

**Jokien vesikasvillisuus ekologisen tilan indikaattorina maa- ja  
metsätalouden kuormittamissa vesistöissä**

**Heidi Salow**



Pro-gradu -tutkielma  
Oulun Yliopisto  
Biologian laitos  
Helmikuu 2011

# Sisällys

<b>1. Johdanto</b> .....	<b>3</b>
1.1. Vesikasvien esiintymiseen ja kasvuun vaikuttavat tekijät .....	4
1.1.1. Valon määrä ja veden liikkeet .....	4
1.1.2. Kasvualusta ja veden lämpötila .....	6
1.1.3. Alkaliniteetti ja pH .....	7
1.1.4. Ravinteet .....	7
1.1.5. Kasvinsyönti ja kilpailu .....	9
1.2 Maankäyttö .....	9
1.3 Virtavesiyhteisöjen konkordanssi .....	10
<b>2. Aineisto ja menetelmät</b> .....	<b>12</b>
2.1. Vesikasvit .....	14
2.2. Vesikemia .....	15
2.3. Maankäyttö .....	15
2.4. RHS .....	16
2.5. Tilastolliset analyysit.....	16
<b>3. Tulokset</b> .....	<b>19</b>
3.1 Yhteisörakenteet ja vasteet ympäristömuuttujiin .....	20
3.2 Yhteisöjen välinen konkordanssi .....	26
3.3 Indikaattorilajit.....	27
3.4 Lajimäärät ja yhteisöt eri elinympäristöissä.....	30
<b>4. Pohdinta</b> .....	<b>34</b>
4.1 Yhteisörakenteet ja vasteet ympäristömuuttujiin .....	34
4.2 Yhteisöjen välinen konkordanssi .....	35
4.3 Indikaattorilajit.....	36
4.4 Lajimäärät ja yhteisöt eri elinympäristöissä.....	37
4.5. Tutkimuksen menetelmien tarkastelu .....	40
<b>5. Yhteenveto</b> .....	<b>41</b>
<b>Kirjallisuus</b> .....	<b>42</b>
<b>Liitteet</b>	

## 1. Johdanto

Jokien vesikasvillisuuden käyttöä vesien tilan indikaattorina on tutkittu Suomessa hyvin vähän. Tutkimus on painottunut lähinnä pohjaeläimistön, kalojen ja piilevien seurantaan. Ympäristöhallinto ei ole arvioinut jokien tilaa vesikasvien pohjalta eikä seurantaa ole järjestetty (Vuori ym. 2008). Suomessa vesisammalten on todettu soveltuvan huonosti virtavesien tilan arviointiin (Mykrä ym. 2008). Myös säännöstellyissä jokivesissä vesikasvien on todettu olevan heikkoja indikaattoreita (Hellsten ym. 2005). Euroopan unionin vesipolitiikan puite-direktiivi (VPD) kuitenkin velvoittaa jäsenmaitaan käyttämään myös vesikasveja muiden biologisten muuttujien lisäksi vesistöjen tilan arvioinnissa ja seurannassa (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY). Euroopassa makrofyyttien käyttöä jokien tilan arvioinnissa on tutkittu muun muassa Puolassa, Saksassa, Iso-Britanniassa, Irlannissa, Espanjassa ja Ranskassa (Grasmück ym. 1995, Szoszkiewicz ym. 2002, Schaumburg ym. 2004, Dodkins ym. 2005, Ferreira ym. 2005, Onaindia ym. 2005, Birk ym. 2006, Haury ym. 2006).

Vesikasvit ovat joko kokonaan tai osittain vedessä kasvavia kasveja. Virtavesissä esiintyviä makrofyyttejä ovat putkilokasvit, sammalet, jotkin päällysjäkälät ja suuret levät (Allan 1995). Makrofyytit voidaan jakaa ryhmiin muun muassa elomuodon ja kiinnittymisen mukaan (Mäkirinta 1978). Ilmaversoiset kasvavat veden pinnan yläpuolelle, ja ovat hyvin sopeutuneet myös maaelämään (esim. järviruoko). Ne kasvavat yleensä matalassa vedessä jokien reunoilla, ja voivat kasvaa myös vesirajan yläpuolella. Kelluslehtisten lehdet kelluvat veden pinnalla (esim. lumme). Uposkasvit kasvavat kokonaan veden alla (esim. ruskoärviä). Pohjalehtisillä lehdet ovat ruusukkeena pohjalla (esim. lahnaruohot). Irtokeijut ja -keijut eivät ole kiinnittyneet alustaan vaan kasvavat vapaana vedessä (esim. limaska ja vesisherne). Vesisammalet ovat juurettomia ja voivat kasvaa upoksissa tai vedenvaihteluvyöhykkeessä (Haslam 1978, Koponen ym. 1995). Vesikasveilla kasvullinen eli suvuton lisääntyminen on tavallista (Allan 1995). Tässä tutkielmassa makrofyyttiä käytetään yhteisnimityksenä sammalille ja putkilokasveille.

## **1.1. Vesikasvien esiintymiseen ja kasvuun vaikuttavat tekijät**

Joet ovat hyvin monitahoisia elinympäristöjen ja ympäristömuuttujien suhteen (Allan 2004). Joen profiili (kasvillisuus, uoman leveys, syvyys, pinnanmuodot, virtausnopeus ja pohjan rakenne) vaihtelee latvaosuuksista sen suulle. Latvaosissa pinnanmuodot ovat yleensä jyrkempiä ja pohjan rakenne karkeampaa, kun taas alaosissa pohjassa on enemmän hienojakoista ainesta. Vesikasvien esiintymiseen vaikuttavat joen koko, uoman leveys (Allan 1995, Hrivnák ym. 2007), pohjan rakenne, etäisyys joen suulta (Allan 1995, Scarlett & O'Hare 2006, Hrivnák ym. 2007), kaltevuus (Dodkins ym. 2005) ja korkeus merenpinnan yläpuolella (Scarlett & O'Hare 2006). Tosin Dodkinsin ym. (2005) mukaan valuma-alueen koko ja paikan korkeus vaikuttavat vain vähän vesikasviyhteisöihin.

### **1.1.1. Valon määrä ja veden liikkeet**

Virtavesissä kasvillisuuden peittävyys vaihtelee paikallisesti paljon. Tärkeimpiä makrofytytien kasvua rajoittavia tekijöitä ovat valon määrä, virtauksen nopeus ja kasvukauden pituus (Allan 1995). Käytettävissä olevan valon määrä vaihtelee veden värin, syvyyden ja sameuden sekä rantakasvillisuuden aiheuttaman varjostuksen mukaan. Ilmaversoiset ja kelluslehtiset voivat varjostaa uposkasveja (Sculthorpe 1967, Allan 1995). Osa vesisammalista ja näkinpartaisista tulee toimeen vähemmällä valolla kuin putkilokasvit, ja ne voivat siten elää syvemmillä. Vesikasvien esiintymistä rajoittaa yleensä valon määrä, joten varjostavan rantametsikön ja kasvillisuuden poisto tai harventaminen muun muassa viljelysalueita varten voi johtaa niiden runsastumiseen (Allan 1995).

Veden virtauksen nopeus ja virtaustyyppi vaikuttavat makrofytytien levinneisyyteen ja runsauteen (Chambers ym. 1991, Janauer & Dokulil 2006, Franklin ym. 2008). Virtauksen vaikutus vesikasvien kasvuun ja tiheyteen riippuu virran voimakkuudesta ja luonteesta sekä kasvin koosta ja sopeutumisesta virtaukseen (Chambers ym. 1991, Bornette & Puijalon 2011, Janauer ym. 2010). Suurella osalla vesiputkilokasveista on vähän sopeutumia virtaavaan veteen, joten ne pärjäävät parhaiten hitaasti virtaavissa paikoissa (Allan 1995). Virtauksen haitallisia vaikutuksia vähentävät kasvin alustanmyötäinen kasvutapa, versojen virranmyötäinen asettuminen, virtaviivainen muoto (lehtien asettuminen tiiviisti vartta vasten, litteät versot tai kapeat nauhamaiset lehdet), tiukka kiinnittyminen alustaan sekä kestävä ja joustava rakenne. Jotkin lajit ovat virrassa kasvaessaan pienempiä ja allokoivat enemmän maanalaisiin osiin kuin muualla (Bornette & Puijalon 2011). Vesikasvien monimuotoisuus on

runsainta hitaissa ja keskikovissa (n. 0,3–0,5 m/s) virtauksissa. Kovissa virtauksissa sammalet ovat vallitsevia putkilokasvien suosiessa hitaampia virtauksia. Eräiden tutkimusten mukaan yli 1 m/s virtauksissa vesikasvillisuutta ei yleensä esiinny (Chambers ym. 1991, Franklin ym. 2008, Janauer ym. 2010).

Virtaus voi vaikuttaa kasvien kasvuun epäsuorasti muokkaamalla kasvualustaa huuhtomalla pois tai kerrostamalla hienoa ainesta sekä liikuttamalla pohjakiviä. Siemenpankki voi kärsiä eroosiosta tai hautautua pohjaan. Virtaus kuljettaa siemeniä ja kasvien suvuttomia leviäimiä alavirtaan (Bornette & Puijalon 2011). Joissa pohjakivien liikkuminen aiheuttaa eniten häiriötä vesisammalille. Pienet kolonisoivat vesisammalet kuten säiläsammal (*Blindia acuta*) kasvavat häiriöaltiltiissa paikoissa, kun taas suuret peittävät lajit kuten näkinsammalet (*Fontinalis*) ja koukkupurosammal (*Hygrohypnum ochraceum*) vallitsevat vakaissa olosuhteissa (Muotka & Virtanen 1995).

Virtaaman suuruus, veden korkeus ja niiden vaihtelut vaikuttavat lajien esiintymiseen (Muotka & Virtanen 1995, Vanderpoorten & Klein 1999, Franklin ym. 2008, Bornette & Puijalon 2011). Pienissä puroissa vedenkorkeuden vaihtelu on merkittävämpi häiriötekijä vesisammalille kuin pohjan liikkuminen (Muotka & Virtanen 1995). Sammalten lajirikkauden on todettu olevan suurinta vedenvaihteluvyöhykkeessä vesirajassa tai juuri sen yläpuolella (Muotka & Virtanen 1995, Vanderpoorten & Palm 1998). Sammalet pärjäävät paremmin vaihtelevissa virtaamissa kuin putkilokasvit (Vanderpoorten & Klein 1999). Tulvat, veden lasku ja ajoittainen kuivuus vaikuttavat vesikasvien yhteisökoostumukseen (Franklin ym. 2008, Bornette & Puijalon 2011). Tulvat voivat lisätä lajiston monimuotoisuutta lisäämällä paikallista ja ajallista heterogeenisyyttä. Usein toistuvat tai voimakkaat tulvat yleensä vähentävät monimuotoisuutta ja voivat aiheuttaa jopa vesikasvien puuttumisen. Vesikasvien monimuotoisuuden ajatellaan olevan suurimmillaan alhaisilla tai keskimääräisillä tulvavoimakkuuksilla ja -tiheyksillä. (Franklin ym. 2008, Bornette & Puijalon 2011). Harvoin tapahtuvat yllättävät kuivuusjaksot aiheuttavat yleensä lajien vähenemistä johtuen joidenkin lajien huonosta kuivuuden sietokyvystä. Joissakin tapauksissa on huomattu ruderaali-lajien hyötyvän hetkittäisestä kuivumisesta, sillä ne ovat tehokkaita leviämään ja nopeakasvuisia (Bornette & Puijalon 2011).

### 1.1.2. Kasvualusta ja veden lämpötila

Lajeilla on erilaiset vaatimukset kasvualustan suhteen. Monet sammalat kykenevät kasvamaan kivien päällä (Bornette & Puijalon 2011). Osa vesikasveista kiinnittyy tiukasti sorapohjaan, ja sietää hyvin kohtalaisen nopeaa virtausta. Hienojakoista kivennäismaata suosivat kasvit kasvavat usein joen rantapenkereillä (Janauer & Dokulil 2006, Bornette & Puijalon 2011). Pohjan rakenteen lisäksi sen vakaumus vaikuttaa lajiston monimuotoisuuteen ja runsauteen (Haslam 1978, Muotka & Virtanen 1995, Vanderpoorten & Klein 1999, Franklin ym. 2008). Scarlett ja O'Hare (2006) totesivat pohjan raekoon korreloivan positiivisesti sammalten lajimäärän kanssa, mikä voi osittain johtua siitä, että suuret kivet ovat vakaampia kasvualustoja. Virtavesisammalilla monimuotoisuus on suurinta kivikkoisissa koskissa, joissa osa kivistä ulottuu vedenpinnan yläpuolelle, ja häiriöt ovat kohtalaisia (Muotka & Virtanen 1995). Lietteen määrä uomassa voi vaikuttaa vesikasviyhteisöjen rakenteeseen (Dodkins ym. 2005). Pohjan laatu vaikuttaa myös siementen itämiseen. Joidenkin lajien siemenet uppoavat mutaisessa pehmeässä pohjassa niin syväälle, että valon määrä ei riitä niiden itämiseen. (Bornette & Puijalon 2011). Maaperän lisäksi kallioperän laatu vaikuttaa vesikasviyhteisöjen rakenteeseen mm. veden happamuuden myötä (Muotka & Virtanen 1995, Janauer & Dokulil 2006).

Schulthorpen (1967) mukaan lämpötilalla ja sen vaihtelulla ei ole yhtä suurta merkitystä vesikasveille kuin maakasveille. Sillä voi kuitenkin olla epäsuoria vaikutuksia esimerkiksi ravinteiden saatavuuden kautta. Joissakin tutkimuksissa veden lämpötilan on todettu korreloivan merkittävästi vesikasviyhteisöjen kanssa (Muotka & Virtanen 1995, Hrivnák ym. 2007). Veden lämpötilan nousu voi lisätä nopeasti leviävien lajien kasvua sekä hyvien kilpailijoiden ja vierasperäisten lajien runsautta. Ilmaston lämpeneminen voi siten muuttaa myös vesikasviyhteisöjen rakennetta. Pienissä pohjavesivaikutteisissa vesissä ilmaston lämpenemisellä ei välttämättä ole suurta merkitystä, sillä niissä veden lämpötila voi säilyä vuoden ympäri alhaisena ja tasaisena (Bornette & Puijalon 2011). Rantametsien hakkuu voi nostaa veden lämpötilaa vähentyneen varjostuksen myötä (Allan 2004, Miserendino ym. 2011). Virtavesissä kausittaiset ja päivittäiset lämpötilan vaihtelut ovat suurimpia kesällä ja alhaisilla korkeuksilla. Vaikka monet vesikasveista eivät ole riippuvaisia veden lämpötilasta, jotkin lajit ovat sopeutuneet lämpimiin (esim. *Najas graminea*) tai kylmiin vesiin (esim. rantapalpakko, *Sparganium emersum*) (Schulthorpe 1967).

### 1.1.3. Alkaliniteetti ja pH

Jokeen kulkeutuu veden lisäksi veteen sekoittuneena orgaanisia ja epäorgaanisia aineita sekä veteen liuenneena ioneja, ravinteita ja orgaanisia aineita sekä kaasuja ( $N_2$ ,  $CO_2$ ,  $O_2$ ) ja hivenmetalleja. Valuma-alueen ilmasto, vuodenaika, kasvillisuus, pinnanmuodot, kallioperä, ihmistoiminta, paikka jokijatkumossa, maankäyttö ja maaperän ominaisuudet vaikuttavat jokiveden kemialliseen koostumukseen (Allan 1995).

Veden alkaliniteetti (Allan 1995, Dodkins ym. 2005, Mykrä ym. 2008) ja pH (Allan 1995, Muotka & Virtanen 1995, Thiebaut ym. 1998, Dodkins ym. 2005) vaikuttavat vesikasvien esiintymiseen. Joen veden happamuus ja alkaliniteetti vaihtelevat mm. valuma-alueen kallioperän, puskuroimiskyvyn ja pintavalunnan mukaan. Alkaliniteettia lisäävät lähinnä bikarbonaatit, karbonaatit ja hydroksidit. Kova kallioperä, heikko puskurointikyky ja suuri pintavalunta lisäävät happamuutta. Ihmistoiminta mm. teollisuuden  $H_2SO_4$  ja  $HNO_3$ -päästöt ovat aiheuttaneet Euroopassa pintavesien happamoitumista. Äärimmäiset pH-arvot (yleensä alle 5 ja yli 9) ovat haitallisia useimmille eliöistä (Allan 1995).

### 1.1.4. Ravinteet

Vesikasvit tarvitsevat samoja ravinteita kuin maakasvitkin. Niistä tärkeimpiä ovat hiili, typpi ja fosfori (Bornette & Puijalon 2011). Sammalet ja putkilokasvit käyttävät myös samoja ravinteita, mutta sammalet pystyvät kierrättämään niitä tehokkaasti ja tarvitsevat sen takia pienempiä määriä (Vanderpoorten & Goffinet 2009). Juurelliset kasvit ottavat ravinteita veden lisäksi kasvualustasta. Vapaana kelluvat ja keijuvat lajit sekä sammalet ottavat veden ja ravinteet suoraan vedestä varsien, lehtien ja muiden rakenteiden pintasolukon läpi. Jotkin kasvit kuten vesisherneet (*Utricularia*) saavat lisäravinteita pyydystämällä eläimiä (Allan 1995, Sculthorpe 1967). Vesikasveilla kutikula on ohut tai se puuttuu kokonaan, mikä mahdollistaa ravinteiden tehokkaan oton verson eri osien läpi (Sculthorpe 1967).

Vesikasveista osa käyttää vain vapaata hiilidioksidia, osa taas kykenee käyttämään lisäksi bikarbonaattia hiilen lähteenä (Bornette & Puijalon 2011). Sammalet ja putkilokasveista esimerkiksi vesitähdet (*Callitriche*) eivät voi käyttää bikarbonaatteja, vaan vaativat vapaata hiilidioksidia (Allan 1995). Monet putkilokasvit kuitenkin voivat käyttää myös bikarbonaatteja (Sculthorpe 1967). Kelluslehtiset ja ilmaversoiset voivat käyttää ilman  $CO_2$ :a, jolloin veden hiilidioksidipitoisuudella ei ole niille niin suurta merkitystä. Hiilidioksidin määrän

lisääntyminen ilmassa voi johtaa sitä tehokkaasti käytävien lajien runsastumiseen ja vähäisiin hiilidioksidimääriin sopeutuneiden lajien vähentymiseen. Hiilidioksidin määrään vedessä vaikuttavat veden liikkeet ja pH (Bornette & Puijalon 2011). Sitä on eniten pyörteisissä ja virtaavissa pehmeissä eli vähän kalsium- ja magnesiumsuoloja sisältävissä vesissä. Kovissa alkalisisissa vesissä bikarbonaatti on yleisin hiilen lähde. Kovemmissa ja hitaammin virtaavissa vesissä juurtuneet putkilokasvit yleistyvät ja sammalet vähenevät (Allan 1995, Sculthorpe 1967). Alhainen pH lisää vapaan hiilidioksidin määrää (Thiebaut ym. 1998). Allanin (1995) mukaan virtavesissä hiiltä on yleensä runsaasti saatavilla hiilidioksidin muodossa, joten tärkeimmät kasvua rajoittavat ravinteet ovat fosfori ja typpi.

Useiden tutkimusten mukaan vesikasviyhteisöjen rakenteeseen vaikuttavat veden fosfori- ja typpipitoisuudet (Vanderpoorten & Klein 1999, Onaindia ym. 2005, Szoszkiewicz ym. 2006, Bornette & Puijalon 2011). Alhaisilla ravinnepitoisuuksilla pärjäävät vain stressiä sietävät lajit, kun taas korkeilla pitoisuuksilla kilpailijat ovat vallitsevia. Keskimääräisillä ravinnepitoisuuksilla oletetaan lajirikkauden olevan suurinta (Bornette & Puijalon 2011). Suurissa joissa ravinnepitoisuudet ovat yleensä suurimpia alajuoksulla johtuen ihmistoiminnasta mm. maatalouden päästöistä. Pienissä joissa typen ja fosforin määrään vaikuttaa eniten maankäyttö (Allan 1995).

Fosfori on yleisesti vesikasvien kasvua ja lisääntymistä rajoittava tekijä, ja vähäravinteisissa vesissä se on yleensä merkittävin kasvua rajoittava ravinne (Sculthorpe 1967). Kasvit käyttävät fosforin olomuodoista epäorgaanisia fosfaatteja. Jätevedet ovat lisänneet jokien fosforipitoisuuksia (Allan 1995). Veden fosforipitoisuus vaikuttaa vesikasvien yhteisörakenteeseen (Bini ym. 1999, Szoszkiewicz ym. 2006).

Useimmat vesikasveista suosivat typen yhdisteistä mieluiten ammoniumia, vaikka voivat hyödyntää myös nitraattia (Bornette & Puijalon 2011). Ammonium voi kuitenkin ehkäistä joidenkin lajien kasvua korkeissa pitoisuuksissa (Onaindia ym. 1996, Vanderpoorten 1999, Bornette & Puijalon 2011). Monille sammallajeille yli  $30 \mu\text{g m}^{-3}$  pitoisuus ammoniumia vedessä on haitallinen (Bates 2000). Korkeat nitraattipitoisuudet voivat heikentää ammoniumia suosivien uposkasvien kasvua, kuten purovidalla (*Potamogeton alpinus*) on todettu (Boedeltje ym. 2005), kun taas vapaana kelluvat hyvät kilpailijat voivat hyötyä nitraatin lisääntymisestä (Bornette & Puijalon 2011). Maatalouden lannoitteet ovat yleensä syynä nitraatin lisääntymiseen jokivedessä. Suurilla joilla asukastiheyden on todettu selittävän 76 % vuosittaisista nitraattipitoisuuksien vaihteluista (Allan 1995).



### **1.1.5. Kasvinsyönti ja kilpailu**

Herbivorian eli kasvinsyönnin ei ole todettu olevan merkittävä vesikasvillisuutta säätelevä tekijä, vaikka jotkin eläimet kuten jokirapu, jotkin vesilinnut, hirvi ja ruohokarppi syövät vesikasveja. Vesikasvien herbivoria on alhaista niiden heikon sulavuuden, korkean selluloosa- ja ligniinipitoisuuden vuoksi. Jotkin selkärangattomat kuten vesiperhoset ovat erikoistuneet sammalten hyödyntämiseen (Allan 1995). Tanskassa tehdyn tutkimuksen mukaan herbivorian voimakkuus vaihtelee kausittain. Ahvenvidalla herbivorian on todettu olevan suurinta touko-kesäkuussa. Herbivorit suosivat tutkituista uposkasveista eniten vitakasveja (Jacobsen & Sand-Jensen 1992). Ne myös suosivat putkilokasveja enemmän kuin sammalia (Vanderpoorten & Goffinet 2009).

Kilpailu vaikuttaa vesisammalyhteisöjen rakenteeseen etenkin vakailta kasvupaikoilla. Häiriöaltilta paikoilla sammalten peittävyys ja lajimäärä on alhainen. Ajoittain ja kohtuullisesti häiriöaltilta paikoilla syrjäyttävä lajienvälinen kilpailu lienee vähäisempää kuin vakaisissa ympäristöissä. Vakailta kasvupaikoilla yksi tai muutama vallitseva laji syrjäyttää heikommat kilpailijat (Muotka & Virtanen 1995). Kivien liikkuminen koskissa tulvien aikana voi luoda kasvupaikkoja heikoille kilpailijoille (Muotka & Virtanen 1995, Vanderpoorten & Klein 1999).

### **1.2 Maankäyttö**

Ihmistoiminta on suurin uhka jokien ekosysteemien koskemattomuudelle maisematasolla. Se muuttaa joen elinympäristöjä ja lajikoostumusta sekä heikentää veden laatua monin tavoin (Allan 2004). Valuma-alueen maankäytön on todettu vaikuttavan vesikasviyhteisöjen rakenteeseen (Hrivnák ym. 2007). Maatalousalueella virtaavissa joissa ravinnepitoisuuksien on todettu olevan suuremmat kuin metsien läpi virtaavissa. Maankäytöllä on todettu olevan suurempi merkitys ravinteiden määrään kuin kallioperällä (Allan 1995). Maatalous lisää epäpistemäistä saaste- ja ravinnekuormitusta, vaikuttaa rannan ja uoman elinympäristöihin sekä muuttaa virtaamia. Maatalouden on todettu selittävän suuren osan typen, liuenneen fosforin ja veteen sekoittuneen sedimentin määristä. Seisovissa vesissä kuten järvissä rehevöityminen voi johtaa happivajeeseen. Joissa se on kuitenkin harvinaisempaa ja esiintyy lähinnä vain joissakin hitaasti virtaavissa suvannoissa. Maatalouden vaikutukset joen hydrologiaan riippuvat viljellystä lajista, maaperän vedenpidätyskyvystä, valuma-alueen laajuudesta ja kasteluveden käytöstä. Yleensä maatalous lisää myrskytulvien suuruutta ja määrää, mikä voi lisätä

eroosiota ja muuttaa elinympäristöjä, sekä johtaa häiriötä sietämättömien lajien häviämiseen. Perusvirtaama voi kuitenkin laskea ympäröivän alueen vähäisemmän vedenpidätyskyvyn myötä (Allan 2004). Rantametsien hakkuu voi nostaa veden lämpötilaa vähentyneen varjostuksen myötä (Allan 2004, Miserendino ym. 2011). Metsien hakkuut voivat myös lisätä veden sähkönjohtavuutta (Miserendino ym. 2011) ja ravinteiden määriä vesistöissä (Allan 2004).

Jokien elinympäristön laatua, monimuotoisuutta ja luonnonmukaisuutta voidaan arvioida RHS (engl. River Habitat Survey) –menetelmällä. Elinympäristöjen tilaa arvioidaan jokien fysikaalisten ominaisuuksien pohjalta. RHS analyysin tulosta kuvataan HQA- ja HMS-indekseillä (engl. Habitat Quality Assessment ja Human Modification Score). Elinympäristön laadun arviointi-indeksi (HQA) kuvaa kohteiden elinympäristöjen monimuotoisuutta ja luonnontilaa. Se lasketaan elinympäristöjen ominaispiirteistä, joiden oletetaan olevan tärkeitä eliöstölle. HQA:n avulla voidaan verrata tutkittuja paikkoja keskenään, jos ne ovat samaa jokityyppiä. Koska tässä tutkimuksessa joet olivat eri tyyppiä, ei HQA-indeksiä käytetty. Ihmistoiminnan voimakkuutta ja jokijakson luonnontilaisuutta kuvataan HMS-indeksillä (Raven ym. 1998).

### **1.3 Virtavesiyhteisöjen konkordanssi**

Samoilla paikoilla esiintyvien eri yhteisöjen välistä yhteisörakenteiden samankaltaisuutta kuvataan konkordanssilla (eli yhtenäisvaihtelulla). Yksinkertaisimmillaan konkordanssia voidaan arvioida lajimäärän korrelaatioilla (Gaston 2000) Yhteisörakenteiden konkordanssi heijastaa mm. sitä miten eri ekologiset tekijät säätelevät niitä. Yhteydet ravintoketjussa ja elinkierroissa voivat ilmetä konkordanssina eri yhteisöjen välillä (Grenouillet ym. 2008). Ryhmien välillä voi olla konkordanssia myös, jos niillä on samanlaiset vasteet ympäristötekijöihin. Konkordanssin avulla voidaan arvioida miten tietty osayhteisö kuvaa koko biodiversiteetin vaihtelua. Mykrä ym. (2008) totesivat virtavesissä selkärangattomilla ja sammalilla konkordanssin olevan suurempi muuttuneilla paikoilla kuin lähes luonnontilaisissa vesissä. Eri ryhmien, esimerkiksi selkärangattomien ja sammalien, on todettu reagoivan eri ympäristömuuttujiin, joten niiden käyttö toistensa vastineina vesistöjen tilan arvioinnissa on rajallista konkordanssista huolimatta (Grenouillet ym. 2008, Mykrä ym. 2008, Virtanen ym. 2009, Heino 2010). Johnsonin ja Heringin (2009) mukaan joitakin ryhmiä voidaan kuitenkin käyttää muiden yhteisöjen sijasta virtavesien tilan arvioinnissa. Heino ym. (2005) havaitsivat sammalten, selkärangattomien ja kalojen lajirikkuuksien välillä merkitsevän vaikkakin heikon

konkordanssin. Lajirikkauteen vaikuttivat näillä ryhmillä eri ympäristötekijät, joten ei ole luotettavaa ennustaa toisen ryhmän lajirikkkautta toisen ryhmän perusteella. Myös sammal- ja putkilokasvivyhteisöjen rakenteeseen on todettu vaikuttavan osittain eri ympäristötekijät (Thiebaut ym. 2002). Yhteisöjen välistä konkordanssia on tutkittu lähinnä selkärangattomilla, kaloilla, piilevillä ja sammalilla virtavesissä (Heino ym. 2005, Grenouillet ym. 2008, Mykrä ym. 2008, Virtanen ym. 2009). Tässä tutkielmassa haluttiin lisätä tietoa jokien sammalten ja putkilokasvien välisestä konkordanssista.

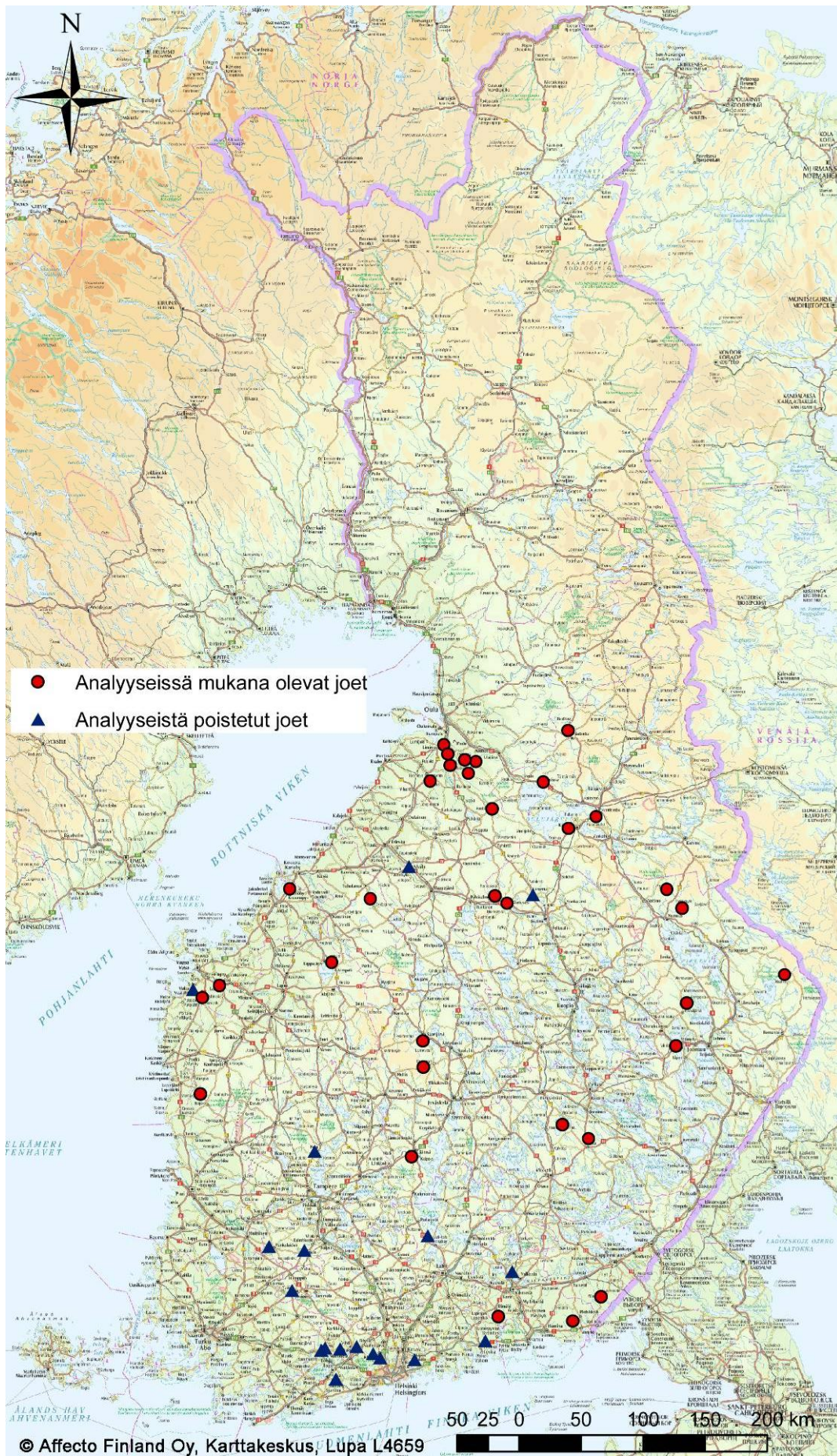
Hypoteesina on, että yhteisöjen välillä on yhtenäistä vaihtelua, sillä hyvin erilaistenkin (selkärangattomat ja sammalet) yhteisöjen välillä on havaittu konkordanssia kuormittuneissa vesissä (Mykrä ym. 2008). Toisen ryhmän käyttöä toisen korvikkeena jokien tilan arvioinnissa voi rajoittaa se, että sammalet ja putkilokasvit voivat reagoida eri ympäristötekijöihin (Thiebaut ym. 2002). Molempien elinympäristöjen mukana olo tutkimuksessa lisää todennäköisesti tulosten luotettavuutta. Oletuksena on, että havaitaan indikaattorilajeja joillekin ympäristömuuttujista etenkin ravinteille. Koska putkilokasvien lajimäärä on suurempi, voi niiden joukosta löytyä enemmän indikaattorilajeja.

Tämän tutkielman tarkoituksena oli selvittää: 1) Mitkä ympäristötekijät vaikuttavat vesikasvivyhteisöjen rakenteeseen, 2) onko putkilokasvi- ja sammalyhteisöillä samanlaiset vasteet ympäristömuuttujiin, 3) voidaanko toisen ryhmän avulla ennustaa myös toisen ryhmän muutoksia eli käyttää vain jompaakumpaa ryhmää joen tilan arvioinnissa, 4) voiko jokien tilan arviointi painottua vain joko koski- tai suvantopaikkojen seurantaan, 5) mitkä tekijät vaikuttavat lajimääriin ja 6) voidaanko eri ympäristömuuttujille tunnistaa indikaattorilajeja.

## 2. Aineisto ja menetelmät

Kesällä 2009 tutkittiin 48 joelta sekä koski- että suvantoalue. Kaikkiaan tutkittiin 51 paikkaa, sillä kolmella joella mukana oli kaksi paikkaa (kuva 1). Alueelliset ympäristökeskukset valitsivat tutkittaviksi paikoiksi maa- ja metsätalouden kuormittamia jokia, ja antoivat koordinaatit sopiville tutkimuspaikoille. Maastotyöt tehtiin neljässä kahden tai useamman hengen ryhmässä. Yksi tutki vesikasveja ja toinen arvioi jokialuetta RHS-menetelmällä (engl. River Habitat Survey). Putkilokasveissa joillakin joilla oli otettu kartoituksessa huomioon myös rantakasvit. Tämä menetelmä ei ole vertailukelpoinen muilla joilla käytetyn menetelmän kanssa, joten ne joet on jätetty analyysistä pois. Analyysistä jätettiin pois lopulta myös ne joet, joilla ei esiintynyt lainkaan sammalia tai putkilokasveja, sillä monimuuttujamenetelmissä tyhjien paikkojen samankaltaisuutta muihin ei voida määritellä (Ranta ym. 1992). Analyysihin otettiin mukaan 31 jokea. Kahdelta joelta on kaksi eri näytepaikkaa, joten kaikkiaan tutkittiin 33 jokijaksoa (koski ja suvanto) Kainuun, Pohjois-Karjalan, Etelä- ja Pohjois-Savon, Länsi-Suomen, Pohjois-Pohjanmaan, Keski-Suomen ja Kaakkois-Suomen alueilta. Itse olin tutkimassa vesikasveja 15 paikalla.

Suomen joet on tyypitelty valuma-alueen koon mukaan (pienet joet 0–100 km<sup>2</sup>, keskisuuret 100–1000 km<sup>2</sup>, suuret 1000–10000 km<sup>2</sup>). Lisäksi ne on jaettu turvemaiden, savimaiden ja kangasmaiden jokiin (Ympäristöministeriön kirje 2006). Analyysihin mukaan otetuista paikoista kolme oli keskisuurilla kangasmaiden joilla, kolme keskisuurilla savimaiden joilla, 18 keskisuurilla turvemaiden joilla, yksi pienellä kangasmaan joella, viisi pienillä turvemaiden joilla, yksi suurella kangasmaan joella ja kaksi suurilla turvemaiden joilla.



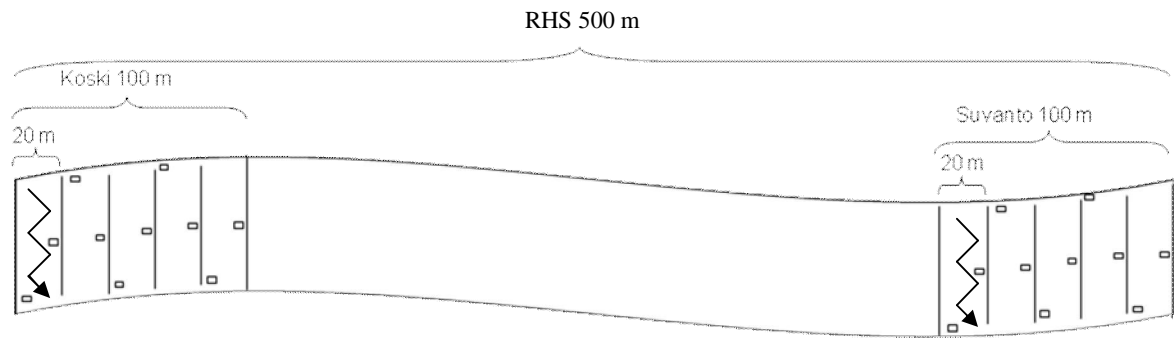
Kuva 1. Kesällä 2009 tutkitut joet.

## 2.1. Vesikasvit

Vesikasvit tutkittiin sekä koski- että suvantojaksoilta 100 metrin alueilta alajuoksulta yläjuoksulle päin (kuva 2). Mukaan otettiin ainoastaan jokiuomassa sillä hetkellä vedessä olevat lajit. Ympäristökeskusten antamat koordinaatit olivat koskijakson alkukohtaan, josta 100 metrin alueelta ylävirtaan päin otostettiin vesikasvit. Samasta kohdasta aloitettiin jokielinympäristön arviointi RHS-menetelmällä 500 metrin matkalta yläjuoksulle päin. Suvantojakso, jolta vesikasvit tutkittiin, alkoi 400 metrin päässä alkukohdasta. Mikäli RHS-alueen loppupuolelle osui koski, voitiin siirtää suvantokohtaa aiemmaksi. Joiltakin paikoilta saatiin otostettua vain kaksi virtapaikkaa tai kaksi suvantopaikkaa tutkittavalle jokialueelle.

Vesisammalet otostettiin sekä koskipaikalta että suvannosta. Kullekin paikalle tehtiin 10 kooltaan 1 m x 2 m ruutua pitkittäissuunnassa (kuva 2). Ruudulta arvioitiin peittävyys jokaiselle vesisammallajille erikseen. Peittävyys arvioitiin silmämääräisesti asteikolla 0,5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30...100 %. Ruudut tehtiin vuorotellen lähelle rantaa ja keskelle uomaa 10 metrin välein. Ensimmäinen ruutu tehtiin rantaveteen 5 metriä 100 metrin jakson alkukohdasta. Ruutujen etäisyydet 100m alkukohdasta olivat 5 m (r = ranta), 15 m (k = keskiuoma), 25 m (r), 35 m (k), 45 m (r), 55 m (k), 65 m (r), 75 m (k), 85 m (r), 95 m (k). Rantaruutu tehtiin siten, että mukaan ei tule rantasammalia eli noin 1m rannasta. Etäisyys rannasta merkittiin ylös. Mikäli kohta oli liian syvä tai virta liian kova, siirrettiin ruutu toiselle rannalle tai uoman keskelle. Sammaleista otettiin näytteitä, joista lajit määritettiin myöhemmin määritysoppaiden sekä Oulun kasvimuseon yli-intendentti Risto Virtasen avustuksella. Suurin osa sammalajeista määritettiin näytteistä. Joitakin helppoja lajeja määritettiin maastossa. Sammalten keskimääräiset peittävyydet ovat liitteessä 3.

Putkilokasvien yleisyys ja peittävyys arvioitiin jokaiselle lajille erikseen aina 20 metrin jaksoissa 100 metrin alueelta (kuva 2). Peittävyys ja yleisyys arvioitiin silmämääräisesti asteikolla 0,5, 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30...100 %. Peittävyys arvioitiin 1 m x 1 m kokoiselta näytealalta. Yleisyyttä arvioitaessa 20 metrin jakso jaettiin 100 osaan, ja arvioitiin, kuinka monelle ruudulla lajia on. Otostus tehtiin sekä koskissa että suvannoissa kahlaamalla edestakaisin rannalta toiselle. Putkilokasvien keskimääräiset peittävyydet ovat liitteessä 4.



**Kuva 2. Vesikasvien otostusmenetelmät sekä rantavyöhykkeen muuttuneisuuden arviointi.**

Sekä putkilokasvit että sammalet pyrittiin määrittämään lajitasolle. Joitakin taksoneita saatiin määritettyä vain sukutasolle johtuen esimerkiksi kukkimattomuudesta. Lajiaineistosta poistettiin sukutason määritykset ja analyyseissä käytettiin ainoastaan lajilleen määritettyjä tietoja. Aineistoon ei otettu myöskään mukaan maastossa todennäköisesti virheellisesti tehtyjä määrityksiä esimerkiksi sorsansammalta (*Ricciocarpos natans*), joka oli merkitty koskipaikalle.

## 2.2. Vesikemia

Hain vedenlaatutiedot ympäristökeskuksen Hertta-tietokannasta. Seuraavia vesikemian muuttujia käytettiin: alkaliniteetti, ammonium, fosfaatti, kokonaisfosfori ( $\text{PO}_4^{-3}$  ortofosfaatti, orgaaninen fosfori ja orgaaninen sekä epäorgaaninen hiukkasfosfaatti), kokonaistyyppi (nitraatti, nitriitti, ammonium, orgaaninen typpi ja orgaaninen hiukkastyyppi), nitriitti-nitraatti, veden lämpötila, pH, sameus, sähkönjohtavuus ja väri (liitteet 2 ja 5). Joillakin joilla vesikemiasta oli tiedot pidemmältä aikajaksolta kuin toisilla. Vesikemian muuttujille laskettiin koko mittausajan keskiarvo. Veden lämpötilatiedot ovat vuoden keskilämpötiloja. Vesikemian tiedot eivät olleet joelta samalta kohdalta kuin missä otostus tehtiin, vaan ne olivat ympäristökeskuksen vakioituja vesinäytteenottoaikoja. Jos joella oli useammalta paikalta vesikemian tietoja, valittiin paikka, joka oli lähinnä tutkimuspaikkaa.

## 2.3. Maankäyttö

Rajasin jokaiselle näytepaikalle valuma-alueen ArcMap-ohjelmalla. Rajaus suoritettiin Suomen ympäristökeskuksen Juha Riihimäen kehittämällä työkalulla. Rajatuille valuma-alueille hain maankäyttötiedot CLC2000 (25m) -aineistosta (engl. Corine Landscape Cover). CLC2000-aineisto on rasterimuotoinen paikkatietokanta maankäytöstä ja maanpeitteestä koko Suomen alueelta. Siinä yksi rasteri vastaa 25x25m aluetta maastossa (CLC2000-Finland

2005). Maankäyttötiedot taulukoitiin, ja niistä laskettiin turvemaiden, järvien, peltojen, laidunmaiden, muun maatalouden (hedelmäpuu- ja marjapensasviljelmät sekä pienipiirteinen maatalousmosaiikki), metsien (latvuspeitto > 30 %), ojitettujen metsien, kivennäismaalla olevien harvapuustoisten alueiden (latvuspeitto < 10 %) ja (latvuspeitto 10–30 %) osuudet valuma-alueella. Lisäksi määritettiin valuma-alueen pinta-ala ja näytepaikan korkeus merenpinnasta (liitteet 1 ja 5).

## **2.4. RHS**

RHS-menetelmällä arvioitiin ihmistoiminnan voimakkuutta, jota kuvaa HMS-indeksi. Tutkin sen vaikutusta vesikasviyhteisöihin. RHS-menetelmän maastotyö tehtiin kulkemalla jokitörmää pitkin valittu 500 metrin jokijakso kahdesti läpi (kuva 2). Arviointi tehtiin vain toiselta puolelta jokea. Ensiksi kerättiin tietoa jokiuomasta ja penkereiltä kymmeneltä joen poikkisuuntaiselta tarkastelulinjalta 50 metrin välein. Näiltä tarkastelulinjoilta tutkittiin uomasta kasvillisuuden rakenne, pohjan materiaali, virtaamatyypit, mahdolliset uoman muokkaukset ja muut erityispiirteet. Penkereeltä tarkastelulinjoilla tutkittiin penkereen materiaali, kasvillisuuden rakenne, maankäyttö, mahdolliset penkereen muokkaukset ja muut erityispiirteet. Toisella jokijakson läpikäynnillä kirjattiin ylös ne fysikaaliset piirteet, jotka eivät tulleet esille linjojen yhteydessä. Samalla arvioitiin aluetta kokonaisuutena maankäytön, penkereen profiilin, metsäisyyden ja sen erityispiirteiden, uoman piirteiden, uoman mittasuhteiden, keinotekoisten rakenteiden, viimeaikaisten kunnostusten merkkien, erityispiirteiden ja ihmisen aikaansaamien piirteiden kuten voimakkaan rehevöitymisen osalta. Maastossa lomakkeille kerätty aineisto syötettiin RHS – ohjelmaan, joka laskee HMS-pisteet. HMS-pisteet kuvaavat ihmistoiminnan vaikutusta seuraavasti: 0 = luonnontilainen, 0–2 = lähes luonnontilainen, 3–8 = etupäässä ei muuttunut, 9–20 = selvästi muuttunut, 21–44 = merkittävästi muuttunut ja yli 45 = erityisen merkittävästi muuttunut (Raven ym. 1998).

## **2.5. Tilastolliset analyysit**

Tutkimusaineiston numeeriset ja tilastolliset tehtiin R-ohjelmiston 2.8.1-versiolla. R on tilastollisten analyysien ja graafisten esitysten toimittamiseen tarkoitettu ohjelma (Venables ym. 2010). Yhteisöjen rakenteessa esiintyviä säännönmukaisuuksia sekä vasteita ympäristögradientteihin analysoitiin käyttäen ei-metristä moniulotteista skaalausta (engl. Non-Metric Multidimensional Scaling, NMDS, vegan funktiolla metaMDS; Oksanen 2011). NMDS on laajasti käytetty ordinaatiomenetelmä yhteisörakenteen kuvaamiseen ja ekologisten



gradienttien tunnistamiseen (Quinn & Keough 2002). NMDS esittää ordinaation graafisena esityksenä, jossa pisteiden välimatkat kuvaavat niiden samanlaisuutta tai erilaisuutta. Etäisyysmittana käytettiin Bray-Curtisin indeksiä, joka sopii hyvin lajien runsauksia käsittelevään aineistoon (Ranta ym. 1992, Quinn & Keough 2002, Hair ym. 2010). McCune ja Grace (2002) suosittelivat käyttämään ei-metristä moniulotteista skaalausta ja Bray-Curtisin etäisyysmittaa ordinaatioon, jos aineisto sisältää paljon nollia. NMDS ei oleta ympäristömuuttujien ja lajiston koostumuksen välisten suhteiden olevan lineaarisia (McCune & Grace 2002).

Ordinaatio tehtiin kolmessa ulottuvuudessa, koska siinä stressiarvo oli pienempi kuin kaksiulotteisessa (kuva 3). Mitä pienempi stressiarvo on, sitä paremmin ordinaatio kuvaa alkuperäistä etäisyysinformaatiota ja sopii käytettäväksi aineiston analysointiin. Stressiarvo laskee, kun ulottuvuuksia lisätään, mutta ordinaation tulkinta kuitenkin vaikeutuu, jos ulottuvuuksia on enemmän kuin kolme (Quinn & Keough 2002, Hair ym. 2010, Oksanen 2011). Tämän vuoksi ulottuvuuksia ei lisätty kolmea enempää. Hair ym. (2010) suosittelivat, että otoskoko olisi vähintään neljä kertaa suurempi kuin analyysissä käytettyjen ulottuvuuksien määrä, mikä toteutuu tässä työssä. Ympäristömuuttujat sovitettiin NMDS-ordinaatioon envfit-komennolla. Envfit-analyysissä ympäristötekijöiden ja ordinaation korrelaatioiden merkitsevyyttä testattiin permutaatiotestillä (1000 permutaatiota) (Oksanen 2011).

Lajien ja ympäristömuuttujien välistä suhdetta tarkasteltiin lisäksi RDA-analyysillä (engl. redundancy analysis). RDA määrittää lineaarisia suhteita ympäristömuuttujien ja yhteisön välille. Lineaarisista menetelmistä RDA sopii yhteisöekologiaan analyysihin (Van Den Wollenberg 1977, Quinn & Keough 2002). Ympäristömuuttujien pohjalta luodun ordinaation yhtäläisyyttä verrattiin NMDS-lajiordinaatioihin PROTEST- ja Mantelin testeillä.

Sammal- ja putkilokasviyhteisöjen konkordanssia tutkittiin Mantelin ja PROTEST -testeillä. Testeillä selvitettiin myös, onko alueiden välinen lajistollinen samankaltaisuus ennustettavissa maantieteellisten etäisyyksien tai ympäristömuuttujien avulla. Mantelin testi arvioi etäisyysmatriisien välistä korrelaatiota permutaatiotesteillä. Haittana on kuitenkin alkuperäisen aineiston muuttaminen etäisyysmatriiseiksi, jolloin tulokset eivät välttämättä vastaa alkuperäistä aineistoa (Peres-Neto & Jackson 2001). Toinen matriisien välisten korrelaatioiden tutkimiseen käytetty analyysi on PROTEST. Se laskee procrustes-rotatioon perustuvan testisuureen  $m^2$ , ja sen merkitsevyyttä arvioidaan permutaatiomenetelmällä. Vegan-funktio procrustes (Oksanen 2011) skaalaa, kiertää ja laajentaa ordinaatiota asettaen sen päällekkäin toisen

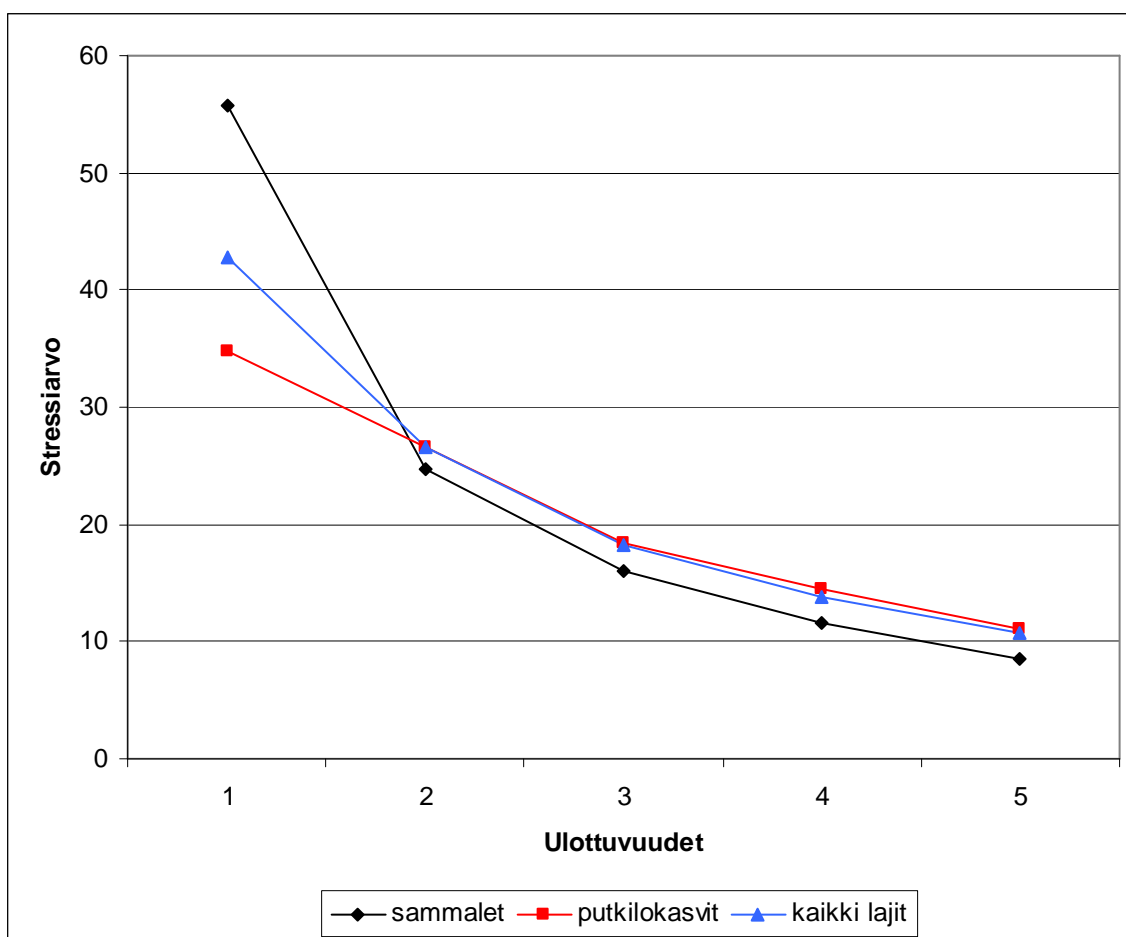
ordinaation kanssa siten, että kahden ordinaation yhteneväiset havainnot sopivat mahdollisimman hyvin yhteen (Jackson 1995). Peres-Neton ja Jacksonin (2001) mukaan PROTEST on yhtä tehokas tai tehokkaampi matriisien välisen yhteyden havaitsemiseen kuin Mantelin testi.

Eri ympäristömuuttujille etsittiin ilmentäjälajeja indval-indikaattorilajianalyysillä (Dufrêne & Legendre 1997). Indikaattorilajianalyysi laskee luokittelun pohjalta lajeille indikaattoriarvon käyttäen suhteellista yleisyyttä ja suhteellista keskimääräistä runsautta. Lisäksi se antaa luokan, jossa kullakin lajilla on suurin indikaattoriarvo sekä arvon ko. luokassa. Se myös laskee todennäköisyyden saada yhtä korkea indikaattoriarvo tietyssä määrässä toistoja. Täydellinen indikaattorilaji esiintyy kaikissa ko. luokan näytteissä eikä esiinny muissa luokissa. Indval-analyysin etuina on, että indeksi on riippumaton muiden lajien suhteellisista runsauksista eikä pseudolajien käyttö ole tarpeen (Dufrêne & Legendre 1997). Tarkasteltavat ympäristömuuttajat jaettiin 4 luokkaan kvartiilien mukaan, sillä klusteroinnilla ei löydetty sopivaa luokittelua kohtuullisella vaivalla. Jokaisessa luokassa oli 8–9 paikkaa. HMS-indeksi luokiteltiin indeksin omien luokkarajojen mukaan (Raven ym. 1998). Luokittelun pohjalta lajeille laskettiin indikaattoriarvot tarkasteltavalle ympäristömuuttujalle.

Sammalten ja putkilokasvien lajimäärien sisäistä vaihtelua sekä eroa suvantojen ja koskien välillä tutkittiin yleistetyillä lineaarisilla malleilla (glm). Mallinnuksessa selittävien muuttujien merkitsevyyttä testattiin anova-testeillä. Mallin sopivuutta tutkittiin tarkastelemalla residuaalikuvioita. Lajimääriä selittäviä ympäristötekijöitä haettiin myös yleistetyillä lineaarisilla malleilla. Sopivaa mallia haettiin askeltavan step-funktion avulla. Valittujen asetusten mukaan yksinkertaisimpaan malliin lisättiin muuttujia kunnes Akaiken informaatiokriteerin (AIC) mukaan sopiva malli löytyi. Sen jälkeen mallin sopivuutta tarkasteltiin residuaalikuvien, Akaiken informaatiokriteerin ja varianssin inflaatiofaktorin (VIF) avulla (Venables ym. 2010). Mikäli saadun mallin joillakin muuttujilla inflaatiofaktorin arvot olivat yli kolmen, poistettiin ne muuttajat ja malli ajettiin uudelleen step-funktion avulla. Näin saatuja malleja verrattiin malliin, joka saatiin monimutkaisimmasta mallista step-funktion avulla rakennettuun yksinkertaisempaan malliin. Sammallajimäärille suvannoissa tehtiin neliöjuurimuunnos, jolloin malli saatiin residuaalikuvien mukaan tyydyttävämmäksi. Mallia kokeiltiin sovittaa sekä poisson-, quasipoisson- ja gamma-virherakenteilla että eri linkki-funktioilla, mutta nämä eivät parantaneet residuaalijakaumia. Myöskään log+1 tai kaksinkertainen neliöjuurimuunnos eivät parantaneet residuaalikuvioita.

### 3. Tulokset

Kolmiulotteisessa skaalauksessa stressiarvot olivat selvästi pienemmät kuin kahdessa ulottuvuudessa (kuva 3). Kaksiulotteinen skaalaus antoi sammalyhteisölle stressiarvoksi 24,68, putkilokasveille 26,58 ja koko lajiaineistolle 26,62. Kolmiulotteisessa skaalauksessa stressiarvot olivat sammalilla 16,01, putkilokasveilla 18,39 ja yhdistetyllä lajiaineistolla 18,29. Neljännen ulottuvuuden lisääminen ordinaatioon ei parantanut stressiarvoa merkittävästi. Kolmannen ulottuvuuden lisääminen oli kuitenkin perusteltua, sillä monet kolmessa ulottuvuudessa merkitsevistä ympäristömuuttujien vaikutuksista eivät ilmenneet kahdessa ulottuvuudessa (taulukko 1). Sammalyhteisöä tarkasteltaessa ympäristövasteet näkyvät jo kahden ulottuvuuden mallissa.



Kuva 3. NMDS-ordinaation stressiarvot eri ulottuvuuksissa.

### 3.1 Yhteisörakenteet ja vasteet ympäristömuuttujiin

Tutkimuspaikat sijaitsivat 2,5–165 metrin korkeudessa merenpinnasta (liite 5). Ravinnekuormitus vaihteli vähäisestä runsaaseen. Tutkitut joet olivat väriltään ruskeavetisiä, mutta vaihtelivat kirkasvetisistä sameisiin jokiin. Alkaliniteettipitoisuudet vaihtelivat 0,04–1,29 mmol/l välillä. Joet olivat pH:ltaan happamia tai neutraaleja. Tutkimuspaikkoja oli lähes luonnontilaisista joista ihmistoiminnan vuoksi merkittävästi muuttuneisiin jokiin. Jokien valuma-alueilla eri maankäyttömuotojen osuudet vaihtelivat, esim. peltojen osuus vaihteli 0–39 % välillä. Pellojen osuus maankäytöstä kasvoi korkeuden laskiessa (liite 6). Pellojen osuus korreloi positiivisesti ravinteiden ja sameuden kanssa. Turvemaiden lisääntyessä valuma-alueella veden väri muuttuu ruskeammaksi.

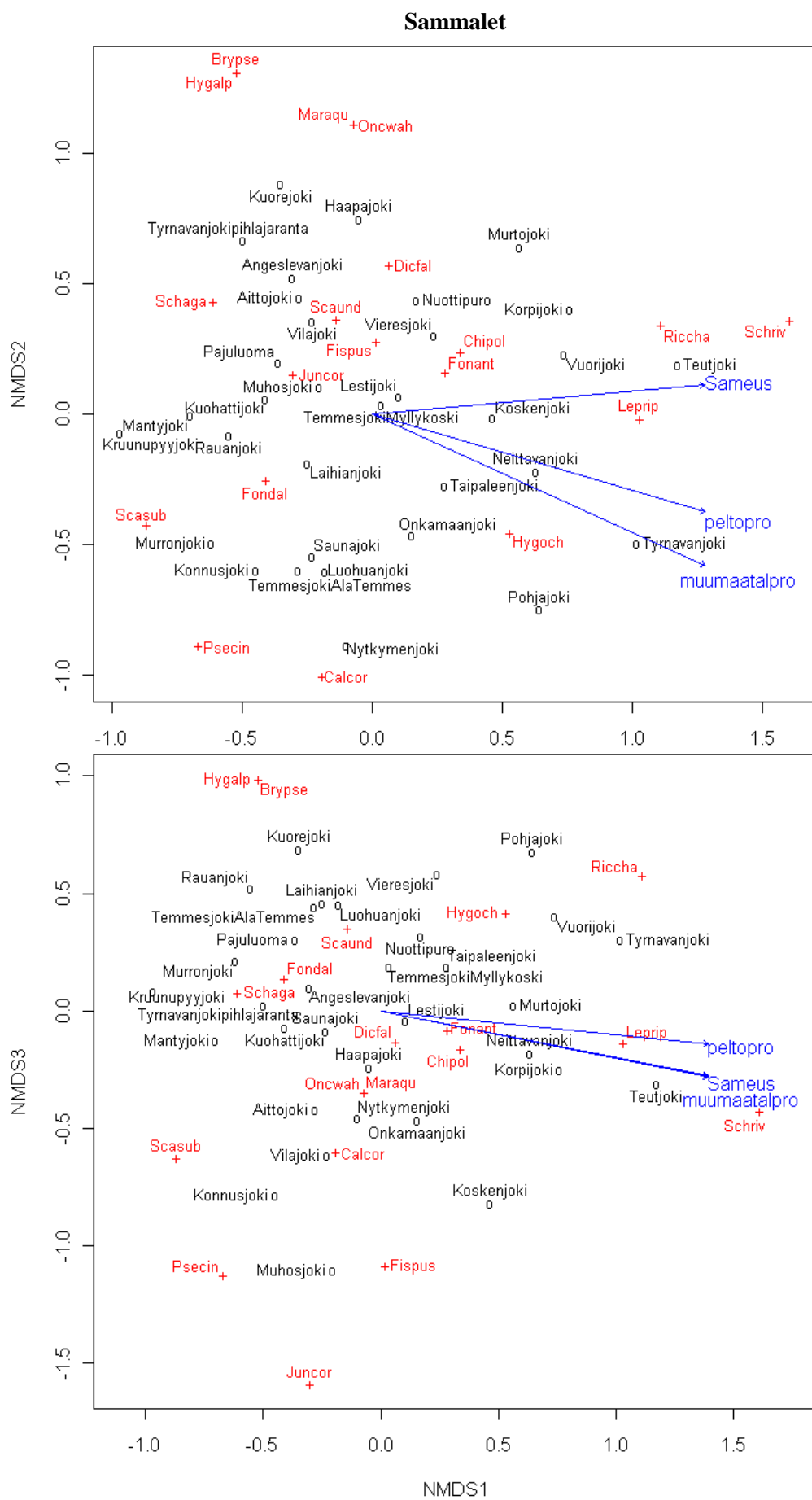
Sammaleiden yhteisökoostumuksen kanssa tilastollisesti merkitsevästi korreloivat valuma-alueen peltojen ja muun maatalouden osuus maankäytöstä sekä veden sameus (taulukko 1). Putkilokasvien yhteisökoostumuksen kanssa korreloivat peltojen, turvealueiden ja harva- puustoisten alueiden (latvuspeittävyys 10–30%) osuus valuma-alueen maankäytöstä, maantieteellinen sijainti pohjois-eteläsuunnassa, korkeus merenpinnasta, ammoniumin, kokonaisfosforin ja kokonaistypen määrä sekä veden lämpötila. Lähes merkitsevästi korreloivia muuttujia olivat metsien ja muun maatalouden osuus valuma-alueen maankäytöstä, fosfaattien määrä, veden sameus ja sähkönjohtavuus. Yhdistetyssä lajiaineistossa samat muuttujat, jotka ovat merkitseviä joko sammalille, putkilokasveille tai molemmille, osoittautuivat merkitseviksi lukuun ottamatta maantieteellistä sijaintia pohjois-eteläsuunnassa, turvealueiden määrää ja veden lämpötilaa. Pinta-ala, metsien määrä, fosfaatti, nitriitti-nitraatti, sähkönjohtavuus ja väri eivät olleet merkitseviä muuttujia, kun tarkasteltiin vain sammal- tai putkilokasviyhteisöjä, mutta yhdistetylle aineistolle ne osoittautuivat merkitseviksi. Valuma-alueen peltojen osuus pinta-alasta korreloi kaikkien yhteisökoostumusten kanssa merkitsevästi.

NMDS-ordinaatiokuvissa on merkitty merkitsevien ympäristömuuttujien asettuminen yhteisökoostumuksen ja paikkojen suhteen (kuvat 4–8). Saukonsammal (*Leptodictyum riparium*) esiintyi sameissa jokivesissä, kun taas virtanäkinsammal oli kirkkaampien vesien laji NMDS-ordinaation mukaan (kuvat 4 ja 5). Putkilokasvit näyttivät ryhmittyvän eniten ravinteiden ja peltojen määrän suhteen ordinaatiokuvissa (kuvat 5 ja 6). Ravinteikkaissa joissa esiintyviä lajeja olivat esimerkiksi pikkulimaska (*Lemna minor*) ja rantapalpakko (*Sparganium emersum*), kun taas ruskoärviä (*Myriophyllum alterniflorum*) ja virtanäkinsammal (*Fontinalis dalecarlica*) esiintyivät karummissa joissa (kuvat 5–8).

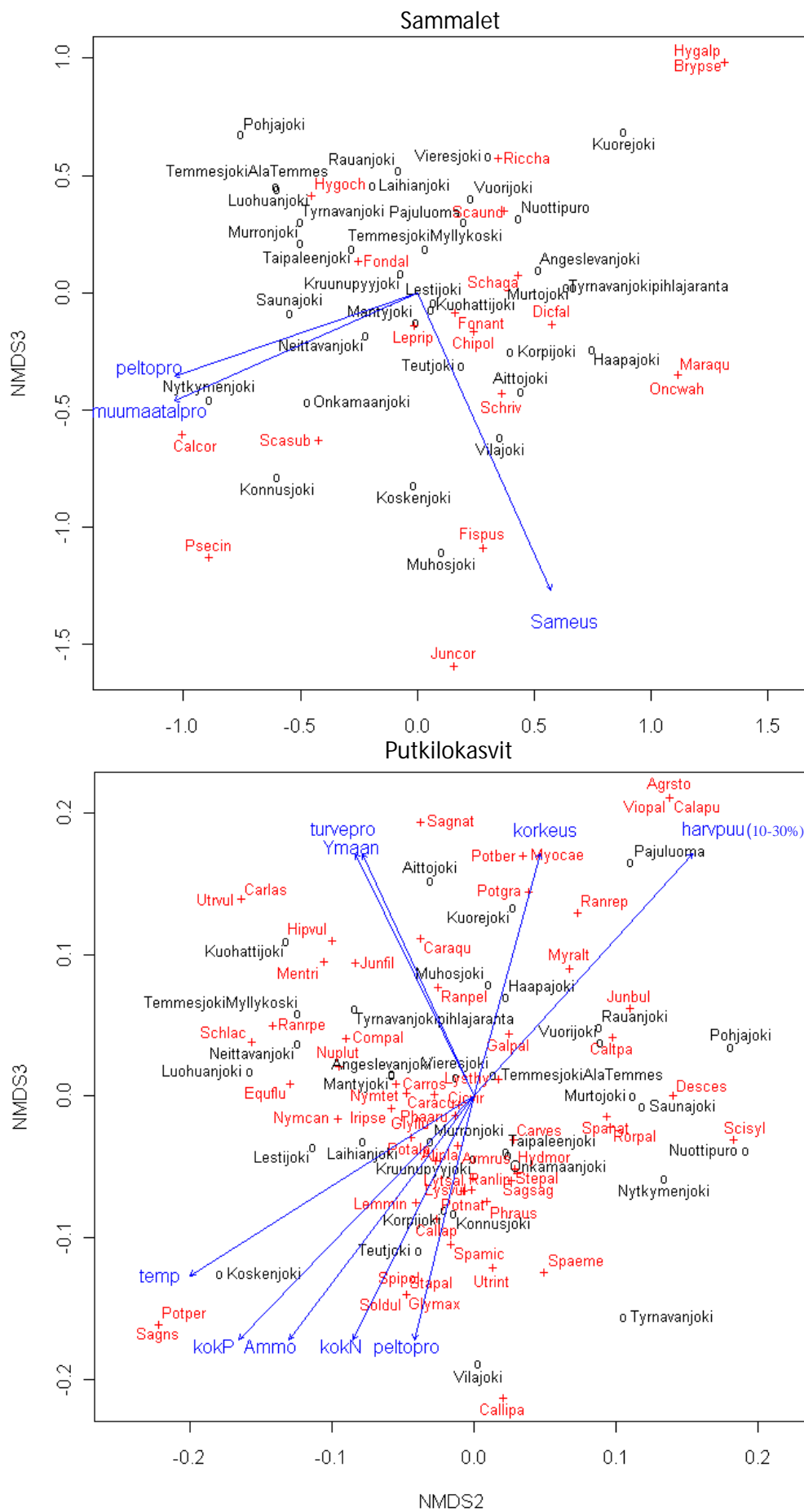
Taulukko 1. Ympäristömuuttujien korrelaatio vesikasviyhteisöjen kanssa.

	2 ulottuvuutta						3 ulottuvuutta					
	Sammalet		Putkilokasvit		Kaikki lajit		Sammalet		Putkilokasvit		Kaikki lajit	
	r <sup>2</sup>	p	r <sup>2</sup>	p	r <sup>2</sup>	p	r <sup>2</sup>	p	r <sup>2</sup>	p	r <sup>2</sup>	p
Y-koordinaatti	0,004	0,930	0,111	0,168	0,134	0,119	0,135	0,256	<b>0,260</b>	<b>0,028 *</b>	0,180	0,124
X-koordinaatti	0,004	0,949	0,005	0,931	0,116	0,164	0,036	0,792	0,047	0,719	0,208	0,099 .
pinta-ala (ha)	0,024	0,709	0,080	0,312	0,052	0,413	0,018	0,912	0,178	0,130	<b>0,254</b>	<b>0,034 *</b>
turvealueet (%)	0,036	0,596	0,048	0,482	0,144	0,088 .	0,090	0,434	<b>0,329</b>	<b>0,014 *</b>	0,241	0,053 .
korkeus (m)	0,042	0,532	0,155	0,071 .	0,010	0,862	0,050	0,704	<b>0,393</b>	<b>0,002 **</b>	<b>0,470</b>	<b>0,001 ***</b>
järvisyys (%)	0,012	0,825	0,045	0,477	0,070	0,361	0,015	0,931	0,107	0,351	0,124	0,277
pellot (%)	<b>0,253</b>	<b>0,009 **</b>	0,067	0,318	0,084	0,273	<b>0,277</b>	<b>0,021 *</b>	<b>0,272</b>	<b>0,026 *</b>	<b>0,550</b>	<b>0,001 ***</b>
laidunmaat (%)	0,021	0,723	0,091	0,212	0,058	0,441	0,056	0,648	0,129	0,227	0,083	0,489
muu maatalous (%)	<b>0,220</b>	<b>0,027 *</b>	0,066	0,329	<b>0,167</b>	<b>0,045 *</b>	<b>0,242</b>	<b>0,046 *</b>	0,192	0,091 .	<b>0,497</b>	<b>0,001 ***</b>
metsät (%)	0,087	0,265	<b>0,199</b>	<b>0,025 *</b>	0,002	0,969	0,086	0,466	0,224	0,053 .	<b>0,266</b>	<b>0,025 *</b>
ojitetut metsät (%)	0,011	0,859	0,029	0,633	0,052	0,456	0,028	0,844	0,062	0,595	0,098	0,374
harva puusto (10–30%), (%)	0,008	0,880	0,091	0,225	0,100	0,188	0,028	0,846	<b>0,349</b>	<b>0,009 **</b>	<b>0,322</b>	<b>0,008 **</b>
harva puusto (<10%), (%)	0,048	0,454	0,016	0,803	0,133	0,133	0,060	0,635	0,092	0,424	0,141	0,218
alkaliniteetti (mmol/l)	0,166	0,066 .	0,074	0,297	0,068	0,350	0,182	0,124	0,078	0,510	0,223	0,055 .
ammonium (µg/l)	0,112	0,167	0,165	0,068 .	0,001	0,992	0,103	0,399	<b>0,235</b>	<b>0,043 *</b>	<b>0,360</b>	<b>0,005 **</b>
fosfaatti (µg/l)	0,130	0,135	0,153	0,085 .	0,012	0,836	0,152	0,214	0,206	0,085 .	<b>0,320</b>	<b>0,011 *</b>
kokonaisfosfori (µg/l)	0,161	0,075 .	<b>0,194</b>	<b>0,038 *</b>	0,006	0,928	0,186	0,124	<b>0,293</b>	<b>0,021 *</b>	<b>0,451</b>	<b>0,002 **</b>
kokonaistyyppi (µg/l)	0,141	0,101	0,118	0,158	0,027	0,693	0,140	0,258	<b>0,278</b>	<b>0,021 *</b>	<b>0,474</b>	<b>0,002 **</b>
lämpötila (°C)	0,029	0,657	0,096	0,206	0,098	0,212	0,069	0,549	<b>0,252</b>	<b>0,041 *</b>	0,111	0,333
nitriitti-nitraatti (µg/l)	0,105	0,195	0,074	0,306	0,059	0,417	0,110	0,348	0,163	0,128	<b>0,354</b>	<b>0,005 **</b>
pH	0,117	0,166	0,061	0,365	<b>0,187</b>	<b>0,046 *</b>	0,155	0,190	0,049	0,695	0,237	0,055 .
sameus (FTU)	<b>0,259</b>	<b>0,002 **</b>	0,165	0,057 .	0,061	0,423	<b>0,280</b>	<b>0,019 *</b>	0,217	0,058 .	<b>0,477</b>	<b>0,001 ***</b>
sähkönjohtavuus (mS/m)	0,042	0,539	0,115	0,147	0,002	0,982	0,065	0,613	0,202	0,080 .	<b>0,315</b>	<b>0,015 *</b>
väri (mg Pt/l)	0,017	0,772	0,068	0,350	0,102	0,195	0,015	0,933	0,109	0,328	<b>0,262</b>	<b>0,034 *</b>
HMS	0,065	0,364	0,025	0,718	0,036	0,569	0,120	0,294	0,075	0,511	0,140	0,228

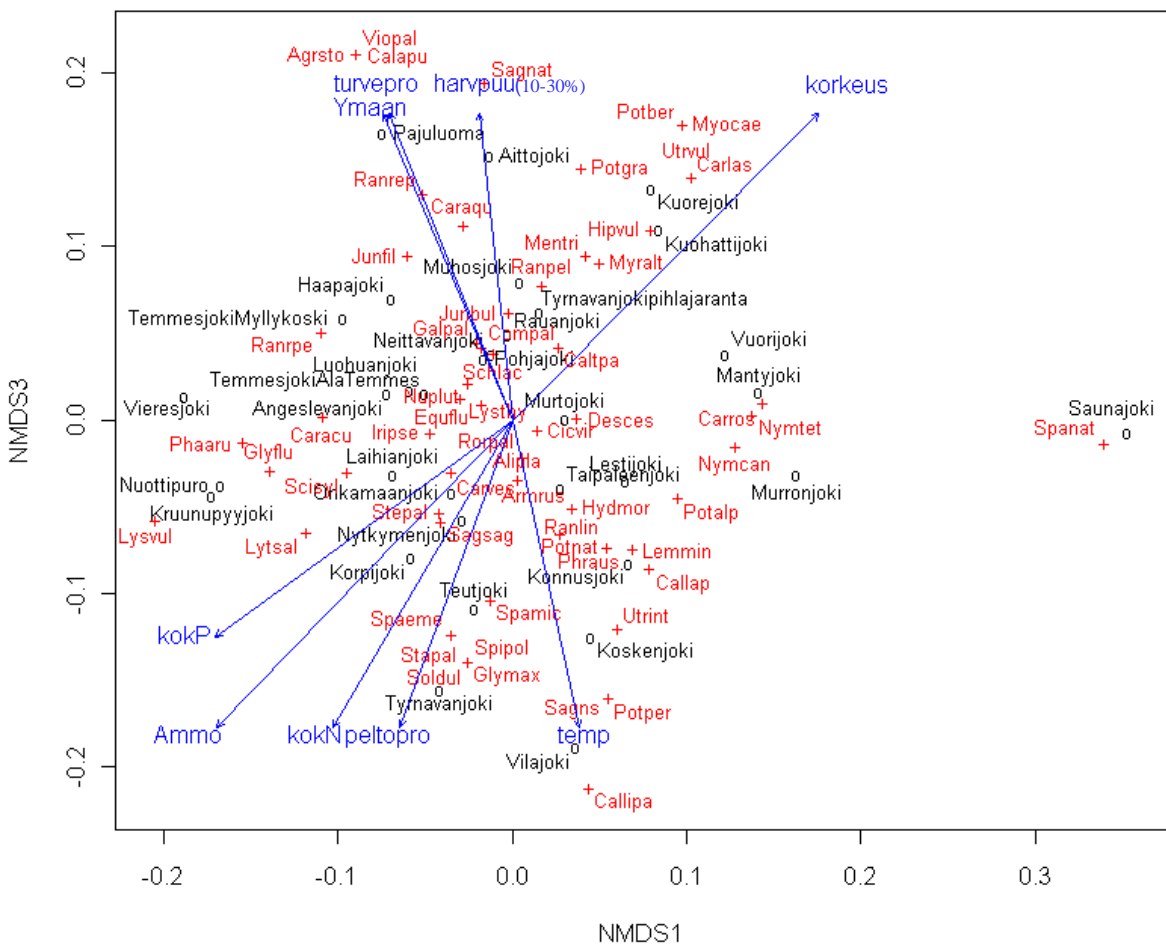
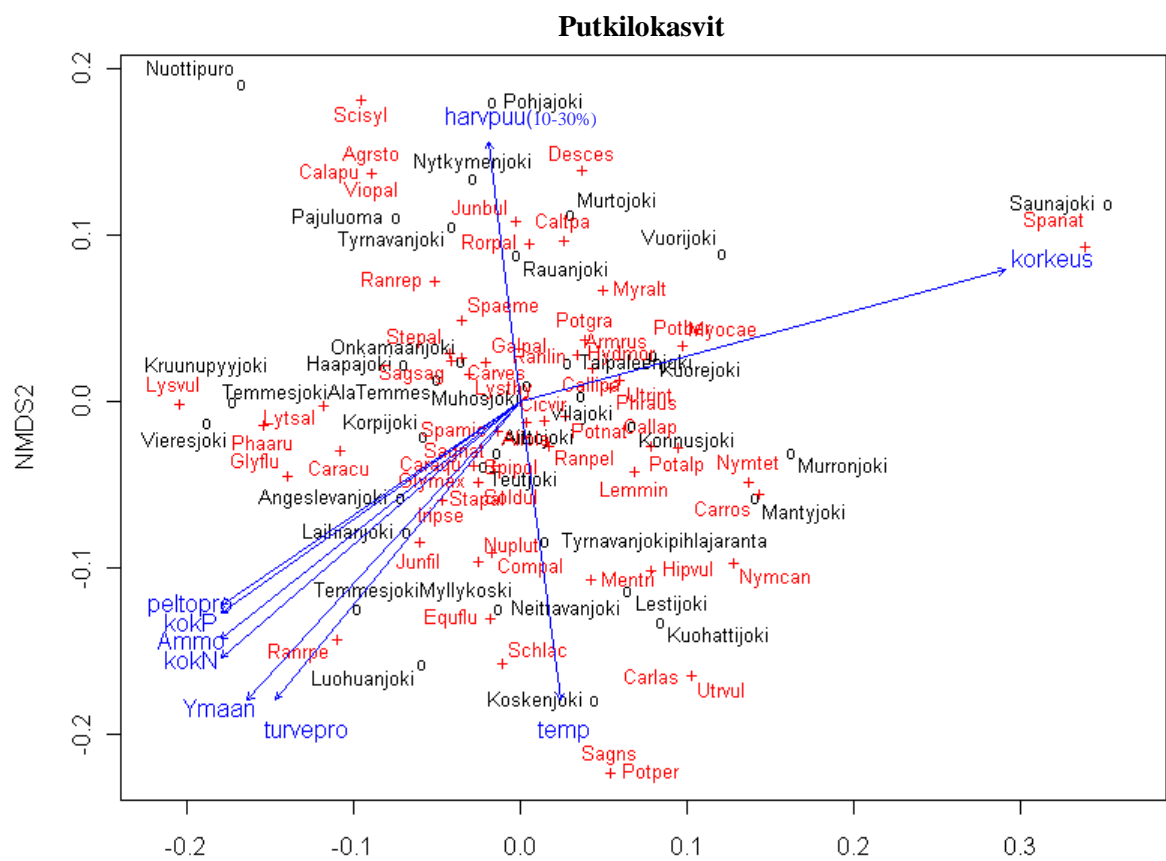
Merkitsevyys-symbolit: 0 '\*\*\*' 0,001 '\*\*' 0,01 '\*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1 , p-arvot perustuvat 1000 permutaatioon.



**Kuva 4. Sammaleten NIMDS-ordinaatiot ulottuvuuksissa 1 ja 2 sekä 1 ja 3.**

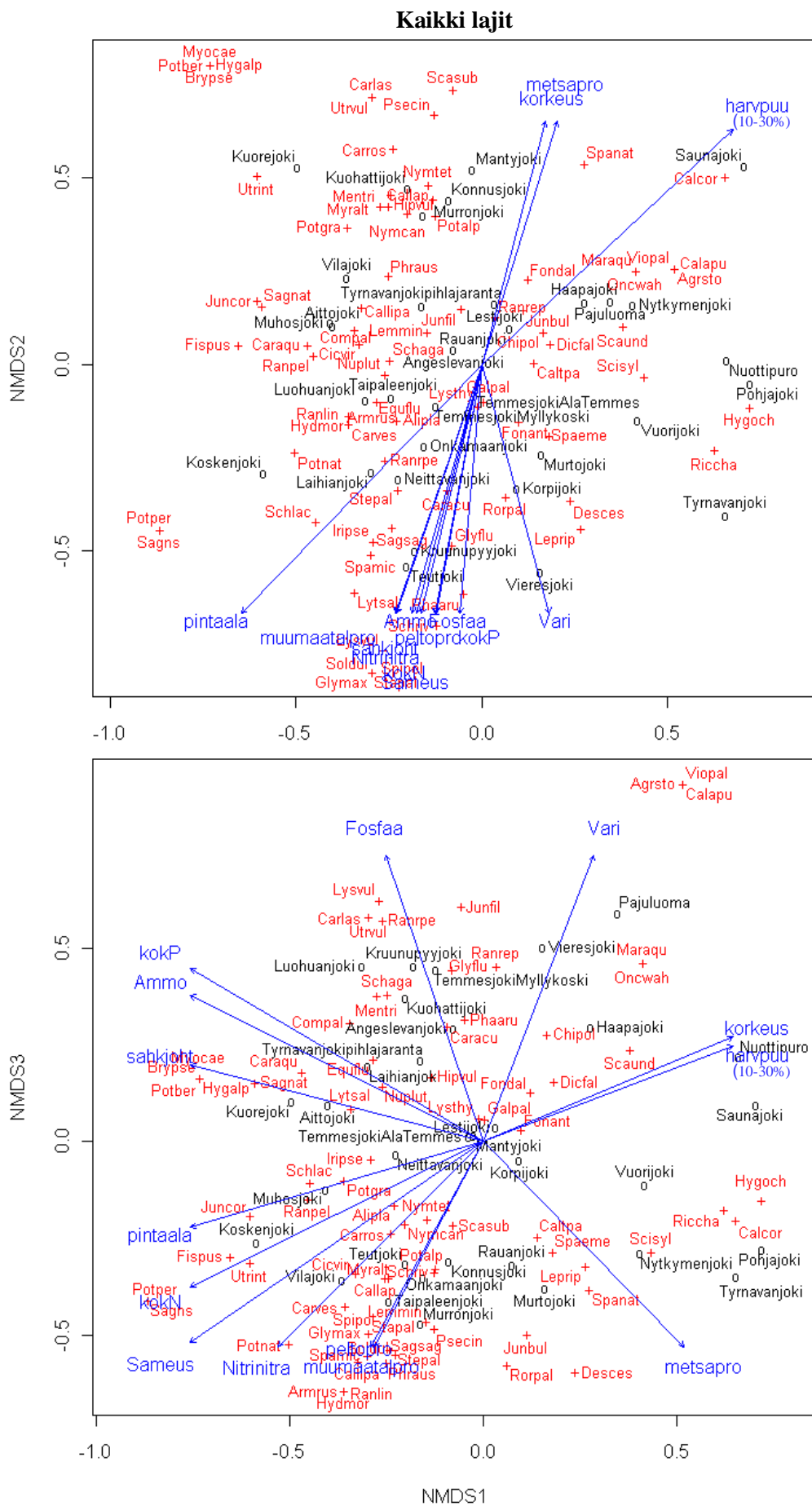


Kuva 5. Sammalten ja putkilokasvien NMDS-ordinaatiot ulottuvuuksissa 2 ja 3.

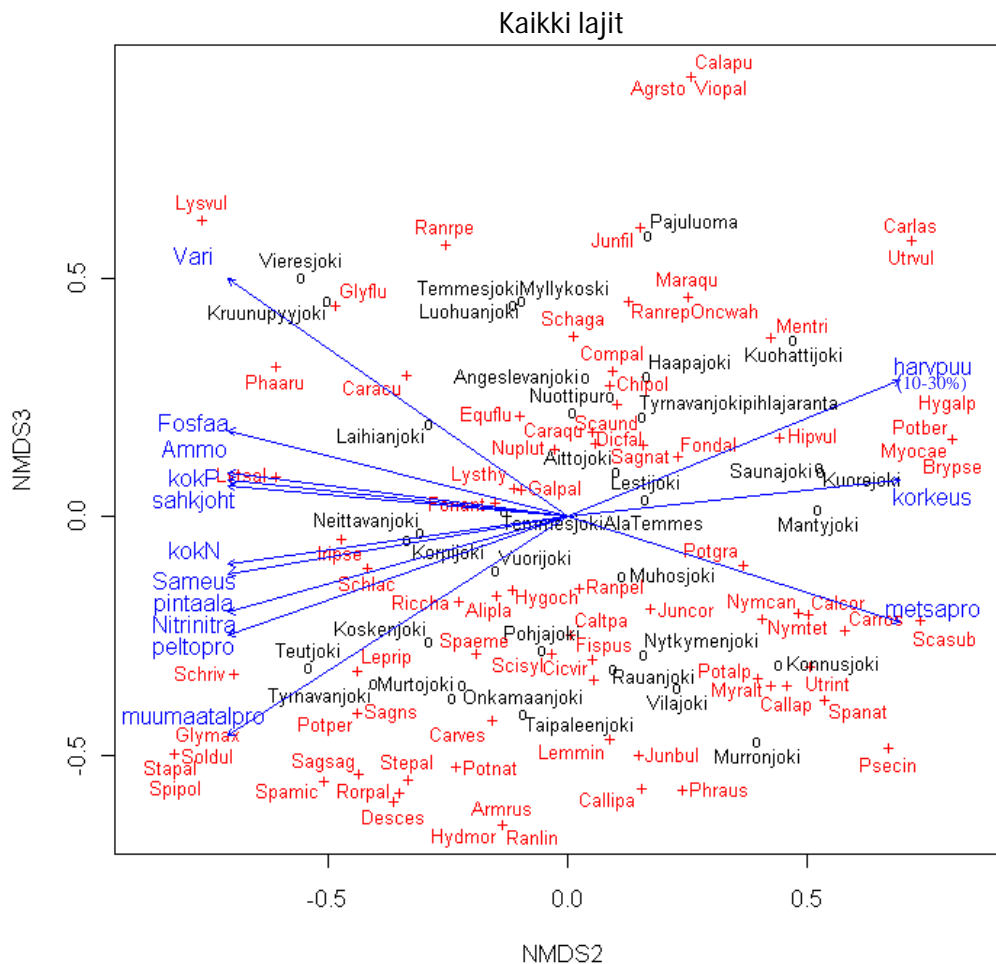


Kuva 6. Putkilokasvien NMDS-ordinaatiot olottuvuuksissa 1 ja 2 sekä 1 ja 3.





Kuva 7. Kaikkien lajien NMDS-ordinaatiot ulottuvuuksissa 1 ja 2 sekä 1 ja 3.



Kuva 8. Kaikkien lajien NMDS-ordinaatio ulottuvuuksissa 2 ja 3.

### 3.2 Yhteisöjen välinen konkordanssi

PROTEST:in mukaan sammal- ja putkilokasviyhteisöjen vaihtelu läheni merkitsevyyttä ( $m^2=0,879$ ;  $p=0,051$ ). Mantelin testissä sammal- ja putkilokasviyhteisöjen konkordanssi oli merkitsevä, mutta heikko ( $r=0,237$ ;  $p=0,003$ ). Sammalyhteisön ja ympäristömuuttujien välillä ei ollut konkordanssia PROTEST:in mukaan ( $p=0,502$ ), kun taas Mantelin testin mukaan se oli heikkoa, mutta merkitsevää ( $r=0,223$ ;  $p=0,036$ ). PROTEST:in mukaan putkilokasvien ja ympäristömuuttujien välillä oli merkitsevä mutta ei vahva konkordanssi ( $m^2=0,806$ ;  $p=0,004$ ), kun taas Mantelin testin mukaan ei ollut ( $p=0,157$ ). PROTEST:in mukaan maantieteellistä sijaintia ( $p=0,999$  ja  $p=0,947$ ) ja HMS-indeksiä ( $p=0,352$  ja  $p=0,157$ ) ei voi ennustaa sammal- ja putkilokasviyhteisöjen vaihtelun pohjalta. Mantelin testin mukaan maantieteellisellä sijainnilla ei ollut konkordanssia sammalien kanssa ( $p=0,467$ ), mutta putkilokasvien kanssa oli hyvin heikosti ( $r=0,175$ ;  $p=0,019$ ). Mantelin testin mukaan sammalilla oli heikko konkordanssi HMS-indeksin kanssa ( $r=0,173$ ;  $p=0,022$ ), kun taas putkilokasveilla sitä ei ollut ( $p=0,298$ ).

### 3.3 Indikaattorilajit

Vesikemian muuttujien suhteen indikaattorilajianalyysissä erottuneet lajit on koottu taulukkoon 2. Kokonaisfosforitasojen suhteen indikaattorilajianalyysissä erottuivat järvikorte (*Equisetum fluviatile*), viiltosara (*Carex acuta*) ja ulpukka (*Nuphar lutea*) toiseksi suurimmassa pitoisuusluokassa. Virtanäkinsammal, pullosara (*Carex rostrata*) ja ruskoärviä olivat runsaimmillaan kokonaisfosforin ja fosfaatin pienimmässä pitoisuusluokassa. Viiltosara erottui fosfaatin toiseksi suurimmassa luokassa. Ruskoärviää ei esiintynyt ollenkaan, jos kokonaisfosforin pitoisuus oli yli 66 µg/l ja fosfaatin yli 23 µg/l. Ammoniumin suhteen pienimmässä pitoisuusluokassa erottui virtanäkinsammal, toiseksi pienimmässä pitoisuusluokassa rentukka (*Caltha palustris*), myrkkyykeiso (*Cicuta virosa*) ja purovita sekä kolmannessa luokassa järvikorte. Virtanäkinsammal oli runsain pienimmässä nitriittinitraattipitoisuusluokassa, ja koukkupurosammal toiseksi pienimmässä luokassa. Virtanäkinsammalta esiintyi kaikissa kokonaistypen pitoisuusluokissa, mutta sen peittävyudet olivat pienempiä suuremmissa pitoisuusluokissa. Järviruokoa (*Phragmites australis*) esiintyi vain kokonaistypen toiseksi pienimmässä pitoisuusluokassa. Myös vehka (*Calla palustris*) oli runsain toiseksi pienimmässä luokassa. Virtanäkinsammal oli yleisin kaikkien ravinnepitoisuuksien pienimmissä luokissa.

Virtanäkinsammal oli runsain alkaliniteetin ollessa alhaisimmillaan. Uistinvitaa (*Potamogeton natans*) esiintyi vain toiseksi suurimmassa alkaliniteettiluokassa. Virtanäkinsammal oli runsaimmillaan veden happamuuden ollessa 5–6, kun taas järvisätkin (*Ranunculus peltatus* ssp. *peltatus*) oli runsain pH:n ollessa lähes 7. Keltakurjenmiekkä (*Iris pseudacorus*) ja uistinvita olivat runsaimmillaan sähkönjohtavuuden toiseksi suurimmassa luokassa. Virtanäkinsammal, purokinnassammal (*Scapania undulata*) ja heinävita (*Potamogeton gramineus*) olivat runsaimmillaan sähkönjohtavuuden ollessa alhaisimmillaan. Pikkupalpakkoa (*Sparganium natans*) esiintyi vain kahdessa pienimmässä sähkönjohtavuusluokassa. Pullosara oli runsain veden värin alhaisimmassa tasoluokassa. Toiseksi alhaisimmassa veden väriluokassa olivat runsaimmillaan ratamosarpio (*Alisma plantago-aquatica*), luhtasara (*Carex vesicaria*) ja ulpukka, joista luhtasaraa esiintyi vain tässä luokassa. Veden sameuden suhteen indikaattorilajianalyysissä erottuivat virtanäkinsammal ja purokinnassammal vähiten sameassa luokassa.

**Taulukko 2. Vesikemian muuttujien indikaattorilajit ja niiden arvot suurimmissa luokissa sekä todennäköisyys saada sama indikaattoriarvo eri ajoissa (merkittävä todennäköisyys  $p < 0,05$ ).**

<b>ympäristömuuttuja</b>	<b>indikaattorilaji</b>	<b>luokka</b>	<b>indikaattoriarvo</b>	<b>p</b>
<b>kokonaisfosfori</b>	virtanäkinsammal	1	0,537	0,007
	pullosara	1	0,398	0,018
	ruskoärvä	1	0,368	0,035
	järvikorte	3	0,671	0,004
	viiltosara	3	0,486	0,048
	ulpukka	3	0,450	0,022
luokat 1=12,0–27,9; 2=27,9–66,5; 3=66,5–99,2; 4=99,2–190,5 ( $\mu\text{g/l}$ )				
<b>fosfaatti</b>	virtanäkinsammal	1	0,545	0,004
	pullosara	1	0,399	0,016
	ruskoärvä	1	0,368	0,043
	viiltosara	3	0,516	0,03
luokat 1=2,0–10,8; 2=10,8–23,0; 3=23,0–52,2; 4=52,2–149,9 ( $\mu\text{g/l}$ )				
<b>kokonaistyyppi</b>	virtanäkinsammal	1	0,483	0,037
	vehka	2	0,524	0,008
	järviruoko	2	0,286	0,045
luokat: 1=329–583; 2=583–847; 3=847–1178; 4=1178–3084 ( $\mu\text{g/l}$ )				
<b>ammonium</b>	virtanäkinsammal	1	0,559	0,004
	rentukka	2	0,513	0,009
	purovita	2	0,432	0,05
	myrkkykeiso	2	0,398	0,036
	järvikorte	3	0,563	0,021
luokat: 1=4,67–15,93; 2=15,93–54,67; 3=54,67–158,00; 4=158,00–839,37 ( $\mu\text{g/l}$ )				
<b>nitriitti-nitraatti</b>	virtanäkinsammal	1	0,557	0,005
	koukkupurosammal	2	0,639	0,004
luokat: 1=5,6–61,9; 2=61,9–201,6; 3=201,6–327,4; 4=327,4–1721,0 ( $\mu\text{g/l}$ )				
<b>alkaliniteetti</b>	virtanäkinsammal	1	0,580	0,003
	uistinvita	3	0,444	0,008
luokat: 1=0,036–0,141; 2=0,141–0,196; 3=0,196–0,309; 4=0,309–1,292 (mmol/l)				
<b>pH</b>	virtanäkinsammal	1	0,528	0,013
	järvisätkin	4	0,485	0,009
luokat: 1=5,39–6,14; 2=6,14–6,42; 3=6,42–6,80; 4=6,80–7,10				
<b>sähkönjohtavuus</b>	purokinnassammal	1	0,615	0,012
	virtanäkinsammal	1	0,526	0,016
	heinävita	1	0,333	0,049
	pikkupalpakko	2	0,395	0,021
	uistinvita	3	0,374	0,024
	keltakurjenmieikka	3	0,364	0,028
luokat: 1=1,67–4,05; 2=4,05–5,99; 3=5,99–10,27; 4=10,27–36,36 (mS/m)				
<b>väri</b>	pullosara	1	0,512	0,007
	ratamosarpio	2	0,541	0,029
	ulpukka	2	0,433	0,033
	luhtasara	2	0,286	0,047
luokat: 1=55,1–147,8; 2=147,8–180,8; 3=180,8–260,3; 4=260,3–346,6 (mg Pt/l)				
<b>sameus</b>	virtanäkinsammal	1	0,524	0,011
	purokinnassammal	1	0,506	0,045
luokat: 1=0,90–3,52; 2=3,52–10,82; 3=10,82–15,95; 4=15,95–62,21 (FTU)				

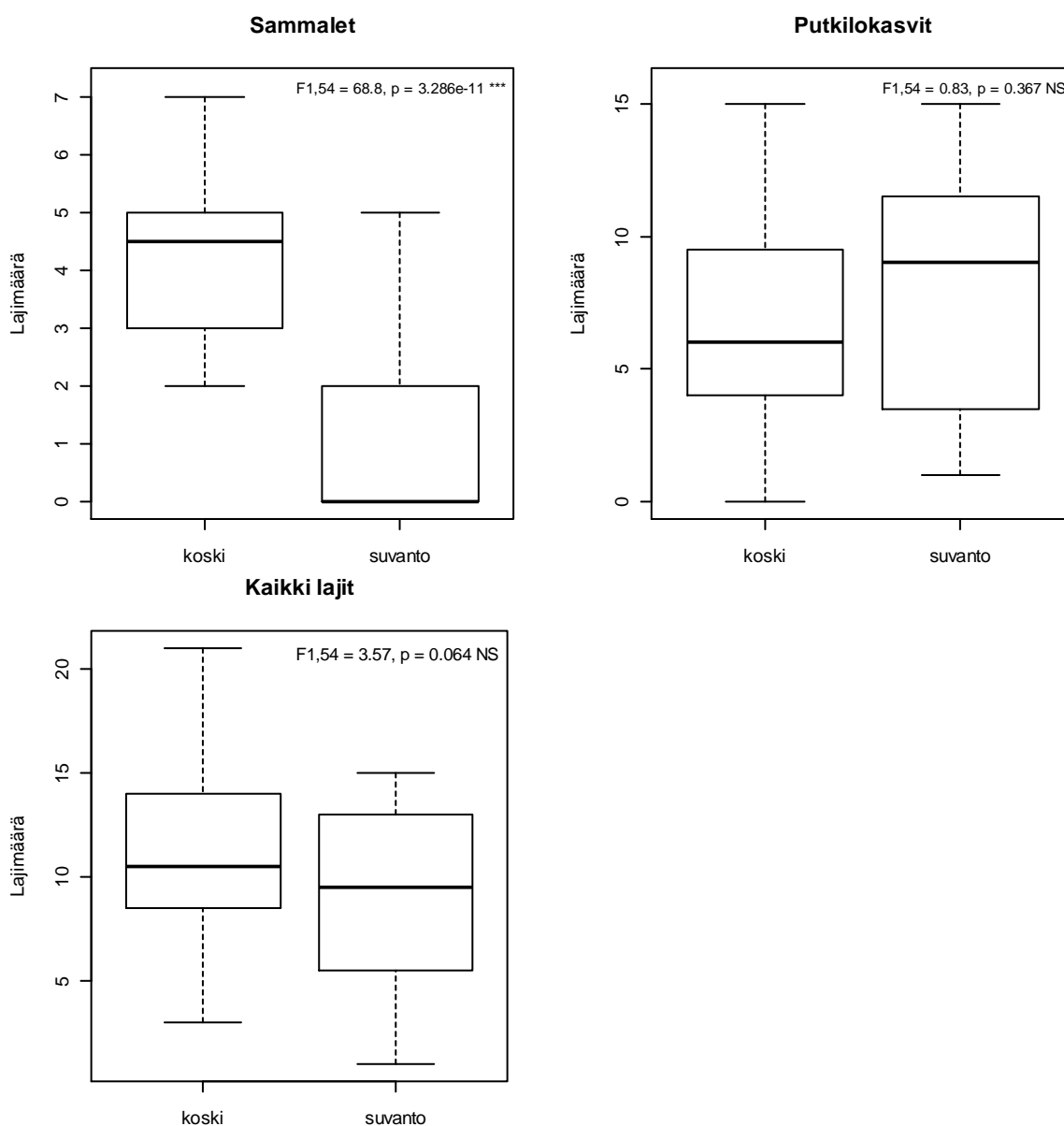
Maankäytön ja ihmistoiminnan voimakkuuden suhteen indikaattorilajianalyysissä erottuneet lajit on koottu taulukkoon 3. Koskipaasisammal (*Schistidium agassizii*) oli runsaimmillaan valuma-alueen metsien määrää kuvaavassa pienimmässä luokassa ja ojasorsimo (*Glyceria fluitans*) metsien osuuden ollessa 49–57 %. Valuma-alueen peltojen määrän suhteen virtanäkingsammal ja purokinnassammal olivat runsaimmillaan luokassa, jossa peltojen osuus maankäytöstä oli alhaisin. Ratamosarpio, myrkkyykeiso, pikkulimaska, rantapalpakko ja ojalpalpakko (*Sparganium microcarpum*) olivat runsaimmillaan joilla, joiden valuma-alueella turvealueiden osuus on pieni. Vesisara (*Carex aquatilis*) ja ulpukka olivat runsaimpia turvealueiden osuuden suhteen suurimmassa luokassa. Ihmistoiminnan voimakkuutta kuvaavan HMS-indeksin suhteen koskisiipisammal (*Fissidens pusillus*) oli yleisin ja runsain luokassa 2, joka kuvaa etupäässä ei muuttunutta elinympäristöä. Jauhivihvilä (*Juncus filiformis*) ja vesikuusi (*Hippuris vulgaris*) olivat runsaimmillaan luokassa 4, joka kuvaa merkittävästi muuttuneita ympäristöjä.

**Taulukko 3. Maankäyttöä ja ihmistoiminnan vaikutusta kuvaavat indikaattorilajit ja niiden arvot suurimmissa luokissa sekä todennäköisyys saada sama indikaattoriarvo eri ajoissa (merkitsevä todennäköisyys  $p < 0,05$ ).**

ympäristömuuttuja	indikaattorilaji	luokka	indikaattoriarvo	p
<b>metsien osuus maankäytöstä</b>	koskipaasisammal	1	0,380	0,034
	ojasorsimo	2	0,429	0,039
luokat: 1=35,3–48,8; 2=48,8–57,3; 3=57,3–62,1; 4=62,1–77,1 (%)				
<b>peltojen osuus maankäytöstä</b>	purokinnassammal	1	0,632	0,007
	virtanäkingsammal	1	0,482	0,04
luokat: 1=0,00–1,09; 2=1,09–6,19; 3=6,19–9,70; 4=9,70–38,90 (%)				
<b>turvemaiden osuus maankäytöstä</b>	ratamosarpio	1	0,645	0,004
	rantapalpakko	1	0,481	0,019
	myrkkyykeiso	1	0,399	0,044
	pikkulimaska	1	0,399	0,021
	ojalpalpakko	1	0,375	0,033
	vesisara	4	0,545	0,003
	ulpukka	4	0,417	0,048
luokat: 1=3,18–27,45; 2=27,45–35,72; 3=35,72–48,69; 4=48,69–67,81 (%)				
<b>HMS</b>	koskisiipisammal	2	0,413	0,048
	vesikuusi	4	0,652	0,006
	jauhivihvilä	4	0,556	0,014
luokat: 1=0–2, 2=3–8, 3=9–20, 4=21–44				

### 3.4 Lajimäärät ja yhteisöt eri elinympäristöissä

Sammalilla lajimäärät erosivat koskien ja suvantojen välillä erittäin merkitsevästi (kuva 9). Sammallajeja esiintyi koskissa enemmän kuin suvannoissa. Putkilokasveilla keskimääräinen lajimäärä oli hieman suurempi suvannoissa kuin koskissa, mutta ero ei ollut merkitsevä. Vaikka koskissa esiintyi enemmän lajeja, koskien ja suvantojen välillä ei ollut merkitsevää eroa kokonaislajimäärissä. Kaikkiaan lajeja oli 80, joista koskissa esiintyi 66 lajia (48 putkilokasvilajia ja 18 sammallajia) ja suvannoissa 61 lajia (51 putkilokasvilajia ja 10 sammallajia). Virtanäkingsammal oli sammalista peittävin laji ja ulpukka putkilokasveista. Yleisin laji oli terttualpi (*Lysimachia thyrsoflora*), jota esiintyi kahta jokea lukuun ottamatta kaikilla paikoilla. Toiseksi yleisin laji oli virtanäkingsammal, jota esiintyi 30 paikalla.



Kuva 9. Sammalten ja putkilokasvien lajimäärät suvanto- ja koskihabeiteissa.

Sammalilla lajimäärän vaihtelua selitti paikan korkeus merenpinnasta (taulukko 4). Sammalleiden lajimäärään koskessa vaikuttivat paikan sijainti itä-länsisuunnassa, ihmistoiminnan vaikutus (HMS) ja pH. Suvannossa sitä selittivät veden lämpötila ja harvapuustoisten alueiden (latvuspeittävyys 10–30%) osuus valuma-alueen pinta-alasta. Sammalten ja putkilokasvien lajimäärät eivät korreloineet keskenään merkitsevästi ( $p=0,36$ ).

Putkilokasveilla lajimäärään vaikuttivat muun maatalouden määrä valuma-alueella, valuma-alueen pinta-alan koko ja veden väri, kun suvantojen ja koskien aineistot yhdistettiin (taulukko 5). Kun lajimääriä selittäviä ympäristötekijöitä tarkasteltiin erikseen eri elinympäristöissä, alkaliniteetti selitti putkilokasvien lajimäärän vaihtelua koskissa, ja muun maatalouden ja järvien määrä valuma-alueella selittivät putkilokasvien lajimäärää suvannoissa.

Kokonaislajimäärään vaikuttivat valuma-alueen pinta-ala ja maantieteellinen sijainti pohjois-eteläsuunnassa (taulukko 6). Kokonaislajimäärää koskessa selittivät valuma-alueen pinta-alan koko ja veden sameus, kun taas suvannossa sitä selittivät nitriitti-nitraatin määrä, paikan sijainti itä-länsisuunnassa ja valuma-alueen koko.

**Taulukko 4. Sammalten lajimäärän vaihteluita selittävät ympäristömuuttujat ( $p<0,05$ ).**

<b>Sammalten lajimäärät jokijaksoilla</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	3,354	0,466	7,193	4,36e-08 ***
korkeus (m)	0,012	0,005	2,382	0,024 *
<b>Sammalten lajimäärät suvannoissa</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	-2,928	0,985	-2,973	0,007 **
ojitetut metsät (%)	0,018	0,013	1,362	0,186
veden lämpötila (°C)	0,283	0,092	3,080	0,005 **
harvapuustoiset, latvus 10–30%, (%)	0,525	0,224	2,345	0,028 *
pinta-ala (ha)	-0,00001	0,000006	-1,693	0,104
<b>Sammalten lajimäärät koskissa</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	-25,7	9,655	-2,662	0,015 *
X-koordinaatti	0,00001	0,000003	3,606	0,002 **
HMS	-0,12	0,037	-3,214	0,004 **
pH	-1,492	0,605	-2,465	0,023 *
harvapuustoiset, latvus 10–30%, (%)	-0,769	0,399	-1,927	0,068 .
järvet (%)	0,096	0,052	1,843	0,080 .
kokonaisfosfori (µg/l)	0,012	0,007	1,867	0,077 .
korkeus (m)	0,007	0,006	1,233	0,232
Merkitsevyys-symbolit: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1				

**Taulukko 5. Putkilokasvien lajimäärän vaihteluita selittävät ympäristömuuttujat (p<0,05).**

<b>Putkilokasvien lajimäärät jokijaksoilla</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	10,68	2,527	4,227	0,0002***
muu maatalous (%)	3,229	1,264	2,554	0,016 *
pinta-ala (ha)	0,00008	0,00004	2,327	0,027 *
väri (mg Pt/l)	-0,023	0,011	-2,156	0,040 *
<b>Putkilokasvien lajimäärät suvannoissa</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	4,573	1,268	3,608	0,001 **
muu maatalous (%)	3,393	1,216	2,792	0,009 **
järvet (%)	0,314	0,149	2,106	0,045 *
<b>Putkilokasvien lajimäärät koskissa</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	6,837	2,933	2,331	0,029 *
pinta-ala (ha)	0,00005	0,00003	1,647	0,114
laidunmaat (%)	6,679	3,301	2,023	0,055 .
järvet (%)	0,201	0,151	1,333	0,196
alkaliniteetti (mmol/l)	5,621	2,520	2,230	0,036 *
harvapuustoiset, latvus <10%, (%)	-1,466	0,829	-1,768	0,091 .
Merkitsevyys-symbolit: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1				

**Taulukko 6. Kokonaislajimäärän vaihteluita selittävät ympäristömuuttujat (p<0,05).**

<b>Kokonaislajimäärät jokijaksoilla</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	146,4	45,86	3,193	0,003 **
pinta-ala (ha)	0,0001	0,00004	2,923	0,007 **
Y-koordinaatti	-0,00002	0,000007	-2,943	0,006 **
laidunmaat (%)	9,622	4,721	2,038	0,051 .
<b>Kokonaislajimäärät suvannoissa</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	-78,52	25,48	-3,082	0,005 **
X-koordinaatti	0,00002	0,000007	3,363	0,003 **
nitriitti-nitraatti (µg/l)	0,004	0,002	2,646	0,014 *
pinta-ala (ha)	0,00006	0,00003	2,199	0,038 *
<b>Kokonaislajimäärät koskissa</b>				
<b>termi</b>	<b>estimaatti</b>	<b>keskivirhe</b>	<b>t-arvo</b>	<b>p-arvo</b>
<i>vakio</i>	-27,05	29,95	-0,903	0,376
väri (mg Pt/l)	-0,017	0,011	-1,537	0,139
pinta-ala (ha)	0,00007	0,00003	2,104	0,047 *
sameus (FTU)	0,135	0,064	2,104	0,047 *
X-koordinaatti	0,00001	0,000008	1,450	0,161
harvapuustoiset, latvus <10%, (%)	-1,214	0,927	-1,309	0,204
Merkitsevyys-symbolit: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1				



PROTEST:in mukaan suvanto- ja koskihabitaattien vesikasviyhteisöjen välillä ei ollut konkordanssia ( $m^2 = 0,865$ ;  $p = 0,087$ ), kun taas Mantelin testin mukaan yhteisöjen vaihtelu oli merkitsevästi samankaltaista, mutta heikkoa ( $r = 0,208$ ;  $p = 0,02$ ).

Suvannossa lajiyhteisöjen kanssa korreloivat ympäristömuuttujista valuma-alueen pinta-ala, näytepaikan korkeus merenpinnasta, peltojen, muun maatalouden ja harvapuustoisten (latvuspeittävyys 10–30%) alueiden osuus valuma-alueen maankäytöstä sekä kokonaistypen määrä (taulukko 7). Koskien vesikasviyhteisöt korreloivat näytepaikan korkeuden, peltojen osuuden, veden sameuden ja sähkönjohtavuuden, alkaliniteetin, ammoniumin, kokonaisfosforin, kokonaistypen sekä nitriitti-nitraatin määrän kanssa.

**Taulukko 7. Ympäristömuuttujien ja vesikasvien korrelaatiot koski- ja suvantohabitaateissa.**

	Suvanto		Koski	
	r <sup>2</sup>	p	r <sup>2</sup>	p
Y-koordinaatti	0,067	0,630	0,189	0,152
X-koordinaatti	0,153	0,275	0,141	0,317
pinta-ala (ha)	<b>0,277</b>	<b>0,047 *</b>	0,139	0,301
turvealueet (%)	0,112	0,430	0,071	0,630
korkeus (m)	<b>0,402</b>	<b>0,007 **</b>	<b>0,388</b>	<b>0,005 **</b>
järvet (%)	0,061	0,667	0,087	0,552
pellot (%)	<b>0,320</b>	<b>0,023 *</b>	<b>0,401</b>	<b>0,005 **</b>
laidunmaat (%)	0,028	0,856	0,225	0,093 .
muu maatalous (%)	<b>0,402</b>	<b>0,005 **</b>	0,214	0,125
metsät (%)	0,149	0,283	0,267	0,051 .
ojitetut metsät (%)	0,189	0,166	0,055	0,717
harvapuustoiset, latvus 10–30%, (%)	<b>0,310</b>	<b>0,026 *</b>	0,195	0,141
harvapuustoiset, latvus <10%, (%)	0,017	0,951	0,108	0,431
alkaliniteetti (mmol/l)	0,256	0,055 .	<b>0,286</b>	<b>0,042 *</b>
ammonium (µg/l)	0,171	0,190	<b>0,349</b>	<b>0,010 **</b>
fosfaatti (µg/l)	0,223	0,095 .	0,189	0,133
kokonaisfosfori (µg/l)	0,247	0,065 .	<b>0,304</b>	<b>0,023 *</b>
kokonaistyyppi (µg/l)	<b>0,301</b>	<b>0,030 *</b>	<b>0,452</b>	<b>0,002 **</b>
veden lämpötila (°C)	0,136	0,313	0,112	0,412
nitriitti-nitraatti (µg/l)	0,273	0,055 .	<b>0,345</b>	<b>0,013 *</b>
pH	0,255	0,068 .	0,233	0,074 .
sameus (FTU)	0,198	0,134	<b>0,409</b>	<b>0,002 **</b>
sähkönjohtavuus (mS/m)	0,227	0,095 .	<b>0,333</b>	<b>0,012 *</b>
väri (mg Pt/l)	0,037	0,819	0,051	0,747
HMS	0,159	0,247	0,072	0,606

Merkitsevyys-symbolit: 0 '\*\*\*' 0,001 '\*\*' 0,01 '\*' 0,05 '.' 0,1 '.' 1  
P-arvot perustuvat 1000 permutaatioon.

## 4. Pohdinta

### 4.1 Yhteisörakenteet ja vasteet ympäristömuuttujiin

Tässä tutkielmassa sammalyhteisöt eivät korreloineet merkittävästi ravinteiden kanssa (Scarlett & O'Hare 2006), kun taas putkilokasvit korreloivat ammoniumin, kokonaisfosforin ja -typen määrän kanssa. Hering ym. (2006) tutkimuksessa vesikasveilla oli voimakkaampi vaste ravinteisiin kuin maankäyttöön. Tässä tutkielmassa peltojen ja muun maatalouden osuus valuma-alueen maankäytöstä vaikuttivat sammalyhteisöjen rakenteeseen, mutta ravinteilla ei ollut merkittävää vaikutusta. Peltojen osuus maankäytöstä kasvoi korkeuden laskiessa (liite 6), jolloin sammalten lajimäärä yleensä vähenee, mikä voi johtua habitaatin muuttumisesta (Baattrup-Pedersen ym. 2006). Toisaalta peltojen määrä korreloi positiivisesti ravinteiden määrän kanssa, mikä on todettu myös muissa tutkimuksissa (Allan 2004). Vanderpoorten ja Palm (1998) totesivat vesisammalyhteisöjen rakenteen heijastavan pidempiaikaisia ravinnetasojta, jolloin ne eivät välttämättä korreloi lyhytaikaisten mittausten kanssa. Tässä aineistossa joissakin joissa vesikemian tiedot olivat lyhyeltä ajalta, mikä on voinut vaikuttaa tuloksiin, jos näillä joilla ravinnepitoisuudet ovat viime vuosina laskeneet. On myös huomattava että tutkimusaineisto koostuu jo melko pitkään ihmisvaikutuksen piirissä olleista kuormitetuista jokisysteemeistä. Maatalouden määrä valuma-alueella vaikuttaa sammalten yhteisökoostumukseen myös veden sameuden kautta, sillä peltojen määrän ja veden sameuden välillä oli positiivinen korrelaatio (liite 6). Myös Allanin (2004) mukaan maatalous voi lisätä veden sameutta. Veden sameus vaikuttaa enemmän upoksissa olevien lajien kuten näkinsammalten (*Fontinalis*), hetealvesammalten (*Chiloscyphus polyanthos*) ja saukonsammalten esiintymiseen, kuin vedenvaihteluvyöhykkeessä kasvavien sammalten kuten luhtakuirisammalten (*Calliergon cordifolium*), koskikoukkusammalten (*Dichelyma falcatum*) ja koskipaasisammalten esiintymiseen (kuvat 4 ja 5).

Putkilokasvien yhteisökoostumuksen kanssa korreloivat maantieteellinen sijainti pohjois-eteläsuunnassa, korkeus merenpinnasta, maankäyttö ja ravinteiden määrä sekä veden lämpötila. NMDS-ordinaatiossa putkilokasvit näyttivät ryhmittyvän selvimmin ravinteiden ja peltojen osuuden suhteen (kuvat 5 ja 6). Rehevöitymiselle herkät lajit esiintyivät joilla, joiden valuma-alueilla on vähän peltoja ja joen ravinnepitoisuudet ovat alhaisia. Kun taas rehevöitymistä sietävät lajit (monet ilmaversoiset ja kelluslehtiset) esiintyivät intensiivisen maatalouden kuormittamilla joilla. Demars ja Harper (2005) ovat ehdottaneet, että putkilokasvien

yhteisökoostumukseen kuitenkin vaikuttaisi enemmän lajien leviämiskyky ja siihen vaikuttavat tekijät kuin paikalliset ympäristömuuttajat. Sammal- ja putkilokasviyhteisöt reagoivat osittain eri ympäristömuuttajiin, minkä ovat todenneet myös Thiebaut ym. (2002).

Tämän tutkielman tulosten mukaan vesikasviyhteisöjen rakenteeseen vaikuttivat veden fosfori- ja typpipitoisuudet (Onaindia ym. 2005, Szoszkiewicz ym. 2006, Bornette & Puijalon 2011, mutta vrt. Demars & Harper 2005), valuma-alueen pinta-ala, paikan korkeus merenpinnasta (vrt. Dodkins ym. 2005), maankäyttö (Hrivnák ym. 2007, Szoszkiewicz ym. 2006, Szoszkiewicz ym. 2010), veden sameus, väri (Sculthorpe 1967) ja sähkönjohtavuus (Hrivnák ym. 2007). Vesikasviyhteisöillä oli vahvin korrelaatio valuma-alueen peltojen osuuden kanssa. Peltojen määrä korreloi negatiivisesti korkeuden kanssa (kuvat 7–8). Joen profiilin muuttuminen korkeuden myötä voi vaikuttaa yhteisörakenteeseen (Baatrup-Pedersen ym. 2006). Maankäytön etenkin maatalouden on todettu vaikuttavan vesikasviyhteisöihin muun muassa jokeen valuvien ravinteiden kautta (Allan 2004, Hrivnák ym. 2007). Uposkasvit muun muassa virtanäkingsammal ja ruskoärviä näyttäisivät olevan herkempiä rehevöitymiselle kuin ilmaversoiset ja kelluslehtiset (kuvat 7 ja 8).

Tässä tutkielmassa ei tutkittu veden virtauksen ja korkeuden tai pohjan rakenteen vaikutusta vesikasvien yhteisörakenteeseen. Ne voivat kuitenkin vaikuttaa jokivesikasviyhteisöihin enemmän kuin tässä tutkitut ympäristömuuttajat (esim. Muotka & Virtanen 1995, Vanderpoorten & Klein 1999, Franklin ym. 2008, Bornette & Puijalon 2011).

#### **4.2 Yhteisöjen välinen konkordanssi**

Sammal- ja putkilokasviyhteisöjen välillä ei ollut merkitsevää konkordanssia PROTEST:in mukaan, kun taas Mantelin testin mukaan konkordanssi oli merkitsevää, mutta heikkoa. PROTEST ja Mantelin testi antoivat toisistaan poikkeavia tuloksia, mikä on havaittu myös aikaisemmissa tutkimuksissa (Jackson 1995, Peres-Neto & Jackson 2001). Koska sammal- ja putkilokasviyhteisöt reagoivat osittain eri ympäristömuuttajiin, eikä niiden välillä ollut selkeää konkordanssia, suosittelen käyttämään molempia vesikasviryhmii jokien tilan tutkimisessa. Useissa tutkimuksissa on todettu, että eri biologisten ryhmien käyttö toistensa korvikkeina vesistöjen tilan arvioinnissa on rajallista konkordanssista huolimatta, jos ne reagoivat eri ympäristömuuttajiin (Grenouillet ym. 2008, Mykrä ym. 2008, Virtanen ym. 2009, Heino 2010).

### 4.3 Indikaattorilajit

Indikaattorilajianalyysin ja NMDS-ordinaation mukaan virtanäkingsammal oli runsaimmillaan vähäravinteisissa ja kirkkaissa joissa. Virtanäkingsammal sopii rehevöitymisen indikaattoriksi, kun huomioidaan lajien runsaudet esiintymisen lisäksi. Sitä esiintyi melkein kaikilla joilla, joten pelkän esiintymistiedon perusteella voidaan tehdä harhaanjohtavia päätelmiä. Szoszkiewicz ym. (2006) mukaan virtanäkingsammal sietää rehevöitymistä erittäin huonosti.

Ruskoärviä voi indikoida karuja jokia (Szoszkiewicz ym. 2006). Tässä tutkielmassa ruskoärviä ei esiintynyt ollenkaan, jos kokonaisfosforin pitoisuus oli yli 47 µg/l ja fosfaatin yli 18 µg/l (liitteet 2 ja 4). Ruskoärviän puuttuminen joelta ei indikoi välttämättä rehevöitymistä, sillä lajin esiintymiseen voi vaikuttaa myös muut tekijät, joten pelkästään sen poissaolon perusteella ei voida sanoa, että joki olisi rehevöitynyt (Schaumburg ym. 2004). Ruskoärviän häviäminen tai väheneminen voi kuitenkin indikoida rehevöitymistä.

Purovitaa (Boedeltje ym. 2005, Dawson ym. 1999) ja koukkupurosammalta (Dawson ym. 1999, Demars & Edwards 2009) pidetään kohtalaisen huonosti ravinnekuormitusta sietävinä, mitä tukevat indikaattorilajianalyysin tulokset typpipitoisuuksien suhteen. NMDS-tulosten mukaan purovidan esiintymiseen voi kuitenkin vaikuttaa enemmän veden väri.

Pullosara erottui indikaattorilajianalyysissä fosforipitoisuuksien suhteen pienimmässä luokissa ruskoärviän ja virtanäkingsammalen kanssa. Muiden tutkimusten mukaan pullosara sietää kuitenkin hieman paremmin ravinnekuormitusta kuin ruskoärviä ja virtanäkingsammal (Szoszkiewicz ym. 2006, Dawson ym. 1999). NMDS-ordinaation perusteella pullosaran esiintymiseen voivat vaikuttaa enemmän muut tekijät kuin ravinnepitoisuus (kuvat 5 ja 6). Schaumburgin ym. (2004) mukaan uposkasvit sopivat ilmaversoisia paremmin joen tilan heikkenemisen arviointiin, sillä ilmaversoisten luonnollinen vaihtelu on suurta.

Järvikorte, viiltosara ja ulpukka sietävät hyvin rehevöitymistä (Szoszkiewicz ym. 2006, Dawson ym. 1999), ja ne erottuivat kokonaisfosforitasojen suhteen indikaattorilajianalyysissä toiseksi suurimmassa pitoisuusluokassa.

Virtanäkingsammal indikoi alhaista pH:ta ja vähäistä alkaliniteettia sekä sähkönjohtavuutta. Tässä tutkimuksessa uistinviita indikoi kohtalaista alkaliniteettia (0,2–0,3 mmol/l). Riisin ym. (2000) mukaan uistinviita indikoi alhaista alkaliniteettipitoisuutta (0,26–0,98 meq l<sup>-1</sup>). He

eivät kyenneet kuitenkaan erottamaan alkaliniteetin vaikutusta muista korreloivista tekijöistä kuten kasvualustan laadusta (Riis ym. 2000). Järvisätkin indikoi neutraaleja jokivesiä (pH 7), kuten myös Demars ja Edwards (2009) ovat havainneet.

Indikaattorilajianalyysin mukaan veden väriä ja turvealueiden osuutta indikoivat vain ilma-versoiset ja kelluslehtiset, joiden kasvua vedenalainen valon määrä ei rajoita samalla tavalla kuin uposkasvien (Bini ym. 1999), joten tulokset eivät vaikuta luotettavilta alhaisten määrien kohdalla. Turvealueiden määrä ja veden väri korreloivat keskenään positiivisesti (liite 6). Virtänäkinsammal on kirkkaiden vesien laji NMDS-ordinaation ja indikaattorilajianalyysin mukaan (Koponen ym. 1995, Ulvinen ym. 2002). NMDS-ordinaation mukaan kohtalaisen sameissa vesissä esiintyvät isonäkinsammal (*Fontinalis antipyretica*) ja hetealvesammal sekä sameissa vesissä saukonsammal.

Virtänäkinsammal ja purokinnassammal olivat runsaimmillaan alueilla, joilla maataloutta oli vähän, mikä voi johtua siitä, että ainakin virtänäkinsammal suosii kirkkaita ja vähäravinteisia vesiä (Ulvinen ym. 2002, Szoszkiewicz ym. 2006). Szoszkiewicz ym. (2006) mukaan metsien määrä vaikuttaa vesikasveilla lajikoostumukseen. Koskipaasisammal kasvoi alueilla, joilla metsää oli vähän. Se on vesirajassa kasvava laji, jolloin esimerkiksi veden sameus ei todennäköisesti vaikuta sen esiintymiseen kovin paljoa. Metsien määrä valuma-alueella korreloi negatiivisesti jokiveden sameuden kanssa (Allan 2004). Metsien aiheuttama varjostus voisi selittää koskipaasisammalen osalta paremmin metsien määrän vaikutusta.

Koskisiipisammal suosi jokia, joilla ihmistoiminnan vaikutus ei ole voimakasta. Se on kärsinyt muun muassa purojen perkauksista ja ojituksista (Ulvinen ym. 2002). Jouhivihvilä ja vesikuusi taas sietävät hyvin ihmistoiminnan vaikutusta.

#### **4.4 Lajimäärät ja yhteisöt eri elinympäristöissä**

Sammalten lajimäärä kasvoi korkeuden myötä. Myös muissa tutkimuksissa sammalten lajimäärän on todettu korreloivan positiivisesti korkeuden kanssa (Baattrup-Pedersen ym. 2006, Scarlett & O'Hare 2006). Koskissa sammaleiden lajimäärä väheni ihmistoiminnan voimakkuuden (HMS) ja pH:n kasvaessa (vrt. Heino ym. 2005). Ihmistoiminta voi homogenisoida uoman rakennetta, jolloin erilaisten kasvupaikkojen määrä vähenee (Raven ym. 1998). Sammalten lajimäärä koskissa kasvoi itään päin mentäessä, mitä voi selittää myös korkeuden nouseminen itäisemmällä paikoilla. Suvannossa sammalten lajimäärä oli hyvin alhainen.

Suvannoissa sammaleiden lajimäärän ja ympäristömuuttujien suhdetta tulisi tutkia laajemmalla aineistolla, jotta voisi tehdä päätelmiä selittävistä tekijöistä. Muiden tutkimusten mukaan sammalten lajimäärään vaikuttavia tekijöitä ovat veden väri, kasvualustan vakaus (Muotka & Virtanen 1995, Heino ym. 2005), joen koko (Heino ym. 2005), etäisyys joen alkulähteeltä, joen alkulähteen korkeus (Scarlett & O'Hare 2006), pohjan rakenne (Muotka & Virtanen 1995, Scarlett & O'Hare 2006), vedenkorkeuden vaihtelu (Muotka & Virtanen 1995, Vanderpoorten & Palm 1998), lajiston peittävyys (Muotka & Virtanen 1995) ja typpi-pitoisuudet (Szozkiewicz ym. 2006).

Putkilokasveilla lajimäärään vaikuttivat muun maatalouden määrä valuma-alueella, valuma-alueen pinta-alan koko ja veden väri. Valuma-alueen pinta-alan koon kasvaessa todennäköisesti myös sopivien kasvupaikkojen määrä ja ylävirrassa olevien lajien leviäinten määrä lisääntyy. Veden värin laskiessa upoksissa kasvavien putkilokasvien määrä voi lisääntyä valon määrän kasvaessa (Bini ym. 1999). Alkaliniteetti selitti putkilokasvien lajimäärän vaihtelua koskissa, ja muun maatalouden ja järvien määrä valuma-alueella selittivät putkilokasvien lajimäärää suvannoissa. Yläpuolisista järvistä tapahtuva levintä voi lisätä suvantojen lajimäärää, sillä putkilokasvien leviäimet voivat taimettua suvannoissa hitaassa virtauksessa, kun taas koskissa kova virtaus voi estää niiden asettumisen sinne. Ravinteet eivät näyttäneet vaikuttavan lajimäärään putkilokasveilla (Riis ym. 2000, Makkay ym. 2008). Muun maatalouden määrä korreloi positiivisesti ravinteiden määrän kanssa, joten varmuudella ei voida sanoa, että ravinteiden määrä ei vaikuttanut lajimäärään. Szozkiewicz ym. (2006) mukaan ammonium- ja nitraattipitoisuudet voivat vaikuttaa putkilokasvien lajimäärään. Makkayn ym. (2008) mukaan putkilokasvien lajimäärä kasvaa rantapenkereen kaltevuuden loiventuessa, virtausnopeuden laskiessa, uoman leveyden kasvaessa ja orgaanisten yhdisteiden lisääntyessä.

Kokonaislajimäärä kasvoi valuma-alueen pinta-alan suuretessa (Baattrup-Pedersen ym. 2006) sekä mentäessä etelään päin (Gaston 2000, mutta vrt. Baattrup-Pedersen ym. 2006). Valuma-alueen pinta-alan koon kasvaessa mahdollisesti myös erilaisten habitaattien määrä lisääntyy. Kokonaislajimäärää koskessa selittivät valuma-alueen pinta-alan koko ja veden sameus, kun taas suvannossa sitä selittivät nitriitti-nitraatin määrä (vrt. Baattrup-Pedersen ym. 2006), paikan sijainti itä-länsisuunnassa ja valuma-alueen koko. Thiebaut ym. (2002) mukaan lajirikkauteen voivat vaikuttaa bikarbonaattien, fosforin, kalsiumin ja ammoniumin määrät. Vaikka keskimääräisillä ravinnepitoisuuksilla on oletettu lajimäärän olevan korkeinta

(Bornette & Puijalon 2011), tässä tutkielmassa ei havaittu kyseistä säännönmukaisuutta eikä ylipäänsä merkitsevää korrelaatiota lajimäärien ja ravinteiden välillä.

Thiebaut ym. (2002) mukaan vesikasveilla monimuotoisuusindeksit ja lajimäärä eivät suoraan anna tietoa joen tilan muuttumisen laadusta tai määrästä. Niiden avulla voidaan kuitenkin saada lisätietoa muiden menetelmien rinnalla.

Vesikasviyhteisöillä oli erilaiset ympäristövasteet suvannoissa ja koskissa, mikä on ymmärrettävää, sillä yhteisökoostumus ei vaihdellut yhtenäisesti eri elinympäristöjen välillä, ja eri lajeilla on erilaiset ympäristövasteet. Sammalilla lajimäärä oli myös merkitsevästi suurempi koskissa kuin suvannoissa, ja sammal- ja putkilokasviyhteisöt reagoivat osittain eri ympäristömuuttujiin (Thiebaut ym. 2002). Suvantojen vesikasviyhteisöjen perusteella ei voi ennustaa koskien lajistoa ja sen runsautta tai toisinpäin, sen vuoksi suosittelisin tutkimaan jokien tilaa arvioitaessa sekä suvanto- että koskipaikkoja. Sammal- ja putkilokasviyhteisöjen sisällä ei voitu tutkia eroja eri elinympäristöjen välillä sillä aineisto ei ollut riittävän suuri siihen. Yleisesti sammalet ovat vallitsevampia jokien latvaosissa ja koskissa (Baattrup-Pedersen ym. 2006, Scarlett & O'Hare 2006, Janauer ym. 2010), kun taas putkilokasvit vallitsevat laaksojen suvannoissa (Baattrup-Pedersen ym. 2006). Nämä eri ryhmät täydentävät siten myös toisiaan jokien tilaa tutkittaessa (Vanderpoorten & Palm 1998).

Useissa tutkimuksissa vesikasvien on todettu soveltuvan jokien tilan arviointiin (Szoszkiewicz ym. 2002, Thiebaut ym. 2002, Onaindia ym. 2005, Staniszewski ym. 2006, Schneider 2007, Fabris ym. 2009, Aguiar ym. 2011), vaikka vähäinen putkilokasvien lajimäärä etenkin vuoristopuroissa ja yläjuoksuilla voi rajoittaa sitä (Onaindia ym. 1996, Dodkins ym. 2005, Hering ym. 2006, Schneider 2007). Lisäksi haastetta aiheuttavat korkea luonnollinen vaihtelu, joidenkin lajien epävarmuus indikaattoreina (Dodkins ym. 2005) ja yhtenäisten tutkimusmenetelmien puute (Dodkins ym. 2005, Birk. ym. 2006). Euroopassa on kehitetty useita kasvien lajien esiintymis- ja runsaustietoja ja yhteisökoostumusta käyttäviä arviointimenetelmiä ja indeksejä jokien tilan määrittelyyn (Dawson ym. 1999, Ferreira ym. 2005, Haury ym. 2006, Fabris ym. 2009, Aguiar ym. 2011).

#### 4.5. Tutkimuksen menetelmien tarkastelu

Tuloksiin on voinut vaikuttaa se, että vedenlaatutiedot eivät olleet näytepaikkojen kanssa samalta kohdalta. Lisäksi näytepaikat eivät sijainneet samoilla kohdilla vaan jotkin paikat olivat lähempänä joen suuta kuin toiset. Ravinnepitoisuudet voivat kasvaa alajuoksulle mentäessä johtuen muun muassa maatalouden keskittymisestä alaville maille. Myös joen profiili muuttuu joen latvaosien jyrkemmistä ja pohjan raekooltaan suuremmista uomista suun loivempiin ja pohjaltaan hienojakoisempiin uomiin. Pohjan rakenteen, virran nopeuden, valoisuuden ja uoman jyrkkyyden muutokset voivat vaikuttaa vesikasviyhteisöihin (Allan 1995).

Vesikasvitutkimuksissa erot tutkijoiden välillä (lajintunnistustaidot, peittävyysarviot, tarkkuus) voivat olla merkittävä virhelähde (Staniszewski ym. 2006), joten tuloksiin on voinut vaikuttaa myös se, että eri joilla eri ihmiset ovat tehneet otokset. Vesikasvit tulisi määrittää lajitasolle, sillä saman suvun eri lajeilla voi olla erilaisia vasteita muun muassa ravinnepitoisuuksiin (Thiebaut ym. 2002). Sen vuoksi maastotyötä tekevien lajintunnistusta tulisi kehittää, sillä tämänkin tutkimuksen joillakin paikoilla esimerkiksi palpakot määritettiin vain sukutasolle. Suosittelen otannassa huomioimaan lajien peittävydet eikä pelkkää esiintymistä, sillä esimerkiksi indikaattorilajeista virtanäkingsammal esiintyi melkein kaikilla joilla, mutta sen runsaus vaihteli muun muassa ravinteiden. Myös Aguiar ym. (2011) ovat todenneet runsauksien arvioinnin olevan luotettavampaa kuin pelkkien esiintymistietojen käyttö.

Tutkielmassa tarkasteltiin monia ympäristömuuttujia, jotka olivat multikollineaarisia. Muuttujista olisi voinut jättää pois kokonaisfosforin ja kokonaistypen, sillä ravinteiden osalta on merkityksellisempää tutkia ammoniumin, nitraatin ja fosfaatin pitoisuuksia, koska niitä typen ja fosforin muotoja vesikasvit käyttävät. Maankäytön suhteen maatalouden eri muodot olisi voinut yhdistää. Liian monien muuttujien tarkastelu yhtä aikaa vaikeuttaa tulosten tulkintaa.

Ihmistoiminnan vaikutusta kuvaava HMS sai yllättävän alhaisia lukuja, sillä kaikki tutkitut joet olivat maa- ja metsätalouden kuormittamilla alueilla. HMS-indeksin soveltuvuutta ihmistoiminnan vaikutuksen arviointiin Suomen joissa tulisi vielä tutkia. RHS-arvioinnit tehneille henkilöille menetelmä oli uusi, joten voi olla että tarkkuus on vaihdellut, mikä voi vaikuttaa tuloksiin (Raven ym. 1998). Ihmistoiminnan voimakkuudella ei havaittu olevan suurta vaikutusta vesikasviyhteisöjen rakenteeseen (Szozkiewicz ym. 2006). Ainoastaan sammalten lajimäärä koskissa näytti vähenevän muuttuneisuuden lisääntyessä. Voi olla, että muutokset uomassa vaikuttavat sammalyhteisöihin enemmän kuin putkilokasviyhteisöihin.



## 5. Yhteenveto

Virtavesikasveja voidaan käyttää jokien tilan arvioinnissa, sillä yhteisöihin vaikuttivat muutokset maankäytössä ja vesikemiassa. Maatalous vaikutti sekä sammal- että putkilokasviyhteisöihin. Maatalouden kuormittamilla joilla rehevöitymistä sietävät lajit runsastuvat ja sitä sietämättömät lajit vähenevät.

Tavoitteista ja resursseista riippuu, kannattaako tutkia sekä sammalia että putkilokasveja. Putkilokasvit reagoivat useampiin ympäristömuuttujiin kuin sammalet. Putkilokasviyhteisöt sopivat jokien rehevöitymisen tutkimiseen. Sammalet voivat reagoida enemmän joessa tapahtuneisiin fysikaalisiin muutoksiin, kuten virtaaman suuruuden ja nopeuden vaihteluihin. Indikaattorilajeista virtanäkinsammal indikoi kuitenkin parhaiten rehevöitymistä sietäen sitä huonosti.

Sammal- ja putkilokasviyhteisöt reagoivat osittain eri ympäristömuuttujiin, ja niiden välillä ei ollut merkittävää konkordanssia. Toisen ryhmän avulla ei voida ennustaa toisen yhteisörakenteen vaihtelua, joten suosittelen käyttämään molempia ryhmiä vesien tilan arvioinnissa.

Suosittelen tutkimaan vesikasviyhteisöjä sekä koskissa että suvannoissa, sillä yhteisöt reagoivat eri ympäristömuuttujiin eri elinympäristöissä. Sammalten lajimäärä oli koskissa merkittävästi suurempi. Sen vuoksi kosket tulisi olla mukana sammalia tutkittaessa. Lisätutkimusta tulisi tehdä, jotta voisi sanoa, riittääkö putkilokasvien osalta vain suvantojen tutkiminen, sillä aineisto ei ollut tässä riittävän suuri sen tutkimiseen.

## Kiitokset

Kiitos ohjaajalleni Seppo Hellstenille mielenkiintoisesta aiheesta. Erityisesti haluan kiittää toista ohjaajaani Risto Virtasta suuresta avusta R-ohjelman käytössä ja analyysien teossa. Haluan kiittää myös kaikkia maastotöihin osallistuneita: Juha Riihimäki, Minna Kuoppala, Saira Pahkakangas, Jaana Rääpysjärvi, Jukka Aroviita, Janne Alahuhta ja Krister Karttunen. Lisäksi haluan kiittää Juha Riihimäkeä avustuksesta ArcMap-ohjelman käytössä. Kiitän suuresti Thule-instituuttia tutkimusasema-apurahasta. Kiitos myös Oulun luonnonystävälle apurahasta. Tutkimus on osa maa- ja metsätalouden hajakuormitusseurantaa ja maastotyöt on rahoitettu Syken Maamet-hankkeesta.

## Kirjallisuus

- Aguiar, F. C., Feio, M. J. & Ferreira, M. T. 2011: Choosing the best method for stream bioassessment using macrophyte communities: Indices and predictive models. - *Ecol. Indic.* 11: 379–388.
- Allan, J. D. 1995: *Stream ecology: structure and function of running waters*. Second edition. Springer, Dordrecht.
- Allan, J. D. 2004: Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 35: 257–284.
- Baatrup-Pedersen, A., Szoszkiewicz, K., Nijboer, R., O'Hare, M. & Ferreira, T. 2006: Macrophyte communities in unimpacted European streams: variability in assemblage patterns, abundance and diversity. - *Hydrobiologia*. 566: 179–196.
- Bates, J. W. 2000: Mineral nutrition, substratum ecology and pollution. - Teoksessa Shaw, A. J. & Goffinet, B. (toim.) *Bryophyte biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bini, L. M., Thomaz, S. M., Murphy, K. J. & Camargo, A. F. M. 1999: Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. - *Hydrobiologia*. 415: 147–154.
- Birk, S., Korte, T. & Hering, D. 2006: Intercalibration of assessment methods for macrophytes in lowland streams: direct comparison and analysis of common metrics. - *Hydrobiologia*. 566: 417–430.
- Boedeltje, G., Smolders, A. J. P. & Roelofs, J. G. M. 2005: Combined effects of water column nitrate enrichment, sediment type and irradiance on growth and foliar nutrient concentrations of *Potamogeton alpinus*. - *Freshw. Biol.* 50: 1537–47.
- Bornette, G. & Puijalon, S. 2011: Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. - *Aquat. Sci.* 73: 1–14.
- Chambers, P. A., Prepas, E. E., Hamilton, H. R. & Bothwell, M. L. 1991: Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. - *Ecol. Appl.* 1: 249–257.
- CLC2000-Finland. 2005: CLC2000-Finland. Final Report. Finnish Environment Institute (SYKE) & Geoinformation and Land Use Division (GEO).
- Dawson, F. H., Newman, J. R., Gravelle, M. J., Rouen, K. J. & Henville, P. 1999: Assessment of the Trophic Status of Rivers Using Macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. R&D Technical Report E39. Environment Agency of England & Wales, Bristol.
- Demars, B. O. L. & Edwards, A. C. 2009: Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: A critique of compositional-based assessment of water quality. - *Sci. Total Environ.* 407: 975–990.

- Demars, B. O. L. & Harper, D. M. 2005: Distribution of aquatic vascular plants in lowland rivers: separating the effects of local environmental conditions, longitudinal connectivity and river basin isolation. - *Freshw. Biol.* 50: 418–437.
- Dodkins, I., Rippey, B. & Hale, P. 2005: An application of canonical correspondence analysis for developing ecological quality assessment metrics for river macrophytes. - *Freshw. Biol.* 50: 891–904.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. - *Ecol. Monogr.* 67: 345–366.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY. Annettu 23. lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista.
- Fabris, M., Schneider, S. & Melzer, A. 2009: Macrophyte-based bioindication in rivers - A comparative evaluation of the reference index (RI) and the trophic index of macrophytes (TIM). - *Limnologica.* 39: 40–55.
- Ferreira, M. T., Rodríguez-González, P. M., Aguiar, F. C. & Albuquerque, A. 2005: Assessing biotic integrity in Iberian rivers: Development of a multimetric plant index. - *Ecol. Indic.* 5: 137–149.
- Franklin, P., Dunbar, M. & Whitehead, P. 2008: Flow controls on lowland river macrophytes: A review. - *Sci. Total Environ.* 400: 369–378.
- Gaston, K. J. 2000: Global patterns in biodiversity. Review article. - *Nature.* 405: 220–227.
- Grasmück, N., Haury, J., Léglize, L. & Muller, S. 1995: Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. - *Hydrobiologia.* 300/301: 115–122.
- Grenouillet, G., Brosse, S., Tudesque, L., Lek, S., Baraillé, Y. & Loot, G. 2008 : Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. - *Diversity Distrib.* 14: 592–603.
- Hair, J. F. Jr., Black, W. C., Babin, B. J. & Anderson, R. E. 2010: *Multivariate data analysis. A global perspective.* Seventh edition. Prentice Hall, Upper Saddle River (N.J.).
- Haslam, S. M. 1978: *River plants: the macrophytic vegetation of watercourses.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Haury, J., Peltre, M.-C., Tremolieres, M., Barbe, J., Thiebaut, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutartreg, A., Laplace-Treyture, C., Cazaubon, A. & Lambert-Servien, E. 2006: A new method to assess water trophy and organic pollution - the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. - *Hydrobiologia.* 570: 153–158.

- Heino, J. 2010: Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? - *Ecol. Indic.* 10: 112–117.
- Heino, J., Paavola, R., Virtanen, R. & Muotka, T. 2005: Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates and fish show congruent diversity patterns? - *Biodivers. Conserv.* 14: 415–428.
- Hellsten, S., Vuori, K. M., Hokka, V., Sutela, T., Majuri, P., Aroviita, J., Vehanen, T., Aronsuu, K., Hämäläinen, H., Visuri, M., Koskenniemi, E. & Lehtinen, A. 2005: Jokien hydrologisen ja morfologisen muuttuneisuuden arviointi. Vesipolitiikan puitteiden toteuttamisen valmistelu rakennetuissa jokivesistöissä. Hankkeen (2002-2004) loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Keski-Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Länsi-Suomen ympäristökeskus ja Jyväskylän yliopisto.
- Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz K. & Verdonschot, P. F. M. 2006: Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. - *Freshw. Biol.* 51: 1757–1785.
- Hrivnák, R., O’ahel’ová, H. & Valachovič, M. 2007: The relationship between macrophyte vegetation and habitat factors along a middle-size European river. - *Pol. J. Ecol.* 55: 717–729.
- Jackson, D. A. 1995: PROTEST: A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. - *Ecoscience* 2: 297–303.
- Jacobsen, D. & Sand-Jensen, K. 1992: Herbivory of invertebrates on submerged macrophytes from Danish freshwaters. - *Freshw. Biol.* 28: 301–308.
- Janauer, G. & Dokulil, M. 2006: *Macrophytes and Algae in Running Water*. - Teoksessa Ziglio, G., Siligardi, M. & Flaim, G. (toim.) *Biological Monitoring of Rivers. Applications and perspectives*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Janauer, G., Schmidt-Mumm, U. & Schmidt, B. 2010: Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. - *Ecol. Eng.* 36: 1138–1145.
- Johnson, R. K., & Hering, D. 2009: Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. - *J. Appl. Ecol.* 46: 175–186.
- Koponen, T., Karttunen, K. & Piippo, S. 1995: Suomen vesisammalkasvio, Aquatic bryophytes of Finland. - *Bryobrothera* 3: 1–86.
- Makkay, K., Pick, F. R. & Gillespie, L. 2008: Predicting diversity versus community composition of aquatic plants at the river scale. - *Aquat. Bot.* 88: 338–346.
- McCune, B. & Grace, J. 2002: *Analysis of Ecological Communities*. With a contribution from Dean L. Urban. MjM Software Design, Oregon, USA.

- Miserendino, M., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C., Brand, C. & Kutschker, A. 2011: Assessing landuse effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. - *Sci. Total Environ.* 409: 612–624.
- Muotka, T. & Virtanen, R. 1995: The stream as a habitat templet for bryophytes: species' distributions along gradients in disturbance and substratum heterogeneity. - *Freshw. Biol.* 33: 141–160.
- Mykrä, H., Aroviita, J., Hämäläinen, H., Kotanen, J., Vuori, K.-M. & Muotka, T. 2008: Assessing stream condition using macroinvertebrates and macrophytes: concordance of community responses to human impact. - *Fundam. Appl. Limnol.* 172: 191–203.
- Mäkirinta, U. 1978: Die pflanzensoziologische Gliederung der Wasservegetation im See Kukkia, Südfinnland. - *Acta Univ. Oulu.* A75: 1-157.
- Oksanen, J. 2011: *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial.* URL <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>, 10.1.2011.
- Onaindia, M., de Bikunã, B. G., & Benito, I. 1996: Aquatic Plants in Relation to Environmental Factors in Northern Spain. - *J. Environ. Manage.* 47: 123–137.
- Onaindia, M., Amezaga, I., Garbisu, C. & García-Bikuña, B. 2005: Aquatic macrophytes as biological indicators of environmental conditions of rivers in north-eastern Spain. - *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 41: 175–182.
- Peres-Neto, P. R. & Jackson, D. A. 2001: How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. - *Oecologia.* 129: 169–178.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. 2002: *Experimental design and data analysis for biologists.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1992: *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille. Neljäs painos.* Yliopistopaino, Helsinki.
- Raven, P. J., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H. & Everard, M. 1998: Quality assessment using River Habitat Survey data. - *Aquat. Conserv.-Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 477–499.
- Riis, T., Sand-Jensen, K. & Vestergaard, O. 2000: Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. - *Aquat. Bot.* 66: 255–272.
- Scarlett, P. & O'Hare, M. 2006: Community structure of in-stream bryophytes in English and Welsh rivers. - *Hydrobiologia.* 553:143–152.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S. & Schmedtje, U. 2004: Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. - *Limnologica.* 34: 283–301.

- Schneider, S. 2007: Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. - *Limnologica*. 37: 281–289.
- Sculthorpe, C. D. 1967: *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold, London.
- Staniszewski, R., Szoszkiewicz, K., Zbierska, J., Lesny, J., Jusik, S. & Clarke, R. T. 2006: Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. - *Hydrobiologia*. 566: 235–246.
- Szoszkiewicz, K., Karolewicz, K., Ławniczak, A., Dawson, F. H. 2002: An Assessment of the MTR Aquatic Plant Bioindication System for Determining the Trophic Status of Polish Rivers. - *Pol. J. Environ. Stud.* 11: 421–427.
- Szoszkiewicz, K., Ferreira, T., Korte, T., Baattrup-Pedersen, A., Davy-Bowker, J. & O'Hare, M. 2006. European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. - *Hydrobiologia*. 566: 211–234.
- Szoszkiewicz, K., Jusik, S., Ławniczak, A. & Zgola, T. 2010: Macrophyte development in unimpacted lowland rivers in Poland. - *Hydrobiologia*. 656:117–131.
- Thiebaut, G., Vanderpoorten, A., Guérol, F., Boudot, J.-P. & Muller, S. 1998: Bryological patterns and streamwater acidification in the Vosges mountains (N.E. France): An analysis tool for the survey of acidification processes. - *Chemosphere*. 36: 1275–1289.
- Thiebaut, G., Guérol, F. & Muller, S. 2002: Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? - *Water Res.* 36: 3602–3610.
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. 2002: Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia ja uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskuksen julkaisu 560.
- Van Den Wollenberg, A. L. 1977: Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. - *Psychometrika* 42: 207–219.
- Vanderpoorten, A. 1999: Aquatic bryophytes for a spatio-temporal monitoring of the water pollution of the rivers Meuse and Sambre (Belgium). - *Environ. Pollut.* 104: 401–410.
- Vanderpoorten, A. & Goffinet, B. 2009: *Introduction to bryophytes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vanderpoorten, A. & Klein, J.-P. 1999: A comparative study of the hydrophyte flora from the Alpine Rhine to the Middle Rhine. Application to the conservation of the Upper Rhine aquatic ecosystems. - *Biol. Conserv.* 87: 163–172.
- Vanderpoorten, A. & Palm, R. 1998: Canonical variables of aquatic bryophyte combinations for predicting water trophic level. - *Hydrobiologia*. 386: 85–93.

- Venables, W. N., Smith, D. M. & the R Development Core Team. 2010: An Introduction to R: Notes on R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics. Version 2.12.1. URL <http://cran.r-project.org/doc/manuals/R-intro.pdf>, 16.12.2010.
- Virtanen, R., Ilmonen, J., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2009: Community concordance between bryophyte and insect assemblages in boreal springs: a broad-scale study in isolated habitats. - *Freshw. Biol.* 54: 1651–1662.
- Vuori, K.-M., Hellsten, S., Järvinen, M., Kangas, P., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Meissner, K., Mykrä, H., Olin, M., Rask, M., Rissanen, J., Ruuhijärvi, J., Sutela, T. & Vehanen, T. 2008: Vesienhoitoalueiden biologisten seurantojen järjestäminen ja määrittysten hankinta - Työryhmän ehdotukset seurantaohjelman uudistamista varten. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 35.
- Ympäristöministeriön kirje. 2006: Pintavesien tyypittely.  
URL <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=48509&lan=fi>, 17.2.2006.

**Liite 1. Jokien kasvillisuuden havaintopaikat, niiden valuma-alueiden pinta-alat, korkeus merenpinnasta ja maankäyttömuotojen osuus valuma-alueen pinta-alasta.**

joki	pohjois- koordinaatti	itä- koordinaatti	pinta-ala (ha)	korkeus (m)	järvet (%)	turvealueet (%)	pellot (%)	laidunmaat (%)	muu maatalous (%)	metsät (%)	ojitetut metsät (%)	harvapuustoiset, latvus 10-30% (%)	harvapuustoiset, latvus <10% (%)
Aittojoki	7161880	3508330	24544	127	3,9	55,8	0,9	0,3	0,3	50,9	37,6	3,0	3,6
Ängeslevänjoki	7179715	3444990	7210	45	2,4	55,9	0,1	0	0,1	36,6	22,8	2,3	2,8
Haapajoki	7005487	3703846	12684	155	2,6	45,3	0,02	0,03	0,2	63,9	44,3	2,9	2,7
Konnusjoki	6872685	3545026	3622	100	1,6	37,6	0,8	0,1	0,4	77,1	55,2	2,0	4,4
Korpijoki	7069705	3469442	11851	105	0,1	37,2	8,6	0,1	0,9	64,9	48,5	1,4	4,3
Koskenjoki	7063600	3479110	65218	100	2,7	39,0	8,8	0,1	1,2	60,9	46,7	1,5	3,5
Kruunupyyjoki	7075301	3303536	71482	3	2,9	35,7	11,5	0,03	0,8	52,1	29,4	1,3	2,8
Kuohattijoki	7059776	3620556	5498	160	19,9	32,5	0,1	0,04	0,2	60,9	42,1	2,8	2,7
Kuorejoki	7203340	3528400	12937	160	3,4	38,2	1,0	0,8	0,3	61,0	21,9	1,8	1,6
Laihianjoki	6996476	3246524	31127	10	0,1	24,0	19,1	0,1	0,4	48,8	26,0	2,0	2,8
Lestijoki	7067378	3368733	67219	80	11,5	35,1	6,2	0,04	0,2	43,3	27,2	1,9	3,1
Luohuanjoki	7162880	3417030	28855	51	0,1	48,7	8,2	0	1,9	52,0	36,0	1,2	3,0
Mäntyjoki	7074899	3608369	13347	140	3,7	32,4	0	0	0	66,6	25,8	3,1	2,8
Muhosjoki	7178170	3453910	24994	55	0,3	51,4	5,7	0,2	0,4	51,8	34,1	2,3	3,3
Murronjoki	6951586	3411105	10282	110	2,6	13,4	9,8	0,04	0,4	61,1	24,1	1,6	3,7
Murtojoki	6986557	3232651	14047	20	0,03	27,5	9,7	0,1	1,4	58,0	33,6	1,8	4,7
Neittävänjoki	7140390	3466970	39932	90	0,9	54,4	10,8	0,1	0,7	46,5	36,8	1,7	3,2
Nuottipuro	7124310	3528760	1281	135	0,9	30,0	0	0,03	0	59,4	33,4	4,3	4,8
Nytkymenjoki	6858284	3401862	8586	85	7,3	12,2	8,6	0,1	0,6	56,7	18,8	2,2	2,5
Onkamaanjoki	6725331	3532328	9822	20	3,4	14,0	18	0,2	2,2	57,3	23,5	1,6	1,7
Pajuluoma	6908930	3231149	4936	74	0,2	46,6	2,3	0	0,1	65,8	55,0	2,9	3,4
Pohjajoki	7133580	3551270	6270	130	0,4	32,7	2,8	0,8	1,1	59,4	32,6	3,6	4,9
Rauanjoki	6982542	3624236	22256	94	3,8	39,6	1,1	0,1	1,0	64,0	40,9	2,7	3,5
Saunajoki	6930640	3411268	3560	165	1,4	28,9	3,1	0,02	0	68,4	43,7	2,1	3,2
Taipaleenjoki	6947668	3615466	101916	80	16,6	15,4	8,9	0,2	1,1	52,7	23,6	1,4	2,3
Temmesjoki Ala-Temmes	7184495	3431254	28110	10	0,2	54,3	5,4	0,1	0,5	47,1	33,9	2,2	2,5
Temmesjoki Myllykoski	7175279	3433122	22785	31	0,2	56,1	3,8	0,1	0,2	46,5	32,0	2,0	2,3
Teutjoki	6728838	3471934	11023	25	0,04	3,2	38,9	0,1	2,5	39,6	16,2	1,9	3,3
Tyrnävänjoki	7192030	3428030	37270	3	0,4	55,4	12,8	0,03	0,3	38,8	27,5	1,6	1,9
Tyrnävänjoki Pihlajaranta	7168789	3447901	23691	70	0,7	67,8	5,0	0,02	0,1	35,3	23,3	1,3	1,5
Vieresjoki	7015920	3337319	10390	73	0,3	33,3	19,2	0,01	1,3	55,7	31,3	1,0	1,9
Vilajoki	6744842	3555169	13069	45	5,6	17,0	6,6	0,1	1,1	67,2	26,4	1,1	2,1
Vuorijoki	6884216	3523716	8265	105	8,6	26,7	8,0	0,1	0,4	62,1	39,2	1,7	3,6



**Liite 2. Jokien vesikemianmuuttujien keskiarvot.**

joki	kokonaisfosfori (µg/l)	fosfaatti (µg/l)	kokonaistyyppi (µg/l)	ammonium (µg/l)	nitriitti- nitraatti (µg/l)	veden lämpötila (°C)	pH	alkaliniteetti (mmol/l)	sähkönjohtavuus (mS/m)	sameus (FTU)	väri (mg Pt/l)	HMS
Aittojoki	36	18	496	45	59	3,6	6,3	0,18	3,56	6,21	181	10
Ängeslevänjoki	190	150	1045	188	327	7,6	7,1	0,84	21,26	14,06	159	0
Haapajoki	14	3	369	6	11	9,0	5,7	0,04	1,74	1,00	195	24
Konnusjoki	35	16	817	16	50	8,6	5,7	0,09	4,62	2,05	302	13
Korpijoki	85	43	1028	93	259	6,3	6,7	0,31	6,04	20,10	264	0
Koskenjoki	99	23	1178	69	279	8,1	6,6	0,20	5,99	13,03	263	4
Kruunupyyljoki	74	29	1141	190	246	8,3	6,3	0,14	11,05	11,22	283	12
Kuohattijoki	12	2	333	5	12	7,7	5,9	0,04	1,85	0,91	94	26
Kuorejoki	15	6	376	5	16	6,6	6,8	0,26	4,05	3,36	114	0
Laihianjoki	80	45	2960	629	1596	6,9	5,4	0,17	36,36	12,93	152	0
Lestijoki	67	21	844	95	196	7,5	6,4	0,20	4,17	7,32	171	3
Luohuanjoki	77	52	1339	158	278	9,1	5,9	0,20	14,38	15,95	259	0
Mäntyjoki	13	2	329	5	6	8,3	5,9	0,05	1,67	1,26	148	12
Muhosjoki	105	59	931	171	354	7,6	7,0	0,46	10,05	18,21	150	1
Murronjoki	47	18	888	19	209	7,3	6,5	0,23	5,09	6,20	141	16
Murtojoki	129	93	1551	49	328	9,1	6,3	0,52	15,28	20,96	337	0
Neittävänjoki	104	69	1002	108	262	9,1	6,8	0,36	6,98	13,07	209	0
Nuottipuro	49	24	583	75	49	4,6	6,3	0,15	3,90	5,60	196	0
Nytkymenjoki	28	13	678	11	202	7,5	6,5	0,14	4,44	4,66	118	10
Onkamaanjoki	77	29	1963	55	1190	5,8	6,3	0,23	7,92	23,30	152	14
Pajuluoma	32	11	642	11	103	7,1	5,8	0,09	3,25	3,53	189	2
Pohjajoki	37	18	582	21	173	3,2	6,8	0,32	5,90	10,83	146	0
Rauanjoki	16	4	469	17	322	5,8	6,4	0,14	3,45	3,01	153	26
Saunajoki	22	7	565	11	31	7,4	5,6	0,06	2,65	1,11	222	11
Taipaleenjoki	24	5	590	32	174	9,7	6,8	0,24	10,10	3,84	55	15
Temmesjoki Ala-Temmes	78	44	847	153	62	8,9	6,8	0,69	10,27	20,25	312	2
Temmesjoki Myllykoski	77	42	847	124	63	9,1	6,8	0,69	10,05	20,15	312	0
Teutjoki	155	89	3084	839	1721	7,3	7,1	1,29	21,03	62,22	137	11
Tyrnävänjoki	118	76	1320	294	372	7,8	6,8	0,30	16,14	14,39	257	11
Tyrnävänjoki Pihljaranta	112	71	1275	276	347	7,9	6,8	0,30	14,55	14,00	260	0
Vieresjoki	156	110	1623	296	440	6,7	6,1	0,20	8,74	21,90	347	0
Vilajoki	25	7	758	14	143	8,8	6,5	0,14	5,42	4,43	120	3
Vuortijoki	35	12	807	16	150	5,5	6,4	0,18	5,84	2,95	181	5

**Liite 3. Sammalten keskimääräiset peittävyudet eri joilla.** Lyhenteet: Brypse=*Bryum pseudotriquetrum*, Calcor=*Calliergon cordifolium*, Chipol=*Chiloscyphus polyanthos*, Dical=*Dichelyma falcatum*, Fispus=*Fissidens pusillus*, Fonant=*Fontinalis antipyretica*, Fondal=*Fontinalis dalecarlica*, Hygalp=*Hygrohypnum alpestre*, Hygoch=*Hygrohypnum ochraceum*, Juncor=*Jungermannia exsertifolia* ssp. *cordifolia*, Leprip=*Leptodictyum riparium*, Maraqu=*Marsupella emarginata* var. *aquatica*, Oncwah=*Oncophorus wahlenbergii*, Psecin=*Pseudobryum cinclidioides*, Riccha=*Riccardia chamedryfolia*, Scasub=*Scapania subalpina*, Scaund=*Scapania undulata*, Schaga=*Schistidium agassizii*, Schriv=*Schistidium rivulare*

joki	Brypse	Calcor	Chipol	Dical	Fispus	Fonant	Fondal	Hygalp	Hygoch	Juncor	Leprip	Maraqu	Oncwah	Psecin	Riccha	Scasub	Scaund	Schaga	Schriv
Aittojoki	0	0	0,025	0,15	0,025	2,675	11,875	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,225	0,15	0
Ängeslevänjoki	0	0	0	0,15	0	0,1	11,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,925	0,15	0
Haapajoki	0	0	3,25	1,075	0	0	32,3	0	6,55	0	0	0,85	0,025	0	0	0	0,7	0	0
Konnusjoki	0	0,025	0	0	0	0,95	11,3	0	0	0	0	0	0	0,025	0	0,15	0,2	0	0
Korpijoki	0	0	0	0,3	0	0,475	0,1	0	0,875	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,025
Koskenjoki	0	0	0	0	0,025	0,25	1,55	0	0,15	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0
Kruunupyöjoki	0	0	0	0	0	0	8,025	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,175	0
Kuohattijoki	0	0	0	0,1	0	3,125	36,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0
Kuorejoki	0,025	0	0	0	0	0	2,8	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	2,325	0,15	0
Laihianjoki	0	0	0	0	0	0	5	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0
Lestijoki	0	0	0	0,75	0	0	20	0	17,9	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0,1	0
Luohuanjoki	0	0	0	0	0	0	3,75	0	0,45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mäntyjoki	0	0	0	0,075	0	0	58,375	0	0	0	0	0	0	0	0	0,075	0,175	0,025	0
Muhosjoki	0	0	0	0	0,025	0,4	7,65	0	0	0,075	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Murronjoki	0	0	0	0	0	0,1	1,875	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Murtojoki	0	0	0	0,175	0	2,5	0	0	0	0	0,625	0	0	0	0	0	0,375	0	0
Neittävänjoki	0	0	0,15	0	0	0,55	4,55	0	1,6	0	1,45	0	0	0	0	0	0	0	0
Nuottipuro	0	0	0	0,225	0	3,75	2,125	0	7,05	0	0	0	0	0	0	0	3,075	0	0
Nytkymenjoki	0	0,025	0	0	0	0,025	4,525	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Onkamaanjoki	0	0,025	0	0	0	1,75	31,95	0	0	0	1,45	0	0	0	0	0	0,025	0	0
Pajuluoma	0	0	0	0,05	0	0,025	13,5	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	1,075	0	0
Pohjajoki	0	0	0	0	0	0	0,25	0	23,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rauanjoki	0	0	0	0	0	0	3,425	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,075	0	0
Saunajoki	0	0,025	0	0	0	0	35	0	3,625	0	0	0	0	0	0	0	0,225	0	0
Taipaleenjoki	0	0	0,2	0	0	0,2	8,425	0	11,675	0	0,1	0	0	0	0	0	0,15	0	0
Temmesjoki Ala-Temmes	0	0	0	0	0	0	16,55	0	0,675	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Temmesjoki Myllykoski	0	0	0	0	0	0,575	3,3	0	2,85	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0
Teutjoki	0	0	0	0	0	22,025	0	0	0	0	3,25	0	0	0	0	0	0	0,025	1,6
Tyrnävänjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	3,875	0	0,125	0	0	0	0	0	0	0	0
Tyrnävänjoki Pihlajaranta	0	0	0	0,125	0	0	3,65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,35	0,4	0
Vieresjoki	0	0	0	0	0	0,175	0,025	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0
Vilajoki	0	0	0	0,15	0,05	0,575	10,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
Vuorijoki	0	0	0	0	0	0,225	1,8	0	3,05	0	3,25	0	0	0	0,8	0	1,95	0	0



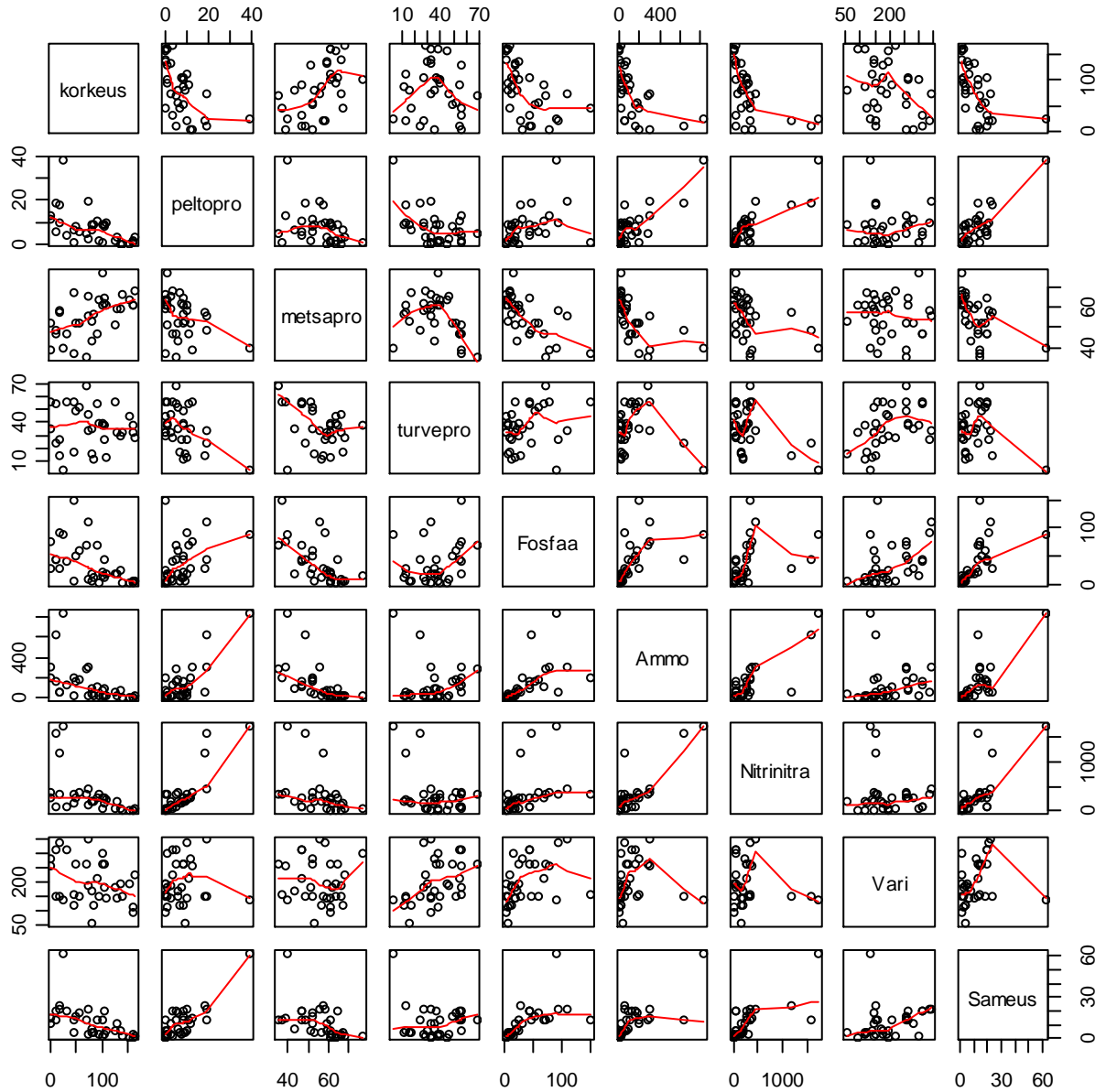


**Liite 4 (3/3). Putkilokasvien keskimääräiset peittävyudet eri joilla.** Lyhenteet: Potper=*Potamogeton perfoliatus*, Ranlin=*Ranunculus lingua*, Ranpel=*Ranunculus peltatus* ssp. *peltatus*, Ranrep=*Ranunculus reptans*, Ranrpe=*Ranunculus repens*, Rorpal=*Rorippa palustris*, Sagns=*Sagittaria natans* x *sagittifolia*, Sagnat=*Sagittaria natans*, Sagsag=*Sagittaria sagittifolia*, Schlac=*Schoenoplectus lacustris*, Scisyl=*Scirpus sylvaticus*, Soldul=*Solanum dulcamara*, Spaeme=*Sparganium emersum*, Spamic=*Sparganium microcarpum*, Spanat=*Sparganium natans*, Spipol=*Spirodela polyrhiza*, Stapal=*Stachys palustris*, Stepal=*Stellaria palustris*, Utrint=*Utricularia intermedia*, Utrvul=*Utricularia vulgaris*, Viopal=*Viola palustris*

joki	Potper	Ranlin	Ranpel	Ranrep	Ranrpe	Rorpal	Sagns	Sagnat	Sagsag	Schlac	Scisyl	Soldul	Spaeme	Spamic	Spanat	Spipol	Stapal	Stepal	Utrint	Utrvul	Viopal
Aittojoki	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ängeslevänjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	0	0	0	0	0	0	0	0
Haapajoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Konnusjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0,1	0	0	0	0	0	0
Korpijoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,2	0	0	0	0	0	0	0	0
Koskenjoki	0,1	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0,35	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0
Kruunupyyjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kuohattijoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,85
Kuorejoki	0	0	10	0,55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0
Laihianjoki	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	5,85	0	0	0	0	0	0	0	0
Lestijoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Luohuanjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mäntyjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Muhojoki	0	0	7,3	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Murronjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	2,8	0	0	0	0	0	0
Murtojoki	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,2	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Neittävänjoki	0	0	5,7	0	0	0	0	0	0	7,25	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0
Nuottipuro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nytkymenjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3,9	0	0	0	0	0	0	0	0
Onkamaanjoki	0	0	0	0	0	0,3	0	0	7,8	0	2,5	0	9,5	5,7	0	0	0	0,4	0	0	0
Pajuluoma	0	0	0	1,1	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,15
Pohjajoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rauanjoki	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saunajoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,35	0	0	0	0	0	0
Taipaleenjoki	0	1,5	17	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	10,3	0	0	0	0	0	0	0
Temmesjoki Ala-Temmes	0	0	1,2	1,1	0	0	0	0	0	0	1,3	0	3,8	0	0	0	0	0	0	0	0
Temmesjoki Myllykoski	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Teutjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	3,2	13,5	14	0	0,4	1,5	0	0	0	0
Tyrnävänjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Tyrnävänjoki Pihlajaranta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Vieresjoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vilajoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,7	0	0	0	0	0	0,05	0	0
Vuorijoki	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,35	0	0	0	0	0	0

**Liite 5. Ympäristömuuttujien minimi-, maksimi-, keskiarvo ja hajonta joilla.**

	<b>min</b>	<b>max</b>	<b>ka</b>	<b>sd</b>
pinta-ala (ha)	1281	101900	22970	23045
korkeus (m)	2,50	165,00	80,40	49,62
järvet (%)	0,03	19,87	3,29	4,72
turvealueet (%)	3,18	67,81	36,28	15,55
pellot (%)	0	38,90	7,44	7,88
laidunmaat (%)	0	0,82	0,12	0,19
muu maatalous (%)	0	2,49	0,67	0,64
metsät (%)	35,34	77,09	55,52	10,03
ojitetut metsät (%)	16,24	55,18	33,13	9,94
harvapuustoiset, latvus 10-30% (%)	1,03	4,32	2,07	0,76
harvapuustoiset, latvus <10% (%)	1,49	4,90	3,03	0,92
kokonaisfosfori (µg/l)	12,00	190,49	67,40	47,27
fosfaatti (µg/l)	2,00	149,86	36,66	35,86
kokonaistyyppi (µg/l)	328,80	3083,60	1007,80	650,01
ammonium (µg/l)	4,67	839,37	124,17	181,73
nitriitti-nitraatti (µg/l)	5,60	1721,04	303,87	409,95
pH	5,39	7,10	6,39	0,46
alkaliniteetti (mmol/l)	0,04	1,29	0,29	0,26
sähkönjohtavuus (mS/m)	1,67	36,36	8,72	7,24
veden lämpötila (°C)	3,18	9,74	7,39	1,57
sameus (FTU)	0,91	62,22	11,64	11,58
väri (mg Pt/l)	55,11	346,63	199,36	75,00
HMS	0	26	7	8



**Liite 6. Merkittävimmin keskenään korreloivat ympäristömuuttujat** (korkeus (m), peltojen, metsien ja turvemaiden osuus valuma-alueen maankäytöstä (%), fosfaatin, ammoniumin ja nitriitti-nitraatin määrät ( $\mu\text{g/l}$ ) sekä veden väri (mg Pt/l) ja sameus (FTU). Sovitusviivat lowess-regression mukaan.