075	128	11,5	20,0	0,05	0,0155	128
<i>Isoëtes echinospora</i>	5,6	1,0	0,02	0,0002	32	7,7	1,0	0,02	0,0002	32
<i>Juncus supinus</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	7,7	6,0	0,03	0,0003	128
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	19,2	8,2	0,23	0,0206	128
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	11,1	26,3	0,79	0,6440	256	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Nuphar lutea</i>	100,0	26,8	21,40	5,3183	2048	100,0	14,0	16,14	3,5069	1024
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	22,2	19,0	0,53	0,1063	128	19,2	16,4	0,68	0,0720	128
<i>Nymphaea sp.</i>	5,6	10,0	0,24	0,0237	128	3,8	0,0	0,22	0,0109	4
<i>Nymphaea tetragona</i>	55,6	6,4	2,45	0,1678	512	11,5	2,0	0,30	0,0072	64
<i>Persicaria amphibia</i>	5,6	7,0	0,02	0,0015	128	23,1	8,5	0,36	0,0252	128
<i>Phragmites australis</i>	22,2	43,8	2,35	1,0806	256	42,3	28,8	6,25	2,0357	512
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	11,5	1,0	0,25	0,0025	32
<i>Potamogeton gramineus</i>	38,9	25,7	1,55	0,4645	512	34,6	13,2	4,10	0,5272	256
<i>Potamogeton natans</i>	16,7	3,7	0,59	0,0275	64	19,2	16,6	1,72	0,3146	128
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	22,2	2,3	0,25	0,0077	64	15,4	2,8	0,57	0,0213	64
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	11,1	6,5	0,11	0,0098	128	23,1	9,8	0,26	0,0246	128
<i>Ranunculus reptans</i>	11,1	2,0	0,15	0,0029	64	15,4	2,5	0,11	0,0027	64
<i>Sagittaria natans</i>	5,6	3,0	0,24	0,0071	64	7,7	2,0	0,11	0,0014	64
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	50,0	4,2	1,00	0,0464	128	26,9	2,9	0,43	0,0071	128
<i>Sparganium emersum</i>	61,1	9,6	12,12	1,1883	512	53,8	2,5	2,63	0,0694	256
<i>Sparganium sp.</i>	38,9	12,0	13,10	1,4291	256	15,4	1,5	2,49	0,1535	64
<i>Subularia aquatica</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	3,8	10,0	0,10	0,0104	64
<i>Typha latifolia</i>	11,1	17,5	0,46	0,0906	128	11,5	13,3	0,92	0,2253	128

Etelä-Saimaa alue 3

Läntinen Pien-Saimaa

	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi	Linjafrekvenssi	Keskimääräinen peittävyys	Pituusfrekvenssi	Pinta-alapeittävyys	Kasvillisuusindeksi
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	20,0	3,0	0,21	0,0049	64	25,0	1,4	0,05	0,0005	64
<i>Callitriche sp.</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	1,0	0,07	0,0007	32
<i>Carex acuta</i>	50,0	8,2	2,03	0,1916	256	75,0	14,8	3,95	0,6964	512
<i>Carex elata</i>	10,0	15,0	0,09	0,0129	128	6,3	7,0	0,03	0,0019	128
<i>Carex rostrata</i>	10,0	3,0	0,20	0,0060	64	12,5	12,5	1,94	0,2832	128
<i>Carex vesicaria</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,5	8,5	0,36	0,0350	128
<i>Ceratophyllum demersum</i>	10,0	75,0	6,08	4,5608	512	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
Characeae	10,0	75,0	6,33	4,7508	512	6,3	3,0	0,14	0,0043	64
<i>Crassula aquatica</i>	10,0	3,0	0,37	0,0111	64	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	3,0	0,10	0,0030	64
<i>Elatine hydropiper</i>	10,0	1,5	0,49	0,0043	64	12,5	1,5	2,45	0,0288	64
<i>Elatine sp.</i>	10,0	1,0	0,07	0,0007	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Elatine triandra</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	1,0	0,09	0,0009	32
<i>Eleocharis acicularis</i>	20,0	0,9	4,32	0,0401	32	87,5	6,8	12,73	0,7153	1024
<i>Eleocharis palustris</i>	20,0	1,0	0,13	0,0013	32	18,8	2,3	1,62	0,0385	64
<i>Elodea canadensis</i>	10,0	1,3	0,23	0,0024	64	37,5	2,1	1,74	0,0246	128
<i>Equisetum fluviatile</i>	10,0	1,0	0,43	0,0043	32	43,8	1,0	1,52	0,0152	64
<i>Isoëtes echinospora</i>	60,0	0,8	2,85	0,0261	128	75,0	1,5	6,72	0,0896	256
<i>Isoëtes lacustris</i>	30,0	3,0	12,48	0,5032	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Lemna minor</i>	10,0	0,5	0,09	0,0004	32	6,3	1,0	0,02	0,0002	32
<i>Lobelia dortmanna</i>	40,0	4,1	7,48	0,3362	128	37,5	5,3	5,18	0,3406	256
<i>Lysimachia thysiflora</i>	10,0	11,5	0,45	0,0364	128	12,5	4,0	0,07	0,0040	64
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	40,0	5,3	1,62	0,1345	256	56,3	2,9	1,62	0,0504	256
<i>Nuphar lutea</i>	30,0	2,3	0,92	0,0382	128	56,3	16,2	15,12	3,3858	512
<i>Persicaria amphibia</i>	30,0	6,5	2,90	0,3486	256	31,3	5,9	3,54	0,2607	256
<i>Phragmites australis</i>	70,0	45,0	25,29	12,2015	1024	50,0	22,1	21,16	6,7439	256
<i>Potamogeton gramineus</i>	10,0	1,0	0,11	0,0011	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Potamogeton natans</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	6,3	9,0	0,74	0,1090	128
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	10,0	9,0	0,35	0,0167	128	18,8	4,8	0,10	0,0056	64
<i>Ranunculus peltatus</i>	10,0	7,0	0,33	0,0231	128	12,5	6,0	0,25	0,0166	128
<i>Ranunculus reptans</i>	40,0	3,7	9,75	0,4673	128	56,3	1,2	3,84	0,0529	256
<i>Sagittaria natans</i>	10,0	4,7	0,51	0,0273	64	62,5	15,1	4,31	0,5124	512
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0,0	0,0	0,00	0,0000	0	12,5	42,5	0,27	0,1760	256
<i>Sparganium gramineum</i>	20,0	11,1	1,54	0,1933	128	31,3	14,2	4,69	0,5563	256
<i>Sparganium sp.</i>	10,0	0,5	0,04	0,0002	32	18,8	3,0	0,89	0,0522	64
<i>Subularia aquatica</i>	40,0	1,3	4,54	0,0711	128	50,0	1,7	2,90	0,0419	128
<i>Typha latifolia</i>	10,0	20,0	0,29	0,0574	128	0,0	0,0	0,00	0,0000	0
<i>Utricularia sp.</i>	10,0	0,5	0,15	0,0008	32	0,0	0,0	0,00	0,0000	0

	Onkivesi 2000	Luupuvesi	Osmanginjärvi	Väärä	Syysjärvi 2002	Sylky	Ukonvesi	Löksä	Puruvesi	Haukivesi	Ylimmäinen	Ylä-Korppinen
Linjafrekvenssit												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	30,0	81,8	71,4	58,9	32,7	0,0	55,6	0,0	14,3	0,0	0,0	25,0
<i>Batrachospermum</i>	0,0	81,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Butomus umbellatus</i>	0,0	0,0	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Calliergon megalophyllum</i>	10,0	0,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5
<i>Callitriche cophocarpa</i>	0,0	0,0	0,0	8,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Callitriche sp.</i>	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Carex acuta</i>	10,0	9,1	100,0	8,9	0,0	0,0	77,8	0,0	92,9	63,6	0,0	25,0
<i>Carex aquatilis</i>	0,0	90,9	85,7	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Carex elata</i>	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Carex lasiocarpa</i>	0,0	0,0	0,0	10,7	32,7	66,7	0,0	20,0	0,0	0,0	60,0	62,5
<i>Carex rostrata</i>	0,0	0,0	57,1	82,1	55,8	66,7	0,0	30,0	14,3	0,0	100,0	87,5
<i>Carex vesicaria</i>	20,0	18,2	57,1	23,2	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0
<i>Ceratophyllum demersum</i>	10,0	0,0	0,0	44,6	0,0	0,0	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Characeae	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	50,0	0,0	40,0	35,7	36,4	10,0	0,0
<i>Drepanocladus capillifolius</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	23,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Elatine hydropiper</i>	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	22,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Elatine triandra</i>	0,0	0,0	14,3	17,9	1,9	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Eleocharis acicularis</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	48,1	66,7	77,8	10,0	78,6	72,7	50,0	37,5
<i>Eleocharis mamillata</i>	20,0	0,0	14,3	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Eleocharis palustris</i>	0,0	45,5	0,0	0,0	19,2	0,0	22,2	20,0	71,4	36,4	10,0	25,0
<i>Elodea canadensis</i>	50,0	18,2	0,0	76,8	76,9	33,3	0,0	50,0	64,3	18,2	0,0	25,0
<i>Equisetum fluviatile</i>	70,0	0,0	71,4	69,6	23,1	16,7	55,6	40,0	42,9	36,4	100,0	75,0
<i>Fontinalis antipyretica</i>	0,0	100,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Fontinalis hypnoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glyceria fluitans</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	18,2	0,0	0,0
<i>Hippuris vulgaris</i>	10,0	0,0	0,0	16,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	80,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Iris pseudacorus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	55,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Isoetes echinospora</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	42,3	83,3	22,2	50,0	100,0	90,9	30,0	12,5
<i>Isoetes lacustris</i>	0,0	18,2	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	0,0	100,0	72,7	40,0	0,0
<i>Juncus supinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	13,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lemna minor</i>	70,0	0,0	14,3	35,7	3,8	0,0	11,1	10,0	0,0	9,1	0,0	12,5
<i>Lemna trisulca</i>	0,0	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Limosella aquatica</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Littorella uniflora</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	10,0	57,1	0,0	0,0	0,0
<i>Lobelia dortmanna</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	78,8	66,7	0,0	50,0	92,9	54,5	50,0	0,0
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	40,0	0,0	85,7	94,6	26,9	16,7	55,6	10,0	0,0	0,0	70,0	87,5
<i>Myriophyllum altemiflorum</i>	0,0	0,0	0,0	17,9	92,3	100,0	44,4	10,0	100,0	27,3	0,0	0,0
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	10,0	100,0	28,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nuphar lutea</i>	80,0	0,0	100,0	57,1	84,6	66,7	66,7	90,0	14,3	45,5	40,0	100,0
<i>Nuphar pumila</i>	0,0	54,5	71,4	66,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nymphaea alba ssp. alba</i>	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nymphaea alba ssp. candida</i>	10,0	81,8	57,1	14,3	3,8	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	40,0	25,0
<i>Nymphaea tetragona</i>	20,0	63,6	14,3	60,7	23,1	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	40,0	12,5

	Onkivesi 2000	Luupuvesi	Osmanginjärvi	Väärä	Syysjärvi 2002	Sylikky	Ukonvesi	Löksä	Puruvesi	Haukivesi	Ylimmäinen	Ylä-Korppinen
Linjafrekvenssit												
<i>Persicaria amphibia</i>	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	66,7	0,0	35,7	9,1	0,0	0,0
<i>Phragmites australis</i>	90,0	0,0	14,3	28,6	26,9	100,0	100,0	100,0	78,6	36,4	40,0	100,0
<i>Potamogeton alpinus</i>	0,0	0,0	0,0	16,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,0	18,2	28,6	28,6	5,8	0,0	11,1	10,0	14,3	9,1	0,0	0,0
<i>Potamogeton compressus</i>	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Potamogeton gramineus</i>	10,0	0,0	0,0	0,0	19,2	0,0	0,0	70,0	21,4	0,0	0,0	0,0
<i>Potamogeton natans</i>	40,0	0,0	85,7	57,1	32,7	33,3	22,2	20,0	7,1	18,2	20,0	62,5
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	10,0	27,3	42,9	66,1	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	87,5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	20,0	9,1	85,7	58,9	1,9	83,3	22,2	80,0	57,1	9,1	0,0	0,0
<i>Potamogeton praelongus</i>	0,0	18,2	0,0	7,1	34,6	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,0	0,0	0,0	7,1	38,5	0,0	0,0	0,0	57,1	36,4	0,0	0,0
<i>Ranunculus reptans</i>	0,0	18,2	0,0	0,0	69,2	83,3	77,8	20,0	85,7	54,5	30,0	0,0
<i>Rumex aquaticus</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sagittaria natans</i>	0,0	0,0	57,1	32,1	0,0	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	30,0	0,0	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	20,0	54,5	85,7	0,0	5,8	0,0	0,0	20,0	7,1	0,0	0,0	0,0
<i>Sparganium angus x gram</i>	0,0	45,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparganium angustifolium</i>	0,0	45,5	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sparganium emersum</i>	70,0	0,0	100,0	50,0	9,6	0,0	22,2	40,0	0,0	0,0	10,0	25,0
<i>Sparganium gramineum</i>	20,0	0,0	14,3	55,4	92,3	66,7	0,0	40,0	14,3	9,1	20,0	12,5
<i>Sparganium natans</i>	10,0	18,2	0,0	39,3	0,0	0,0	0,0	30,0	0,0	18,2	0,0	0,0
<i>Sparganium sp.</i>	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	66,7	33,3	30,0	0,0	36,4	10,0	50,0
<i>Stratiotes aloides</i>	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Subularia aquatica</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	21,2	50,0	0,0	0,0	71,4	9,1	0,0	0,0
<i>Typha latifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	25,0
<i>Utricularia australis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Utricularia intermedia</i>	10,0	0,0	0,0	25,0	1,9	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	30,0	37,5
<i>Utricularia minor</i>	0,0	9,1	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Utricularia ochroleuca</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Utricularia vulgaris</i>	20,0	0,0	14,3	50,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	9,1	60,0	0,0
<i>Wernstorfia exannulata</i>	0,0	9,1	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Liite 2. Päävyöhykelinjojen aineistosta laskettujen vesikasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien laskentatavat.

Pituusfrekvenssi

$$F_x = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{f_{x_i}}{100} \times l_i \right)}{\sum_{i=1}^n l_i} \times 100$$

missä

F_x = pituusfrekvenssi (lajin x esiintymien yleisyys suhteessa koko tutkitun alueen pituuteen),

l_i = päävyöhykkeen (linjan osa-alueen) i pituus (m),

f_{xi} = lajin x yleisyysarvio päävyöhykkeellä i, saa arvoja 0-100 (%),

n = tutkimusalueen kaikkien tutkittujen päävyöhykkeiden (linjan osa-alueiden) lukumäärä.

F_x saa arvoja välillä 0-100 (%).

Pinta-alapeittävyys

$$P_x = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{f_{x_i}}{100} \times \frac{p_{x_i}}{100} \times l_i \times m \right)}{\sum_{i=1}^n l_i \times m} \times 100$$

missä

P_x = pinta-alapeittävyys (lajin x 100 % peittävän kasvuston pinta-ala suhteessa koko tutkittuun pinta-alaan),

l_i = päävyöhykkeen (linjan osa-alueen) i pituus (m),

m = päävyöhykkeen (linjan osa-alueen) leveys (vakio 5 m),

f_{xi} = lajin x yleisyysarvio päävyöhykkeellä i, saa arvoja 0-100 (%),

p_{xi} = lajin peittävyysarvio päävyöhykkeellä i, saa arvoja 0-100 (%),

n = tutkimusalueen kaikkien tutkittujen päävyöhykkeiden (linjan osa-alueiden) lukumäärä.

P_x saa arvoja välillä 0-100 (%).

Kuvailulehti

Julkaisija	Etelä-Savon ympäristökeskus ja Pohjois-Savon ympäristökeskus	Julkaisu-aika kesäkuu 2003
Tekijä(t)	Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen, Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen ja Outi Airaksinen	
Julkaisun nimi	Vesimakrofytyt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa Maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm	
Tiivistelmä	<p>Selvityksessä testattiin vesimakrofytytien seurantaan soveltuvia maastomenetelmiä sekä numeerisen ja visuaalisen ilmakuvatulkinnan käyttöä. Tutkimuksen kohteena oli kaikkiaan 23 järveä Vuoksen vesistöalueella. Järvet edustivat vesistöalueelle tyypillisiä luontaisia järviyyppejä sekä kuormitusilanteita.</p> <p>Maastomenetelmien arvioinnin perusteella parhaimpana pidettiin ns. päävyöhykelinjaa, jossa vesikasvillisuus tutkitaan rantaa vastaan kohtisuorassa olevalta 5 m levyiseltä alueelta. Riittävän linjamäärän arvioinnissa käytettiin rarefaktiokäyriä, joilla kuvattiin tutkitun linjamäärän vaikutusta havaittujen kasvilajien määrään. 15 - 25 linjan arvioitiin antavan riittävän hyvän kuvan järven kasvillisuudesta. Eri henkilöiden välisiä eroja kasvillisuuden runsauden ja yleisyyden arvioinnissa selvitettiin, jotta se voitaisiin ottaa huomioon seurantojen suunnittelussa ja niiden tulosten tulkinnassa.</p> <p>Ilmakuvan numeerisen tulkinnan todettiin soveltuvan hyvin vesikasvillisuuden elomuotojen kartoittamiseen. Tulkinnaassa kasvillisuus luokitui hyvin ilmaversoihin ja kelluslehtisiin sekä osittain myös sitä tarkemmin. Uposlehtisen kasvillisuuden erottuminen oli heikkoa. Visuaalisen ilmakuvatarkastelun testaaminen kohdennettiin ilmaversois- ja kelluslehtiskasvillisuuteen, jotka luokitteivat enimmäkseen lajitasolle.</p> <p>Kohdejärvien ekologista tilaa tarkasteltiin kerätyn vesikasviaineiston avulla. Ekologisen tilan arvioinnissa kokeiltiin kasvilajien esiintymistietoihin perustuvaa Jaccardin samankaltaisuusindeksin käyttöä sekä kasvillisuuden runsautta kuvaavien muuttujien perusteella laskettua samankaltaisuutta. Ilmakuva-aineiston avulla määritettiin järville kasvittumisaste, jonka todettiin korreloivan järven nykyisen rehevyytason kanssa.</p>	
Asiasanat	vesimakrofytyt, vesikasvillisuus, seuranta, ilmakuvaus, vesipolitiikan puitedirektiivi	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Alueelliset ympäristöjulkaisut 312	
Julkaisun teema		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	1) Life Vuoksi -projekti 2) Ilmakuvien käyttö makrofytytien seurannassa VPD:n toteutuksessa	
Rahoittaja/ toimeksiantaja	1) EU:n Life Ympäristö-rahasto, Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Oulun yliopisto, 2) Maa- ja metsätalousministeriö	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	1) Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Oulun yliopisto 2) Suomen ympäristökeskus	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1456-8 (nid.) 952-11-1457-6 (PDF)
	Sivuja 96	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 12,45 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Etelä-Savon ympäristökeskus, Jääkärintie 14, 50100 Mikkeli, puh. (015) 74 441 Pohjois-Savon ympäristökeskus, Sepänkatu 2 B, PL 1049, 70101 Kuopio, puh. (017) 788 4777 Edita Oyj, julkaisumyynti, puh. 020 450 05, sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi	
Julkaisun kustantaja	Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus	
Painopaikka ja -aika	Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi 2003	

Presentationsblad

Utgivare	Södra Savolax miljöcentral och Norra Savolax miljöcentral	Datum Juni 2003
Författare	Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen, Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen och Outi Airaksinen	
Publikationens titel	Akvatiska makrofyter i värdering och övervakning av sjöars ekologiska tillstånd Bedömning av fält- och flygfotograferingsmetoder i Life Vuoksi -projekt	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm	
Sammandrag	<p>I undersökningen testades fält- och flygfotograferingsmetoder lämpliga för övervakning av akvatiska makrofyter. Sammanlagt 23 sjöar i Vuoksi vattendragsområde hade valts till undersökningen. Sjöarna representerade naturliga sjötyper och typiskt belastningstillstånd för området. På basen av värderingen av fältmetoder anses en transekt metod, i vilken akvatisk vegetation undersöktes i 5 meter breda transekter som bildar en 90-graders vinkel mot strandkanten, vara den bästa. Vid värdering av tillräcklig mängd transekter användes rarefaktio-kurvor, som beskrev de undersökta transekternas påverkan på antalet observerade arter. 15 - 25 transekter ansågs ge en tillräckligt bra bild av vegetationen i sjön. Variation i uppskattning av täckningsgrad och frekvens för olika personer utreddes, så att det är möjligt att ta det i hänsyn när man planerar uppföljningssystemet eller tolkar resultaten.</p> <p>Numerisk tolkning av flygfotografierna ansågs lämpa sig väl för inventering av makrofyter på livsformats-nivå. Vegetationen kunde klassificeras väl till övervattens- och flytbladsväxter och också delvis mera exakt. Undervattensväxterna urskilde sig dåligt. Den visuella tolkningen av flygfotografierna riktades mot övervattens- och flytbladsväxter. Dom klassificerades huvudsakligen på art-nivå.</p> <p>De undersökta sjöarnas ekologiska tillstånd granskades med hjälp av makrofytdata. Användning av Jaccards similaritetsindex, som grundar sig på växtarternas förekomst, och similaritetsvärde, som grundar sig på täthetsuppskattningar av arter, provades för att värdera sjöarnas ekologiska tillstånd. Med hjälp av flygfotografidata definierades sjöarnas så kallade vegetationsgrad, som visade sig att korrelera väl med sjöarnas nuvarande eutrofieringsnivå.</p>	
Nyckelord	akvatiska makrofyter, akvatisk vegetation, övervakning, flygfotografering, ramdirektivet för vattenpolitik	
Publikationsserie och nummer	Regionala miljöpublikationer 312	
Publikationens tema		
Projektets namn och nummer	1) Life Vuoksi 2) Användning av flygfotografier för inventering av makrofyter	
Finansiär/ uppdraagsgivare	1) EU:s miljöfond Life, Södra Savolax miljöcentral, Finlands miljöcentral, Norra Savolax och Norra Karelen miljöcentraler, Oulu universitet 2) Jord- och Skogsbruksministeriet	
Organisationer i projektgruppen	1) Södra Savolax miljöcentral, Finlands miljöcentral, Norra Savolax och Norra Karelen miljöcentraler, Oulu universitet 2) Finlands miljöcentral	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1456-8 (nid) 952-11-1457-6 (PDF)
	Sidantal 96	Språk Finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 12,45 €
Beställningar/ distribution	Södra Savolax miljöcentral, Jääkärintäti 14, 50100 Mikkeli, tel. (015) 74 441 Norra Savolax miljöcentral, Sepänkatu 2 B, PB 1049, 70101 Kuopio, tel. (017) 788 4777 Edita Abp, Kundservice, PB 800, FIN-00043 Edita, tel. 020 450 05, e-post asiakaspalvelu@edita.fi	
Förläggare	Södra Savolax miljöcentral, Finlands miljöcentral	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi 2003	

Documentation page

Publisher	South Savo Regional Environment Centre North Savo Regional Environment Centre	Date June 2003
Author(s)	Jarkko Leka, Kirsi Valta-Hulkkonen, Antti Kanninen, Sari Partanen, Seppo Hellsten, Arto Ustinov, Riitta Ilvonen and Outi Airaksinen	
Title of publication	Use of aquatic macrophytes for assessing and monitoring the ecological status of lakes Evaluation of field survey and aerial photography methods used in the Life Vuoksi Project	
Parts of publication/ other project publications	The publication is available in the internet: www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/esa/elektro.htm	
Abstract	<p>Field survey methods and aerial photography were tested as suitable methods for monitoring aquatic macrophytes in the context of 23 lakes belonging to the Vuoksi River Basin, representing natural lake types and a pressure status typical of the area.</p> <p>A transect method in which the vegetation is analysed on a 5 metre wide transect perpendicular to the shoreline was considered the most suitable. Rarefaction curves were used to analyse how the number of transects affects the quantity of species observed and to estimate the number of transects needed per lake. 15 - 25 transects were considered to be enough to give a sufficient picture of the vegetation. Personal differences between observers in estimating the coverage and frequency of the plant species were studied in order to be able to take these into account when planning monitoring schemes and interpreting the results.</p> <p>Numerical interpretation of aerial photographs was found to suit well for the mapping of life forms in the aquatic vegetation. The vegetation was successfully classified into helophytes and nymphaeids, and to some extent more precisely. The elodeids were not distinguishable. Testing of the visual interpretation of the aerial photographs was focused on the helophytic and nymphaeid vegetation, and the classification was mainly performed to species level.</p> <p>The ecological status of the lakes was discussed on the basis of the vegetation data, and use of Jaccard's similarity index, based on the presence or absence of plant species and a similarity measure derived from the species richness parameters was tested in connection with this. The aerial photography data were used to generate an index of overgrowth for the littoral zone. This correlated well with the current trophic status of the lakes.</p>	
Keywords	aquatic macrophytes, aquatic vegetation, monitoring, aerial photography, Water Framework Directive	
Publication series and number	Regional Environmental Publications 312	
Theme of publication		
Project name and number, if any	1) Life Vuoksi Project 2) Use of aerial photography for monitoring aquatic macrophytes	
Financier/ commissioner	1) EU Life Environment Fund, South Savo Regional Environment Centre, Finnish Environment Institute, North Savo and North Karelia Regional Environment Centres, University of Oulu 2) <u>Ministry of Agriculture and Forestry</u>	
Project organization	1) South Savo Regional Environment Centre, Finnish Environment Institute, North Savo and North Karelia Regional Environment Centres, University of Oulu 2) <u>Finnish Environment Institute</u>	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1456-8 (nid) 952-11-1457-6 (PDF)
	No. of pages 96	Language Finnish
	Restrictions Public	Price 12,45 €
For sale at/ distributor	South Savo Regional Environment Centre, tel. +358-15-74 441 North Savo Regional Environment Centre, tel. + 358-17- 788 4777 Edita Oyj, tel. +358-20-45005, email: asiakaspalvelu@edita.fi	
Financier of publication	South Savo Regional Environment Centre, Finnish Environment Institute	
Printing place and year	Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi 2003	