

**Pro gradu -tutkielma**

**Turvemaiden maankäytön vaikutukset  
kuoriameebayhteisöihin**

**Päivi Oikarinen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

21.11.2013

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Akvaattiset tieteet

OIKARINEN PÄIVI, M.H.: Turvemaiden maankäytön vaikutukset kuoriameeba-yhteisöihin

Pro gradu: 24 s. + liitteet

Työn ohjaajat: FT Kristian Meissner, FM Mika Nieminen, Dos. Jari Haimi

Tarkastajat: Dos. Jari Haimi, Prof. Jarmo Meriläinen

Marraskuu 2013

---

Hakusanat: indikaattoriarvo, kuoriameeba, suot, *Testacea*, turvetuotanto

## TIIVISTELMÄ

Turvemaiden maankäytöllä on todettu olevan monenlaisia ympäristövaikutuksia, kuten esimerkiksi kasvihuoneilmiötä vauhdittavat kaasupäästöt (esim. CO<sub>2</sub> & CH<sub>4</sub>), turvetuotannon vesistövaikutukset ja turpeenpolton päästöt. Lisäksi turvemaiden maankäytöllä on vahvoja vaikutuksia soihin. Maankäytön ympäristövaikutusten arvioinnissa on käytetty apuna monia eliöryhmiä, esimerkiksi pohjaeläimiä, eläinplanktonia ja kaloja. Kuoriameebat (Testacea) ovat ryhmä pieniä, lajistoltaan monimuotoisia ja laajalle levinneitä yksisoluisia eliöitä. Ne ovat pääasiallisesti akvaattisia eliöitä, ja niitä esiintyy muun muassa turvemaidella, kosteikoissa ja järvissä. Kuoriameebat sopivat erityisesti turvemaassa tapahtuvien muutosten seurantaan, sillä ne reagoivat pääasiassa ympäristönsä kosteuden sekä pH:n muutoksiin. Kuoriameebujen kuoret säilyvät yleensä hyvin turpeessa ja sedimentissä. Tässä työssä tutkittiin luonnontilaisten, turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevien ja ennallistettujen soiden kuoriameebayhteisöjä ja niistä saatua aineistoa käsiteltiin monimuuttujamenetelmin. Työssä tutkittiin myös käytetyn menetelmän riittävyttä lajiston selvittämiseksi. Tutkimuksen keskeisenä tavoitteena oli selvittää, eroavatko luonnontilaisten soiden kuoriameebayhteisöt turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevien ja ennallistettujen soiden yhteisöistä. Tulosten mukaan kuoriameebayhteisöt eroavat toisistaan. Valmisteluvaiheen soilla havaittiin enemmän kuivan ympäristön kuoriameebalajeja verrattuna muihin suoryhmiin. Kuoriameebatiheydet olivat myös suurimmillaan valmisteluvaiheen soilla. Luonnontilaisilla soilla oli odotetusti enemmän märän ympäristön lajeja. Ennallistetuilta soilta löytyi lajeja, jotka sietävät hyvin kosteuden vaihteluita. Ilmeisesti keskeisin kuoriameebayhteisöjä muokkaava ympäristötekijä on pintaturpeen vesipitoisuus (pohjavedenpinnan taso), jota tässä tutkimuksessa ei mitattu kvantitatiivisesti, vaan arvioitiin silmämääräisesti. Tutkimuksessa havaittiin, että 200 yksilön tunnustus näytealaa kohti riittää kattavan lajiston saavuttamiseksi. Yhdistetyillä kolmella näytteellä suota kohti saavutetaan 77 – 86 % kokonaislajimääräestimaatista. Yhteenvetona voidaan todeta, että kuoriameebat sopivat turvemaiden maankäytön ekologisten vaikutusten arviointiin. Niiden avulla voidaan tarkastella nykyistä suoluonnon tilaa ja sen mahdollisia muutoksia. Kuoriameebujen avulla voidaan selvittää kuivattujen soiden ennallistamishankkeiden onnistumista.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science  
Department of Biological and Environmental Science  
Aquatic Sciences

OIKARINEN PÄIVI, M.H.: Impacts of peatland use on testate amoebae communities

Master of Science Thesis: 24 p. + appendices

Supervisors: PhD Kristian Meissner, MSc Mika Nieminen, Docent Jari Haimi

Inspectors: Docent Jari Haimi, Prof. Jarmo Meriläinen

November 2013

---

Key Words: indicator value, testate amoebae, peatlands, *Testacea*, peat production

## ABSTRACT

Peatland use has been found to have a wide range of environmental impacts, such as gas emissions that speed up greenhouse effect (e.g. CO<sub>2</sub> & CH<sub>4</sub>), watershed effects of peat production and the emissions from burning peat. In addition, the peatland use has strong impacts on peatlands. Many organisms such as benthic animals, zooplankton and fish have been used to help in the evaluation of ecological impacts of peatland use. Testate amoebae (Testacea) are a group of small, diverse and widespread unicellular organisms. They are mainly aquatic and they live e.g. in peatlands, wetlands and lakes. Testate amoebae are particularly well suited for monitoring changes in peatlands as they mainly react to moisture and pH changes in their environment. Shells of testate amoebae are usually well preserved in peat and sediment. In this study, the testate amoebae communities of natural, restored and preparation phase peatlands were examined and the collected data was analyzed with multivariate analysis. I also studied the adequacy of the used methodology to reliably determine the species composition. The main objective of this study assess whether there are differences between the testate amoebae communities from natural peatlands and those from restored and preparation phase peatlands. Results show that testate amoebae communities differ from each other. More taxa preferring dry habitats occurred in the preparation phase compared to other peatland groups. The highest total abundance of testate amoebae was also found in the preparation phase. As expected, taxa preferring wet conditions predominated in natural peatlands. Species that are highly resistant to changes in moisture were found in restored peatlands. Apparently the most important environmental factor affecting testate amoebae communities is the water content of surface peat layer (water table level), which in this study was not measured quantitatively, but was visually evaluated. I found that the 200 identified individuals per subsampling site is sufficient to obtain a representative species list and that the combined three samples from each site always entail 77 - 86 % of the total number of species. In summary, testate amoebae are suitable for the evaluation of ecological impacts of peatland use. They can be used to monitor the current state and possible changes of mires. Testate amoebae can be used to evaluate the success of restoration projects of dried peatlands.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. KUORIAMEEBAT</b> .....	<b>6</b>
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>7</b>
3.1. Suokohteet .....	7
3.2. Maastomenetelmien kuvaus .....	8
3.3. Laboratoriomenetelmien kuvaus .....	8
3.4. Tilastoanalyysit .....	10
<b>4. TULOKSET</b> .....	<b>11</b>
4.1. Lajisto .....	11
4.2. Lajikertymäkäyrät .....	12
4.3. Kuoriameebayhteisön rakenne eri suoryhmissä .....	13
4.4. Näytteiden riittävyys .....	17
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>18</b>
<b>Kiitokset</b> .....	<b>21</b>
<b>Kirjallisuus</b> .....	<b>21</b>

## 1. JOHDANTO

Monet eliöt reagoivat eri tavoin muutoksiin ympäristössään ja niitä voidaankin käyttää näiden muutosten indikaattoreina. Ympäristön muutokset voivat ilmetä eliöyhteisöissä mm. runsaussuhteiden muutoksina, fysiologisina muutoksina tai haitta-ainepitoisuuksien muutoksina eliössä (Lodenius ym. 2010). Alkueliöt (*Protista*) ovat hyviä indikaattoreita, sillä niillä on mm. tärkeä rooli maaperässä, niitä esiintyy yleensä runsaasti, ne lisääntyvät nopeasti ja ne ovat erityisen herkkiä ympäristön muutoksille. Alkueliöitä esiintyy myös sellaisissa ympäristöissä, joissa kehittyneempiä eläimiä on niukasti. Suot ovat tyypillisesti tällaisia elinympäristöjä (Foissner 1999). Kuoriameebat (Testacea) ovat pieniä (20–250 µm) ja lajistoltaan runsas eliöryhmä. Ne ovat pääasiallisesti akvaattisia eliöitä ja niitä esiintyy muun muassa turvemaidella, kosteikoissa ja järvissä. Kuoriameebat toimivat myös suoympäristön indikaattoreina (Tolonen 1986, Charman 2001).

Suot ovat kosteikkoekosysteemejä, joissa muodostuu turvetta lahoamattomien kasvijäänteiden kerrostumisen seurauksena (Virtanen ym. 2003). Suomen suot ovat syntyneet pääasiassa metsämaan soistumisen seurauksena, kun sademäärä on ylittänyt haihtumisen ja valunnan. Suomessa on geologista suopinta-alaa 5,1 milj. hehtaaria (15 % maan pinta-alasta) ja metsätieteellistä suopinta-alaa 8,9 milj. hehtaaria (26 % maan pinta-alasta). Geologinen suo on kasvien maatumisesta syntynyt turvekerrostuma, jonka paksuus on yli 30 cm ja tuhkapitoisuus alle 40 %. (Lappalainen ym. 1978). Metsätieteellisiä soita ovat biologiset soistumat ja alle 20 ha laajuiset suot. Luonnontilaisia soita on Suomessa 24 % suopinta-alasta. Suomessa suojeltuja soita on noin 1,1 milj. ha ja suojeltujen soiden pinta-ala on 20 kertaa suurempi kuin turvetuotannossa olevien soiden pinta-ala (Virtanen ym. 2003). Suot ovat elinympäristö monille lajeille ja ne ovat myös osallisena veden kiertokulussa. Luonnontilaiset suot vapauttavat ilmaan metaania (CH<sub>4</sub>), mutta samalla ne toimivat hiilinieluinä, kun taas kuivatetut suot toimivat hiililähteinä (Quinty & Rochefort 2003, Limpens ym. 2008),

Suomen soiden yleisimmät käyttömuodot ovat metsä- ja maatalous, soiden suojeleminen sekä turvetuotanto. Turpeella tuotetaan noin 6 % Suomen kokonaisenergiasta ja yli 20 % kaukolämmöstä (Virtanen 2003). Turvemaat ojitetaan alueen jatkokäyttöä estävän veden poisjohtamiseksi. Ojitus lisää mm. turvemaidelta tulevaa valuntaa, vaikuttaa kasvillisuuteen ja vapauttaa hiilidioksidia sekä muuttaa turpeen rakennetta vähemmän vettä pidättäväksi (Quinty & Rochefort 2003, Holden ym. 2006). Suomessa suoluontoa eniten muuttava toiminta on metsäojitus, joka aiheuttaa mm. kasvillisuuden ja vedenpinnan tason muutoksia sekä turve-eroosiota. Turpeen käytöstä aiheutuvia ympäristövaikutuksia ovat esimerkiksi kasvihuoneilmiötä vauhdittavat kaasupäästöt (esim. CO<sub>2</sub> & CH<sub>4</sub>) ja turvetuotannon vesistövaikutukset (Kløve 2000, Virtanen ym. 2003, Holden ym. 2004). Käytössä olleet turvemaat voidaan myös pyrkiä palauttamaan luonnontilaan ennallistamisen kautta. Tavoitteena on saada suo kerryttämään taas turvetta, joka vaatii suon luontaisen vesitalouden palauttamista. (Ferland & Rochefort 1997, Quinty & Rochefort 2003, Aapala ym. 2013).

Tämän työn tavoitteena oli tutkia turvemaiden maankäytön vaikutusta kuoriameebayhteisöihin. Tutkimuksessa vertailtiin luonnontilaisten, turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevien ja ennallistettujen soiden kuoriameebayhteisöjä. Hypoteesina oli, että luonnontilaisten soiden kuoriameebayhteisöt eroavat turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevien ja ennallistettujen soiden yhteisöistä. Lisäksi työssä arvioitiin käytetyn menetelmän riittävyyttä lajiston selvittämisessä. Tässä haettiin vastausta kysymyksiin, onko 200 tunnistettua kuoriameebayksilöä riittävä määrä näytealan

lajimäärän arvioimiseen ja onko kolme näytealaa suota kohti riittävä määrä suon lajimäärän arvioimiseen.

## 2. KUORIAMEEBAT

Kuoriameebat elävät rahkasammalten yläosissa, verson pinnalla olevassa vesikalvossa ja niiden lajimäärä kasvaa tyveä kohden mentäessä (Gilbert ym. 2003, Mitchell & Gilbert 2004). Heal (1964) havaitsi eräiden kuoriameebalajien yksilöitiheyden olevan neliometrillä n.  $30 \times 10^6$  aktiivista yksilöä. Kuoriameebojen on uskottu olevan kosmopoliitteja, mutta maailmanlaajuisesta levinneisyydestä ei ole täyttä varmuutta, sillä joitain lajeja on löytynyt pelkästään eteläiseltä pallonpuoliskolta (Mitchell & Meisterfeld 2005). Kuoriameebat muodostavat kuorensa proteiini-, kalkki- tai piimateriaalista. Jotkut kuoriameebat muodostavat kuorensa myös liimaamalla ympärillä olevia orgaanisia tai mineraalisia partikkeleita yhteen. Kuoren rakennusmateriaali saattaa rajoittaa joidenkin lajien levittäytymistä, sillä ympäristöstä ei välttämättä löydy tarvittavia rakennusmateriaaleja (Mitchell ym. 2008). Kuoriameebojen ravintoa ovat mm. bakteerit, sienet, sukkulamadot, mikrolevät, itiöt, isot ripsieläimet, rataseläimet ja pienet kuoriameebat (Coûteaux 1984, Yeates & Foissner 1995, Gilbert ym. 2003). Kuoriameebat ovat myös sukkulamatojen ravintoa (Yeates & Foissner 1995). Kuoriameebojen tärkeästä roolista kertoo myös se, että ne ovat yksi mikro-organismien suurimmista ryhmistä rahkasammalvaltaisissa ekosysteemeissä (Gilbert ym. 1998a, Gilbert ym. 1998b).

Elävien kuoriameebojen populaatiotutkimukset ovat tuoneet paljon tietoa kuoriameebojen ekologiasta. Tutkimukset osoittavat muun muassa, että kuoriameebat reagoivat pääasiassa joko ympäristön kosteuteen tai vedenpinnan tasoon (Bobrov ym. 1999, Mitchell ym. 2000a, Booth 2001). Vuodenaikaisvaihtelut turvemaan kosteudessa näyttäisivät vaikuttavan kuoriameebojen yhteisörakenteeseen (Warner ym. 2007). Tolonen ym. (1992) havaitsivat myös pH:n ja makroravinteiden (esim. typpi (N) ja kalsium (Ca)) vaikuttavan kuoriameeboihin, mutta yleisesti ottaen hydrologialla on tärkeämpi vaikutus (Booth 2001). Kuoriameeboihin suorasti ja epäsuorasti vaikuttavia ympäristömuutoksia ovat muun muassa kasvava ilmakehän hiilidioksidipitoisuus, ilmaston lämpeneminen, kasvavat typpipitoisuudet, valunta ja muutokset sadannassa (Treonis & Lussenhop 1997, Gilbert ym. 1998a, b, Lussenhop ym. 1998, Mitchell ym. 2003, Tsyganov ym. 2012). Kuoriameebat elävät suon pinnalla ja fossilisoituneet kuoret löytyvät suoprofiilista, josta ne voidaan kairata (Warner & Charman 1994). Kuoriameeboja käytetään mm. järvien ja turvemaiden paleoindikaattoreina (Tolonen 1986, Medioli ym. 1990, Charman 2001, Kihlman 2012). Niitä voidaan käyttää myös aikaisempien hydrologisten olosuhteiden ja pH-muutosten rekonstruointiin (Payne & Mitchell 2007). Kuoriameebat ovat hyödyllisiä ennallistamisen seurannassa, sillä eri lajit reagoivat eri tavoin suon hydrologiaan ja ne leviävät helposti sopiville uusille alueille (Wanner & Dunger 2001). Koska kuoriameebat ovat yleisiä, yksilö- ja lajimäärältään runsaita, niitä voidaan käyttää turvemaiden tapahtuvien muutosten ilmentäjinä.

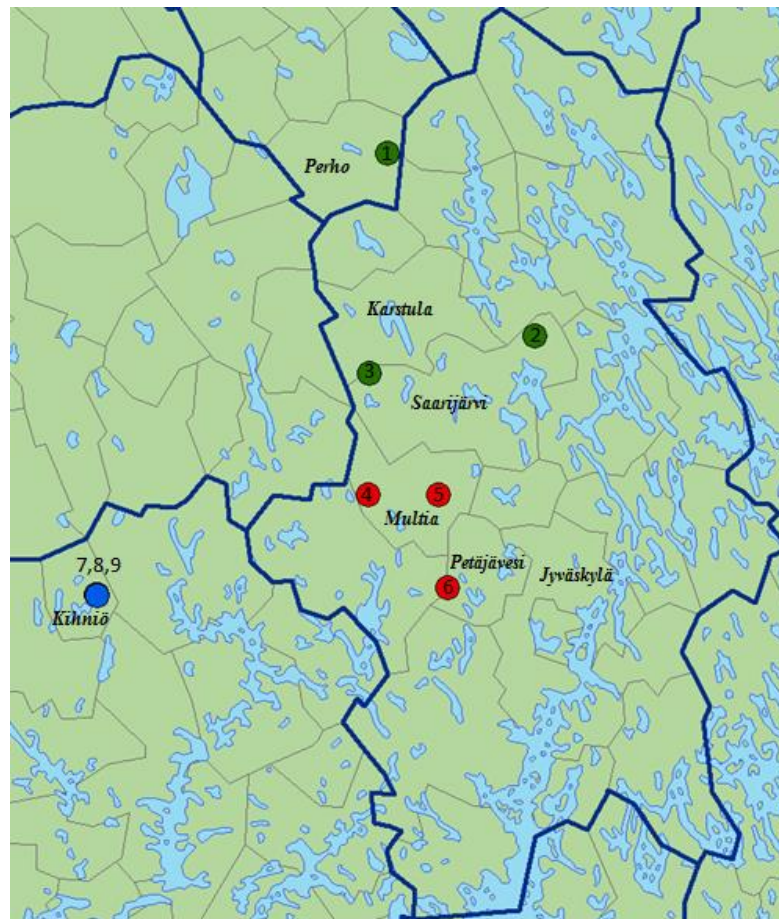
Maankäytön ympäristövaikutusten arvioinnissa on käytetty apuna monia eliöryhmiä, esimerkiksi pohjaeläimiä (Vuori 1996), eläinplanktonia (Rask ym. 1998) ja kaloja (Laine 2001). Nämä eliöryhmät indikoivat vesistövaikutuksia. Muun muassa rahkasammaleet (Lachance & Lavoie 2004) antavat tietoa turvemaiden sisällä tapahtuvista muutoksista, mutta monet ominaisuudet tekevät myös kuoriameeboista hyödyllisiä paleoekologisessa tutkimuksessa. 1) Kuoriameebojen kuoret säilyvät yleensä hyvin turpeessa ja sedimentissä (Warner 1988), 2) ne ovat monimuotoisia ja niitä esiintyy laajalla alueella (Mitchell ym.

2000b), 3) ne reagoivat nopeasti ympäristön muutoksiin (Buttler ym. 1996) ja 4) ne antavat tietoa täsmälleen näytteenotto paikasta (Mitchell ym. 2000b).

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

#### 3.1. Suokohteet

Tutkimuskohteiksi valittiin luonnontilaisia soita (vertailusuot), turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevia soita ja ennallistettuja soita (Kuva 1). Tässä työssä näitä kolmea maankäyttökategoriaa kutsutaan suoryhmiksi ja jokaista suoryhmää edustamaan valittiin kolme suota. Turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevilla soilla oli tehty hakkuut ja ojitukset, ja ne olivat kuivatusvaiheen alussa. Ennallistetut suot ovat vanhoja turvetuotantoalueita, jotka on jätetty soistumaan. Tämän tutkimuksen ennallistetut suot sijoittuvat Kihniön Aitonevan ympäristöön. Alueella on useampi ennallistettu suo ja ne ovat Suomen vanhimpia ennallistettuja soita. Aineisto kerättiin vuoden 2012 kesällä ja syksyllä yhdeksältä suolta, jotka sijaitsevat Karstulan, Kihniön, Multian, Petäjäveden, Perhon ja Saarijärven kuntien alueilla (Taulukko 1). Suot ovat pääasiassa neva- ja rämetyyppisiä.



Kuva 1. Tutkimusalueet kartalla. Luonnontilaiset kontrollisuot: Pakosuo (1), Pyhä-Häkki (2), Aittosuo (3). Valmisteluvaiheessa olevat turvetuotantoalueet: Hirvisuo (4), Lapsukansuo (5), Umpilamminsuo (6). Ennallistetut entiset turvetuotantoalueet: Aitoneva (7, 8 ja 9). Maakuntarajat ovat sinisellä viivalla.

Taulukko 1. Tutkimussuot, suoryhmät ja soiden sijainnit (koordinaattijärjestelmä ETRS89~WGS84).

Suo	Käsittely	Koordinaatit (~WGS84)	
		N	E
1. Pakosuo, Salamajärvi	Luonnontilainen	63.27221	24.688602
2. Pyhä-Häkki, Saarijärvi	Luonnontilainen	62.852583	25.485222
3. Aittosuo, Karstula	Luonnontilainen	62.753111	24.633274
4. Hirvisuo, Multia	Valmisteluvaiheessa (hakkuut v. 2010-2011)	62.466008	24.652977
5. Lapsukansuo, Multia	Valmisteluvaiheessa (hakkuut v. 2010-2011)	62.470609	25.012942
6. Umpilamminsuu, Petäjä	Valmisteluvaiheessa (hakkuut v. 2004-2005)	62.253333	25.068611
7. Aitoneva 1, Kihniö	Ennallistettu	62.200845	23.304779
8. Aitoneva 2, Kihniö	Ennallistettu	62.201180	23.295790
9. Aitoneva 3, Kihniö	Ennallistettu	62.198835	23.301869

### 3.2. Maastomenetelmien kuvaus

Kesän näytteet kerättiin 7.6.–19.7.2012 ja syksyn näytteet 18.9.–14.10.2012. Kesän ja syksyn näytteet otettiin samoilta paikoilta. Näytteenottoon maastossa osallistui kaksi henkilöä. Toinen henkilö otti näytteet ja toinen toimi kirjurina sekä teki avustavia toimenpiteitä. Näytteet otti aina sama henkilö. Yhdeltä kohteelta eli suolta valittiin satunnaisesti kolme näytealaa. Näytealat merkittiin koodatuilla muoviputkilla, jotka asetettiin kunkin näytealan pohjoiskulmaan. Suunta tarkistettiin kompassilla. Näyteala oli kooltaan n. 50 cm x 50 cm, joka rajattiin muoviputkista rakennetulla kehikolla. Jokaiselta näytealalta otettiin satunnaisesti viidestä kohdasta rahkasammalen verso, joista kuoriameebat myöhemmin erotettiin ja laskettiin. Rahkasammalen verso otettiin pitämällä pinseteillä sen yläosasta kiinni, erottelemalla muut versot kauemmaksi ja katkaisemalla valittu verso n. 12 cm syvyydeltä. Versot, yhteensä viisi versoa näytealaa kohti, pakattiin koodattuun näytepurkkiin (25 ml). Rahkasammalten kruunut pakattiin omaan näytepurkkiinsa myöhempää lajintunnistusta varten.

Pohjavedenpinnan tasoa yritettiin arvioida Markel ym. (2010) tutkimuksessa käytetyllä teippimenetelmällä, mutta tässä työssä käytetyn PVC-teipin väri ei muuttunut kokeen aikana, joten tuloksia vedenkorkeuden vaihtelusta ei saatu. Toisaalta eri suoryhmien pohjavedenpinnan tasot olivat hyvin erilaisia, mikä voidaan havaita jo kenttähavaintojen perusteella. Osasta alueista otettiin valokuvia ja jokaisesta näytealasta selvitettiin koordinaatit matkapuhelimen avulla tai jälkikäteen Maanmittauslaitoksen ”Kansalaisen karttapaikasta” ([kansalaisen.karttapaikka.fi](http://kansalaisen.karttapaikka.fi)). Lisäksi vedenlaatumittarilla (YSI Professional Plus) mitattiin parametrit jokaiselta näytealalta: lämpötila (T, °C), pH, liuenneiden kiintoainesten kokonaismäärä (TDS, mg/l), johtokyky (SPC, µs/cm), happipitoisuus (DO, mg/l) ja hapen kyllästysaste (DO%).

### 3.3. Laboratoriomenetelmien kuvaus

Jokaisen maastopäivän jälkeen näytteet esikäsiteltiin seuraavan päivän kestäväintä varten. Näytepurkin (25 ml) versoja paineltiin varovasti pinseteillä tislattun veden (20 ml) alle (Liite 1). Tämän jälkeen purkkeihin lisättiin kertakäyttöpipetillä Bengalin roosaa n. 2 tippaa per purkki eliöiden värjäämiseksi. Lisäksi latvanäytepurkkeihin lisättiin tislattua vettä tai vesijohtovettä, jotta latvat peittyivät. Lopuksi kaikki näytepurkit laitettiin yöksi jääkaappiin. Sammallajit tunnistettiin latvanäytteistä myöhemmin.



Näytteiden ottoa seuraavana päivänä versonäytteet sekoitettiin koeputkiravistelijalla (Vortex genie) n. 20 s., jotta kuoriameebat irtoaisivat ympäröivään nesteeseen. Versopurkkien nesteet kaadettiin kukin omaan Erlenmeyer-pulloonsa (100 ml). Tislattua vettä kiehausutettiin keittolevyllä ja kaadettiin versopurkkeihin, jotta versot peittyivät uudelleen. Versopurkkeja käytettiin ravistelijassa toiset 20 s., jotta mahdollisimman paljon kuoriameeboja irtoaisi nesteeseen. Tämä neste kaadettiin samaan Erlenmeyer-pulloon kuin vastaavan näytepurkin edellinen neste. Pulloon lisättiin puolikas *Lycopodium*-itiötä sisältävä tabletti, jonka jälkeen jokainen Erlenmeyer-pullo käytettiin keittolevyllä tabletin liukenemisen nopeuttamiseksi ja kuoriameebojen tappamiseksi. Itiöiden avulla oli tarkoitus määrittää kuoriameebatiheyksiä (Stockmarr 1971), mutta itiöitä oli vaikea erottaa ja ne eivät jakautuneet tasaisesti näytteeseen, joten tiheyksien määrittäminen jätettiin pois tutkimuksesta.

Jokaisen Erlenmeyer-pullon sisältämä näyte siivilöitiin käyttämällä kahta eri seulakokoa, jotta näytteistä tulisi mahdollisimman puhtaat. Ensin näyte siivilöitiin 300 µm suodatinkankaan läpi suppiloa apuna käyttäen isompaan, leveäsuiseen Erlenmeyer-pulloon (250 ml) ja suodatinkangas sekä suppilo huuhdeltiin huolellisesti. Siivilöity neste kaadettiin 15 µm suodatinkankaan läpi toiseen Erlenmeyer-pulloon (250 ml) ja tyhjennetty pullo huuhdeltiin. Suodatinkangasta huuhdeltiin pussina vesijohtovedellä, jotta aines saatiin kerääntymään pussin pohjalle. Suodatinkankaaseen jäänyt aines kaavittiin varovasti pienellä metallilusikalla yksilöivästi koodattuihin Eppendorf-putkiloihin, joihin lisättiin 0,5 ml glyserolia. Lopuksi Eppendorf-putket siirrettiin jääkaappiin mikroskopointia odottamaan. Ennen mikroskopointia näytteet sentrifugoitiin (Eppendorf Centrifuge 5424, 2 min, 2000 rpm), jotta kuoriameebat laskeutuisivat Eppendorf-putken pohjalle.

Mikroskopointia varten näytteestä poistettiin yläliuos ja sakasta otettiin kertakäyttöpipetillä tippa objektilasille, peitettiin peitinlasilla ja suljettiin läpinäkyvällä kynsilakalla. Näytteet tutkittiin tutkimusmikroskoopilla (Olympus BX41, 100x suurennos, 400x lähempään tarkasteluun) ja jokaisesta näytteestä, joka vastasi yhtä näytealaa, laskettiin sekä määritettiin n. 200 yksilöä. Kuoriameeba- ja sammallajisto (Liite 2, Taulukko 2) määritettiin määrittämissä apuna käyttäen lajitasoille (Charman ym. 2000, Laine ym. 2009). Hankalasti tunnistettavista kuoriameebalajeista lähetettiin kuvat Minna Väilirannalle Helsingin yliopistoon tunnistettaviksi ja vaikeiden sammallajien tunnistamiseksi konsultoitte Minna-Maarit Kytöviitaa Jyväskylän yliopistosta.

Taulukko 2. Tutkimussoilla esiintyneet sammallajit (kesä & syksy). Sektiot on lihavoituna. Nevoja ovat Aitoneva, Pyhä-Häkki ja Pakosuo. Rämeitä ovat Lapsukansuo, Aittosuo, Umpilamminsuu ja Hirvisuo.

	Luonnontilaiset						Valmisteluvaiheessa				Ennallistetut							
	Aittosuo (kesä)	Aittosuo (syksy)	Pyhä-Häkki (kesä)	Pyhä-Häkki (syksy)	Pakosuo (kesä)	Pakosuo (syksy)	Lapsukansuo (kesä)	Lapsukansuo (syksy)	Umpilamminsuu (kesä)	Umpilamminsuu (syksy)	Hirvisuo (kesä)	Hirvisuo (syksy)	Aitoneva 1 (kesä)	Aitoneva 1 (syksy)	Aitoneva 2 (kesä)	Aitoneva 2 (syksy)	Aitoneva 3 (kesä)	Aitoneva 3 (syksy)
<b>Cuspidata</b>																		
<i>Sphagnum angustifolium</i>							X	X	X	X	X							
<i>Sphagnum fallax</i>	X	X				X						X			X	X	X	X
<i>Sphagnum riparium</i>													X	X				
<b>Rigida</b>																		
<i>Sphagnum aongstroemii</i>													X	X				
<b>Sphagnum/Palustria</b>																		
<i>Sphagnum papillosum</i>	X		X	X	X	X			X						X	X	X	X

### 3.4. Tilastoanalyysit

Luonnontilaisten soiden lisäksi tutkimuskohteina olivat käsitellyt suot, joista osa oli ojitettuja, ns. valmisteluvaiheessa olevia alueita, ja osa ennallistettuja soita. Jokaisesta edellä mainitusta suoryhmästä oli kolme suota eli soita oli yhteensä yhdeksän. Yhdeltä suolta valittiin kolme näytealaa ja jokaiselta näytealalta otettiin satunnaisesti viidestä kohdasta rahkasammalen verso.

Kuoriameebayhteisöjen eroja suoryhmien välillä ja niiden yhteyttä ympäristömuuttujiin tutkittiin NMS-ordinaatiolla (Nonmetric Multidimensional Scaling). Ordinaatiokuvat tehtiin erikseen kesälle ja syksyille. Käytetty ohjelma oli PAST (Paleontological Statistics) v. 2.17c (Hammer ym. 2001) ja etäisyysmitta Bray-Curtis. NMS-ordinaatiossa PAST hyödyntää Taguchin & Oonon (2005) algoritmia. NMS-ordinaatio soveltuu mm. hyvin aineistolle, joka ei ole normaalisti jakautunutta (McCune ym. 2002). Ohjelma valitsee ratkaisun, jossa on pienin stressi. Stressi on monotonisuuden poikkeavuus alkuperäisen aineiston ja pelkistetyn aineiston etäisyyksien välisessä suhteessa (McCune ym. 2002). Ordinaatio asettaa yksittäisen suon ordinaatioavaruuteen soilla havaittujen lajikoostumusten ja lajien runsauden suhteen. Ordinaatioavaruudessa lähellä olevat pisteet muistuttavat yhteisörakenteeltaan enemmän toisiaan kuin kauempana olevat pisteet. Analyysin tuottamaan kuvaan lisättiin ympäristömuuttajat korrelaatiovektoreina NMS-akseleiden suhteen. NMS-ordinaatioon valittiin seuraavat ympäristömuuttajat: lämpötila, pH, johtokyky, happipitoisuus ja hapen kyllästysaste. Lisäksi laskettiin ympäristömuuttajien ja ordinaatioakseleiden väliset korrelaatiot.

Suoryhmien välillä esiintyvien erojen testaamiseen käytetty menetelmä oli MRPP (Multi-Response Permutation Procedures). Käytetty ohjelma oli PC-ORD 5 (McCune ym. 2002) ja etäisyysmittana toimi Bray-Curtis. Menetelmä testaa muistuttavatko ryhmien sisäiset havainnot enemmän toisiaan kuin ryhmien väliset. MRPP:n etuna on, ettei se vaadi aineiston normalisuutta eikä varianssien homogeenisyyttä. Testin p-arvo (Monte Carlo-testi) kertoo, millä todennäköisyydellä havaittu ryhmittäminen johtuu sattumasta ja A:n arvo kuvaa ryhmien välistä homogeenisuutta verrattuna satunnaiseen (McCune & Mefford

1999). Pieni p-arvo kuvaa ryhmien erilaisuutta.  $A=1$ , jos kaikki ryhmien jäsenet ovat samanlaisia,  $A=0$ , jos ryhmien sisäinen heterogeenisuus on yhtä suurta kuin sattumalta ja  $A<0$ , jos ryhmien sisällä on yhtäläisyyksiä vähemmän kuin sattumalta voisi odottaa (McCune ym. 2002).

Lajikertymäkäyrien avulla tutkittiin riittääkö kullakin suolla valitut kolme näytealaa suon lajimäärän arvioimiseksi. Lajikertymäkäyrissä näkyy kumulatiivinen lajimäärän kasvu näytealamäärän funktiona. Käyrät tehtiin suoryhmäkohtaisesti, erikseen kesän ja syksyn näytteille. Kokonaislajimäärän estimoinnissa käytettiin ”First-order Jackknife”-estimaattia. Ajot tehtiin PC-ORD 5 -ohjelmistolla ja eri suoryhmien tulokset yhdistettiin samaan kuvaajaan taulukkolaskentaohjelmassa (Excel). Myös indikaattorilajianalyysi tehtiin PC-ORD 5 -ohjelmistolla käyttäen Dufrênen ja Legendren (1997) menetelmää. Menetelmä antaa jokaiselle lajille indikaattoriarvon yhdistelemällä tietoa lajien runsaussuhteista ja esiintyvyydestä käyttäjän a-priori määrittelemässä ryhmässä. Monte Carlo-testi antaa lajeille arvion tilastollisesta merkitsevyydestä (p-arvo) (McCune ym. 2002). Indikaattoriarvot vaihtelevat välillä 0-100. Jos eliöllä on täydellinen indikaattoriarvo tietyssä ryhmässä, tarkoittaa se sitä, ettei kyseistä lajia esiinny muissa ryhmissä (McCune & Mefford 1999). Monte Carlo testin satunnaistuksien lukumäärä oli 4999. Tämän tutkimuksen ryhmät oli muodostettu suoryhmittäin (kesä/syksy).

## 4. TULOKSET

### 4.1. Lajisto

Tutkimuksessa käytiin läpi 108 preparaattia, joista määritettiin yhteensä 27 lajia (Liite 2). Osaa *Arcella*-suvun yksilöistä ei kuitenkaan kyetty määrittämään lajitasolle ja näiden yksilöiden kohdalla määrittäminen jäi sukutasolle. Löydettyjen *Arcella*-lajien perusteella oli kuitenkin oletettavaa, että lajitasolle tunnistettujen lajien lisäksi muita *Arcella*-lajeja ei löytyisi. Suvulleen määritetyt *Arcella*-yksilöt lisättiin jo tunnistettujen *Arcella*-lajien suhteessa tunnistettujen lajien yksilömääriin. Suvulleen tunnistettujen *Arcella*-yksilöiden osuus kaikista havaituista *Arcella*-yksilöistä oli 37 %.

Pakosuon (luonnontilainen) syksyn näytteistä löytyi eniten kuoriameebalajeja ja Aittosuon (luonnontilainen) kesän näytteestä vähiten. Sekä luonnontilaisilta että ennallistetuilta soilta löytyi kaikkiaan 24 lajia, kun valmisteluvaiheessa olevilta soilta löytyi 19 lajia. Eniten yksilöitä löytyi Hirvisuon (valmisteluvaiheessa) kesän näytteestä ja vähiten Aitoneva 2 (ennallistettu) syksyn näytteestä. Luonnontilaisilla soilla runsain kuoriameebalaji oli *Hyalosphenia papilio* (882 yksilöä, 26 % kaikista luonnontilaisten soiden yksilöistä), valmisteluvaiheella olevilla *Nebela parvula* (996 yksilöä, 33 % kaikista valmisteluvaiheen soiden yksilöistä) ja ennallistetuilla soilla *Cyclopyxis arcelloides* (672 yksilöä, 22 % kaikista ennallistettujen soiden yksilöistä). *Nebela carinata* ja *Nebela griseola* esiintyivät runsaina luonnontilaisilla soilla, kun taas muissa suoryhmissä niitä ei esiintynyt juuri ollenkaan. Harvinaisempia lajeja olivat *Diffugia leidy* ja *Euglypha compressa*, joita löytyi vain Pyhä-Häkin (luonnontilainen) näytteistä (yksi yksilö molempia).

Kesän indikaattorilajianalyysistä nousi esille neljä lajia, joista kolme esiintyi yleisesti ennallistetuilla soilla, *Euglypha strigosa* (indikaattoriarvo 83,8,  $p = 0,002$ ), *Centropyxis cassis* (indikaattoriarvo 81,1,  $p = 0,0016$ ) ja *Arcella discoides* (indikaattoriarvo 66,3,  $p = 0,0024$ ). Luonnontilaisilla soilla yleisin laji oli *Nebela carinata* (indikaattoriarvo 66,7,  $p = 0,0014$ ). Valmisteluvaiheen soille ei löytynyt selkeää indikaattorilajia kesän näytteistä.

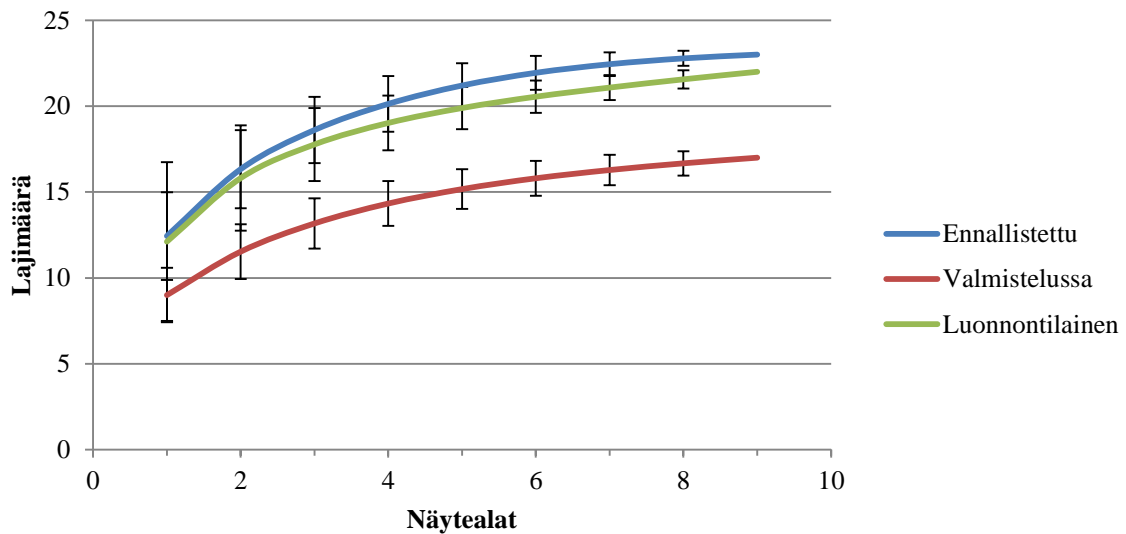
Syksyn indikaattorianalyysissä selkeimmin esiin nousi vain yksi laji, *Nebela parvula*, joka esiintyi yleisenä valmisteluvaiheen soilla (indikaattoriarvo 59,8,  $p = 0,0046$ ).

#### 4.2. Lajikertymäkäyrät

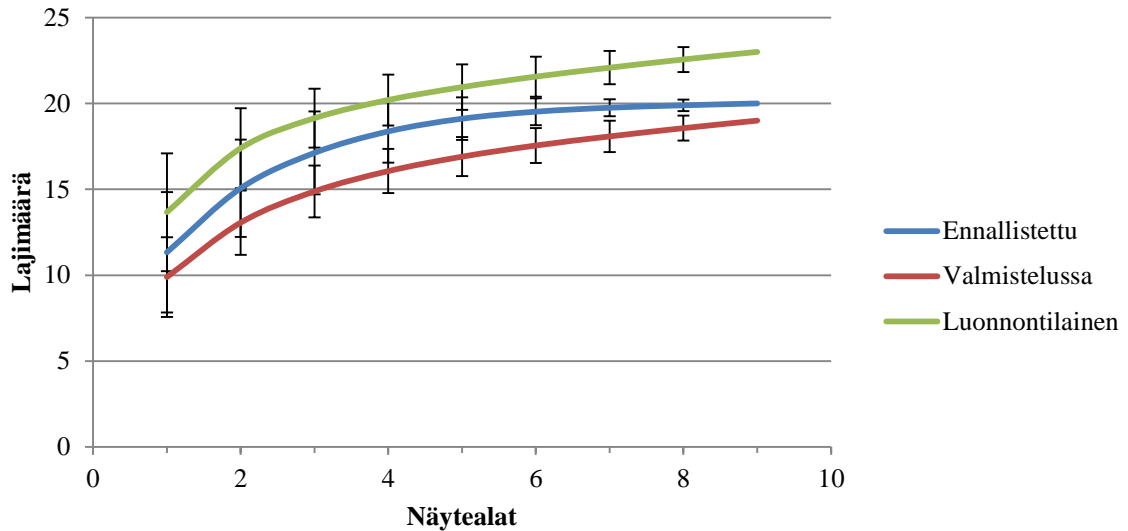
Eniten lajeja havaittiin kesän (Kuva 2, Taulukko 3) ennallistetuilla soilla ja syksyn luonnontilaisilla soilla. Molemmissa oli saman verran lajeja eli 23. Lajikertymäkäyrien kokonaislajimääräestimaatit vaihtelivat syksyn (Kuva 3) ennallistettujen soiden 20 ja syksyn luonnontilaisten soiden 27 lajin välillä. Kaikkien suoryhmien kohdalla kolmella näytealalla saavutetaan 77 – 86 % kokonaislajimääräestimaatin lajeista.

Taulukko 3. Lajimäärä, kokonaislajimäärän estimaatti ja keskimääräinen näytealamäärä, jolla saavutetaan 80 % kokonaislajimääräestimaatin lajeista eri suoryhmissä kesällä ja syksyllä.

	Kesä			Syksy		
	Havaittu lajimäärä	Kokonaislajimäärän estimaatti	Näytealat jolla 80 % lajeista	Havaittu lajimäärä	Kokonaislajimäärän estimaatti	Näytealat jolla 80 % lajeista
Ennallistettu	23	25	3	20	21	3
Valmistelussa	17	20	4	19	23	4
Luonnontilainen	22	26	3	23	27	3



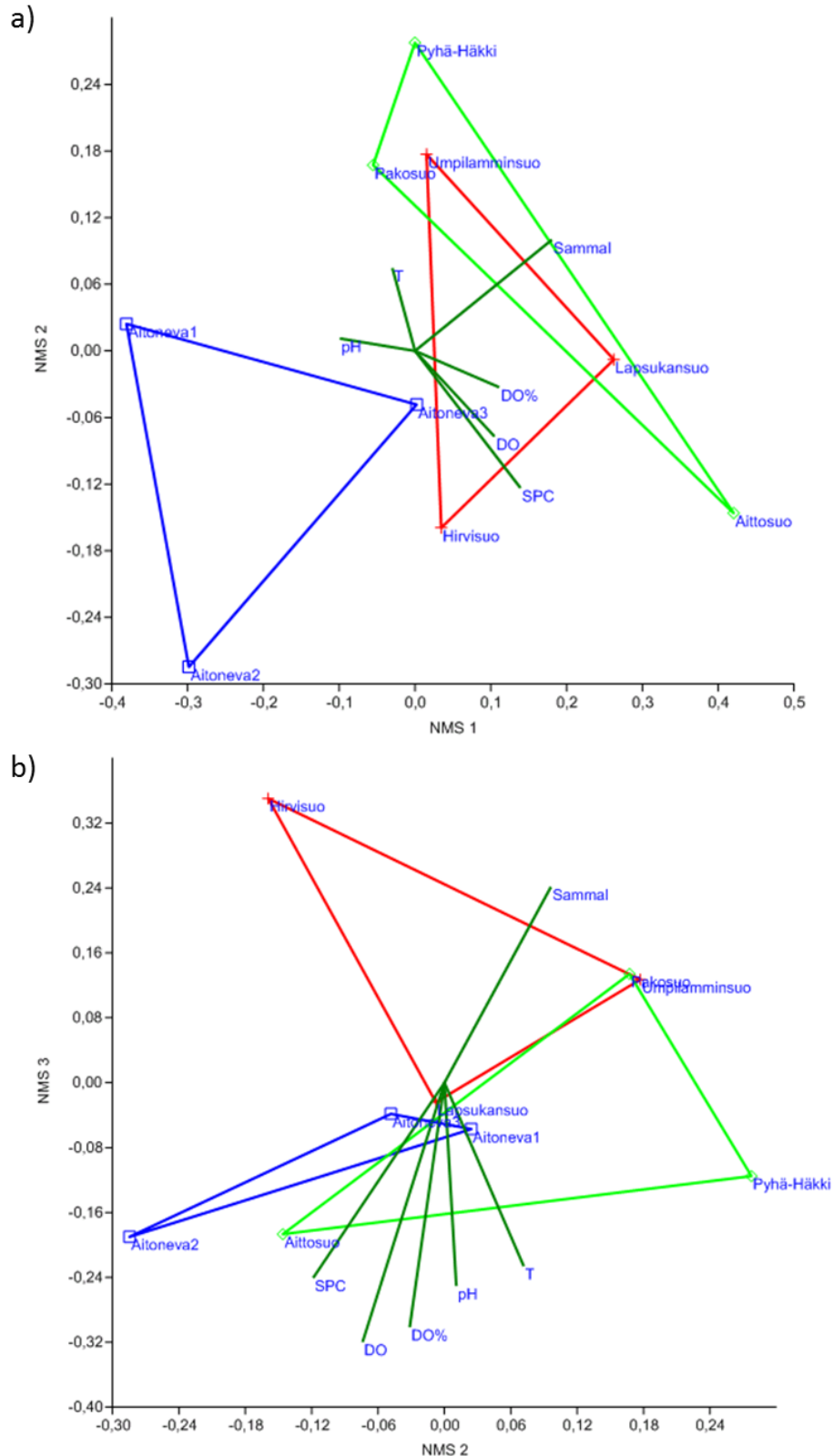
Kuva 2. Kuoriameebojen lajimäärän keskimääräinen kertyminen näytealojen funktiona kesällä luonnontilaisilla, ennallistetuilla ja turvetuotantoa varten valmistelluilla soilla.



Kuva 3. Kuoriameebojen lajimäärän keskimääräinen kertyminen näytealojen funktiona syksyllä luonnontilaisilla, ennallistetuilla ja turvetuotantoa varten valmistelluilla soilla.

#### 4.3. Kuoriameebayhteisön rakenne eri suoryhmissä

Eri suoryhmien kuoriameebayhteisöjä ja niiden eroavaisuuksia tarkasteltiin NMS-ordinaatiossa ja paras esitys oli kolmiulotteinen. Kesän näytteiden kohdalla lopullinen stressi oli 0,1071. Akselin 1 selittämä varianssi oli 0,57, toisen akselin 0,05 ja kolmannen akselin 0,09 (Kuva 4). Kuvaajan mukaan eri suoryhmien yhteisöt erosivat toisistaan. Osa valmisteluvaiheen soiden yhteisöistä vaikutti olevan samanlaisia kuin luonnontilaisten soiden yhteisöt. Ennallistetuissa soissa on melko erilainen yhteisö kuin muissa vaiheissa. Ympäristömuuttujien arvot on luetteloitu taulukossa 4. Pohjavedenpinnan tason mittaus ei onnistunut kvantitatiivisesti, mutta silmämääräisesti tehtyjen kenttähavaintojen perusteella voidaan sanoa, että ennallistetut suot olivat märimpiä, luonnontilaiset suot hiukan kuivempia ja valmisteluvaiheen suot kaikkein kuivimpia. Mitatuista ympäristömuuttujista vain sammallaji korreloi positiivisesti kolmannen ordinaatioakselin kanssa (Taulukko 5).

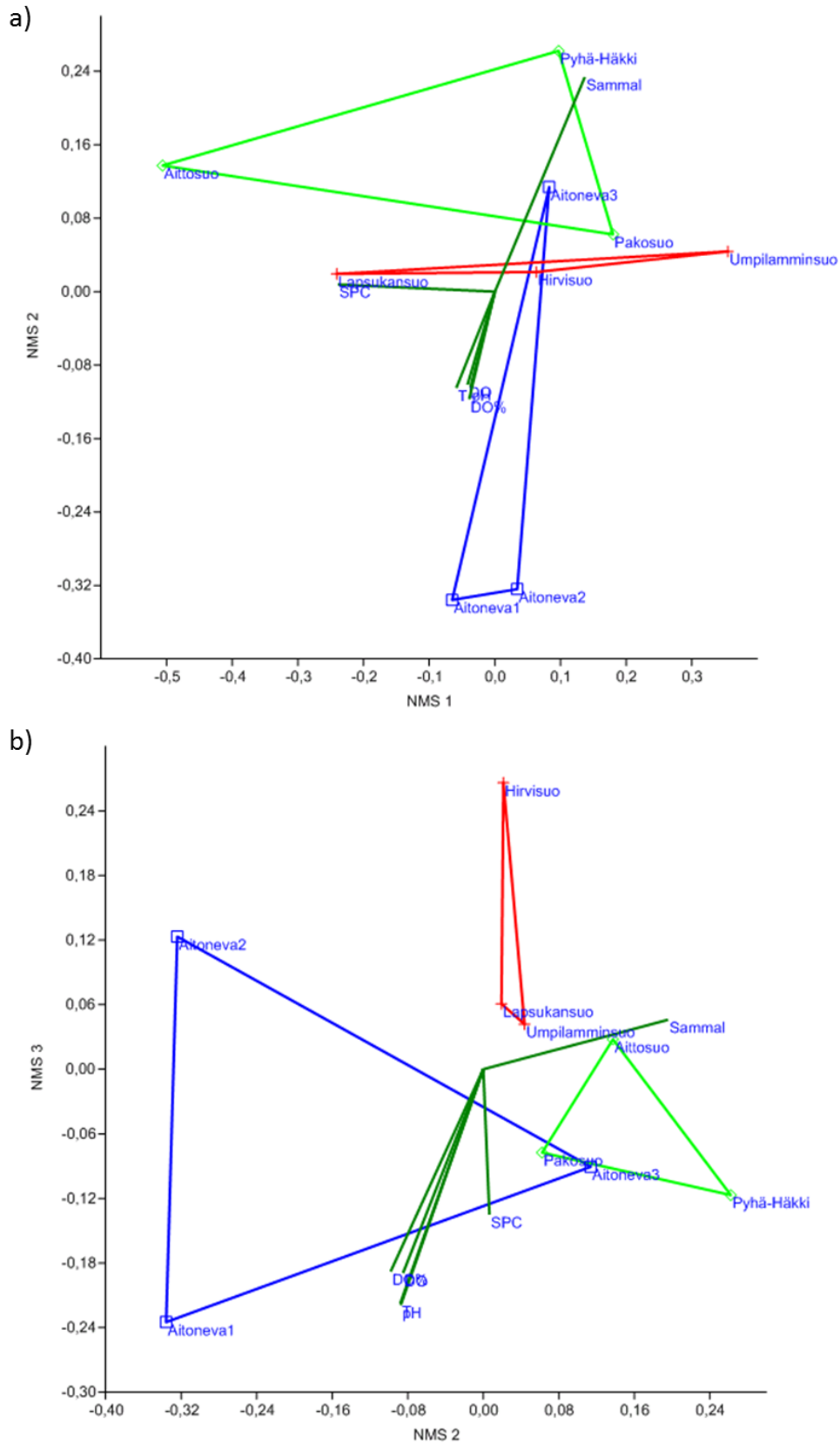


Kuva 4. Kesän kuoriameealajiyhteisöjen, niiden elinympäristön ja ympäristömuuttujien yhteyttä kuvaava NMS-ordinaatio. a) 1. ja 2. ulottuvuuden ja b) 2. ja 3. ulottuvuuden muodostamat tasot. Luonnontilaiset suot ovat vaaleanvihreällä, turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevat suot punaisella ja ennallistetut suot sinisellä. Origosta lähtevät viivat osoittavat ympäristömuuttujien (pH, lämpötila (T), sammallajit, hapen kyllästysaste (DO%), happipitoisuus (DO) ja johtokyky (SPC)) ja akseleiden välistä korrelaatiota. Viivan pituus osoittaa korrelaation voimakkuutta.

Taulukko 4. Tutkimussoiden suoveden ominaisuudet (kesä & syksy). Umpilamminsuolta, Hirvisuolta ja Lapsukansuolta (syksy) ei saatu näytettä vedenpinnan ollessa matalalla.

<b>Kesä:</b>						
<b>Suo</b>	<b>T (°C)</b>	<b>pH</b>	<b>TDS (mg/l)</b>	<b>SPC (µs/cm)</b>	<b>DO (mg/l)</b>	<b>DO %</b>
Aitoneva 1	15,6	4,9	24,5	38	3	35
Aitoneva 2	15,9	4,7	34,7	53	6	53
Aitoneva 3	16,5	4,2	29,9	46	5	55
Lapsukansuo	20,1	3,4	68,7	105	6	65
Umpilamminsuo	-	-	-	-	-	-
Hirvisuo	-	-	-	-	-	-
Aittosuo	12,7	4,0	36,1	63	7	68
Pyhä-Häkki	20,4	4,3	19,9	31	5	59
Pakosuo	21,3	5,6	10,6	16	4	45
<b>Syksy:</b>						
<b>Suo</b>	<b>T (°C)</b>	<b>pH</b>	<b>TDS (mg/l)</b>	<b>SPC (µs/cm)</b>	<b>DO (mg/l)</b>	<b>DO %</b>
Aitoneva 1	10,1	5,0	18,0	33	8	71
Aitoneva 2	10,0	5,0	21,2	33	10	91
Aitoneva 3	9,9	4,3	22,5	35	8	67
Lapsukansuo	-	-	-	-	-	-
Umpilamminsuo	-	-	-	-	-	-
Hirvisuo	-	-	-	-	-	-
Aittosuo	7,8	3,8	41,2	63	7	58
Pyhä-Häkki	8,0	4,0	22,1	34	8	66
Pakosuo	7,8	5,1	7,8	12	8	67

Syksyn näytteiden NMS-ordinaatio (stressi: 0,07026, varianssit: akseli 1: 0,26, akseli 2: 0,25 ja akseli 3: 0,05) osoitti eri suoryhmissä olevien soiden kuoriameebayhteisöiden rakenteiden poikkeavan toisistaan (Kuva 5). Syksyllä valmisteluvaiheessa olevien soiden yhteisöt vaikuttivat poikkeavan muista suoryhmistä. Yhden ennallistetun suon (Aitoneva 3) yhteisö muistutti luonnontilaisten soiden yhteisöä, poiketen samalla muiden ennallistettujen soiden yhteisöistä. Syksyn näytteissä sammallaji korreloi positiivisesti toisen ordinaatioakselin kanssa (Taulukko 5).



Kuva 5. Syksyn kuoriameebalajiyhteisöjen, niiden elinympäristön ja ympäristömuuttujien yhteyttä kuvaava NMS-ordinaatio. a) 1. ja 2. ulottuvuuden ja b) 2. ja 3. ulottuvuuden muodostamat tasot. Luonnontilaiset suot ovat vaaleanvihreällä, turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevat suot punaisella ja ennallistetut suot sinisellä.



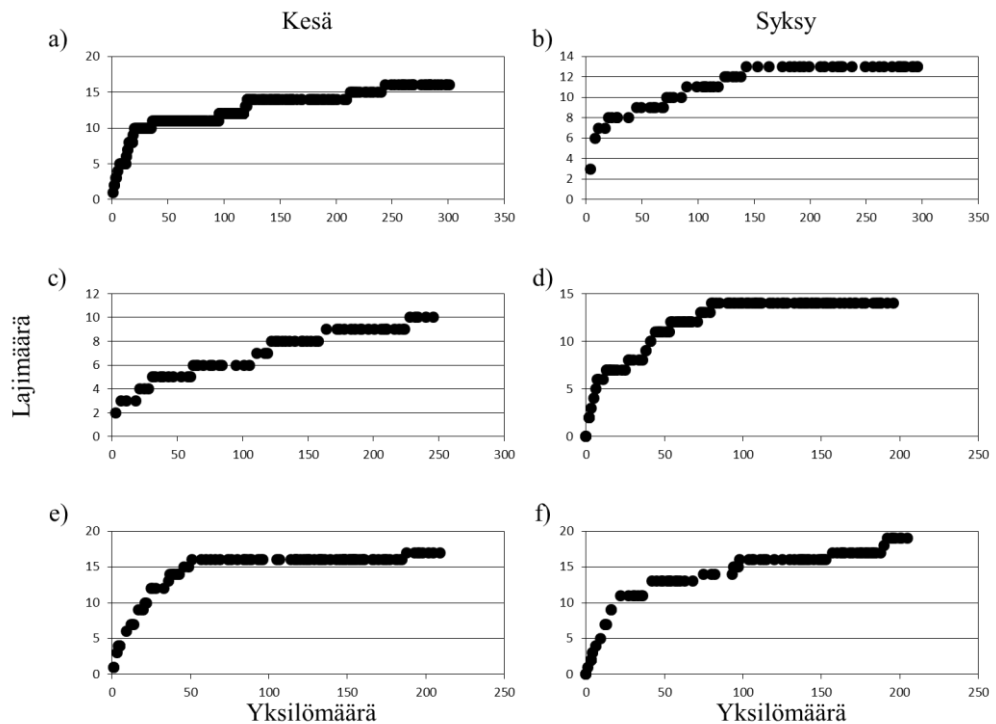
Taulukko 5. Kesän ja syksyn ympäristömuuttujien ja ordinaatioakseleiden väliset korrelaatiot. Voimakkaimmat korrelaatiot ovat lihavoituna.

	Kesä			Syksy		
	1. Akseli	2. Akseli	3. Akseli	1. Akseli	2. Akseli	3. Akseli
Sammal	0,46	0,25	<b>0,64</b>	0,33	<b>0,56</b>	0,13
T	-0,08	0,19	<b>-0,60</b>	-0,14	-0,25	<b>-0,62</b>
pH	-0,25	0,03	<b>-0,66</b>	-0,09	-0,25	<b>-0,62</b>
SPC	0,35	-0,31	<b>-0,64</b>	<b>-0,57</b>	0,02	-0,39
DO	0,27	-0,20	<b>-0,85</b>	-0,10	-0,24	<b>-0,54</b>
DO%	0,28	-0,08	<b>-0,80</b>	-0,09	-0,28	<b>-0,54</b>

MRPP-analyysissä katsottiin erikseen kesän ( $A = 0,207$ ,  $p < 0,001$ ) ja syksyn ( $A = 0,105$ ,  $p = 0,003$ ) kuoriameebayhteisöjen eroja suoryhmittäin. Lisäksi suoritettiin parittaiset vertailut, jossa vertailtiin eri suoryhmien yhteisöjä keskenään. Ennallistettujen soiden kuoriameebayhteisöt erosivat kesällä selkeästi valmisteluvaiheessa olevien soiden yhteisöistä ( $A = 0,196$ ,  $p < 0,001$ ). Myös ennallistettujen ja luonnontilaisten soiden yhteisöt erosivat selvästi toisistaan ( $A = 0,172$ ,  $p < 0,001$ ). Syksyllä toisistaan eniten erosivat ennallistettujen ja luonnontilaisten soiden yhteisöt ( $A = 0,099$ ,  $p = 0,006$ ).

#### 4.4. Näytteiden riittävyys

Yksilömäärä-lajimäärä-kuvaajien avulla arvioitiin, onko 200 tunnistettua yksilöä riittävä määrä näytealan lajimäärän arvioimiseen (Kuva 6). Näyte käytiin läpi näkökentittäin ja näkökentissä havaitut lajit merkattiin ylös. Kumulatiivinen yksilömäärä on siis myös suhteessa näkökenttiin. Tulokset vaihtelivat, mutta yhdessäkään esimerkissä uusia lajeja ei juuri löytynyt sen jälkeen, kun 200 yksilöä oli tunnistettu.



**Kuva 6.** Lajimäärä suhteessa tunnistettujen yksilöiden määrään. a) Aitoneva 1, b) Aitoneva 3, c) ja d) Hirvisuo, e) ja f) Pakosuo. Kuvaan on valittu jokaisesta suoryhmästä yksi näyte, jossa on eniten lajeja muihin saman suoryhmän näytteisiin verrattuna.

## 5. TULOSTEN TARKASTELU

Tutkimuksessa havaittiin, että luonnontilaisten soiden kuoriameebayhteisöt poikkeavat turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevien ja ennallistettujen soiden yhteisöistä. Luonnontilaisilla ja ennallistetuilla soilla oli runsaasti lajeja. Luonnontilaiselta Pakosuolta löytyi eniten kuoriameebalajeja, mikä saattaa selittyä sillä, että suo sijaitsee Salamajärven kansallispuistossa ja sen ympäristö on melko koskematon. Suolla ei ole tehty ojituksia, ja näytteenottoaika oli hyvin märkä verrattuna muihin luonnontilaisiin soihin. Luonnontilainen Aittosuo oli kuivempi kuin muut tutkimuksen luonnontilaiset suot, ja siellä lajeja oli melko vähän. Kuivuus voikin olla yksi selittävä tekijä lajien vähäisyydelle, kuin myös läheisyydessä tapahtuva ihmistoiminta, metsätalous ja turvetuotanto. Lisäksi Aittosuo on melko pienikokoinen. Kosteuden ollessa kuoriameebayhteisöihin voimakkaimmin vaikuttava ympäristömuuttuja (Bobrov ym. 1999, Mitchell ym. 2000a, Booth 2001), oli oletettavaa, että luonnontilaisilta ja ennallistetuilta soilta löytyisi enemmän lajeja verrattuna valmisteluvaiheen soihin. Nyt tehtyjen kenttähavaintojen perusteella voidaan sanoa, että ennallistetut suot olivat märmpiä, luonnontilaiset suot hiukan kuivempia ja valmisteluvaiheen suot kaikkein kuivimpia. Myös Woodland (1998) totesi tutkimuksessaan, että kuoriameebalajeja oli enemmän märillä soilla.

Yksilömäärät olivat suuria valmisteluvaiheen soilla, kuten esimerkiksi Hirvisuolla. Myös Warner (1987) havaitsi, että kuoriameebatiheydet olivat suurimmillaan kuivilla soilla. Tarkkaa syytä kuivien soiden suurille lajitiheyksille ei tiedetä, mutta kuivan ympäristön lajeja yhdistää pieni koko ja nopea levittäytyminen uusille alueille (Mitchell & Gilbert 2004).

Aikaisempien tutkimusten mukaan (Tolonen ym. 1992, Charman ym. 2006, Mitchell ym. 2008) *Nebela parvula* menestyisi heikoimmin märässä ympäristössä, mikä selittäisi sen runsautta kuivilla valmisteluvaiheen soilla (Liite 2). *Nebela parvula* on pienikokoinen (78–90 µm, Corbet 1973) ja pienikokoisten lajien onkin todettu olevan tyypillisiä kuivassa elinympäristössä (Mitchell & Gilbert 2004). Vaikka valmisteluvaiheen soilta löytyi kuivan ympäristön lajeja, ei niitä kuitenkaan löytynyt merkittävän paljon verrattuna muihin suoryhmiin. Tähän voi vaikuttaa varsin sateinen kesä, jolloin valmisteluvaiheenkin suot olivat märempiä. *Hyalosphenia papilio* oli runsain laji luonnontilaisilla soilla ja se menestyykin parhaiten märemmällä rahkasammalalustalla. *Diffflugia leidy*, *Euglypha compressa*, *Nebela carinata* ja *Nebela griseola* ovat lajeja, joiden toleranssi kuivuuden suhteen on alhainen ja niiden optimielinympäristö on melko märkä, mikä selittäisi niiden esiintymistä vain luonnontilaisella suolla. Ennallistettujen soiden runsain laji oli *Cyclopyxis arcelloides*, joka sietää hyvin kosteuden vaihteluita, mutta sen optimielinympäristö ei saa olla liian märkä eikä myöskään liian kuiva.

Indikaattorilajianalyyysissä havaittiin, että *Euglypha strigosa*, *Centropyxis cassis* sekä *Arcella discoides* olivat kesällä tyypillisiä asukkaita ennallistetuilla soilla ja *Nebela carinata* luonnontilaisilla soilla. *Nebela parvula* oli syksyllä runsain kuivilla valmisteluvaiheen soilla. Ennallistetuille soille ominaisten lajien runsautta selittää se, että kaikki lajit, erityisesti *Centropyxis cassis* sietävät tutkituista lajeista parhaiten kosteuden vaihteluita. *Nebela carinata* puolestaan sietää huonosti kosteuden vaihteluita, vaikkakin sen optimielinympäristö on melko märkä. Näin ollen on ymmärrettävää, että laji esiintyy yleisesti luonnontilaisilla soilla, joissa vesitase on suhteellisen vakaa eikä vedenpinnan korkeus vaihtele suuresti.

Tulosten mukaan kolmella näytealalla yhtä suota kohti saavutetaan 77 – 86 % kyseisen suoryhmän kokonaislajimääräestimaatin lajeista, ja se kattaa paikan yleisimmät

lajit. Neljällä näytealalla löytyisi keskimäärin yksi laji lisää verrattuna kolmeen näytealaan, mutta sitä suurempi määrä näytealoja ei toisi merkittävästi lisää lajeja. Näytteiden riittävyttä tarkasteltaessa havaittiin, että 200 yksilöä näytealaa kohden on sopiva määrä lajiston riittävään arvioimiseen. Boothin ym. (2010) mukaan kuoriameebatutkimuksissa on perinteisesti laskettu 150 kuorta näytettä kohden. Wall ym. (2009) totesivat kuitenkin tutkimuksessaan, että yksilöitä täytyy laskea enemmän, jos halutaan tunnistaa kaikki näytteen lajit ja saada tarkka arvio harvinaisten lajien määrästä.

NMS-ordinaatio osoitti, että kesällä valmisteluvaiheen ja luonnontilaisten soiden kuoriameebayhteisö oli samankaltainen. Tämä saattaa selittyä sillä, että osa valmisteluvaiheen soista oli vasta ojitettuja. Näin ollen soiden pinta ei ollut vielä ehtinyt kuivua niin paljon, että yhteisö olisi muuttunut luonnontilaisesta. Hirvisuon yhteisö poikkesi muista valmisteluvaiheen soista ja muistutti enemmän ennallistettujen soiden yhteisöä. Hirvisuon näytteenottoaikat sijaitsevat hyvin vetisen suon läheisyydessä, joten mahdollisesti myös yhteisö oli märän ympäristön yhteisöä. Luonnontilaisista soista Aittosuon yhteisö erosi selvästi kahden muun luonnontilaisen suon yhteisöistä. Yksi tähän vaikuttava tekijä voi olla se, että Pyhä-Häkin ja Pakosuon näytealueet sijaitsevat kansallispuistojen alueilla ja ovat siten suhteellisen koskemattomia, kun taas Aittosuon läheisyydessä oli metsätaloutta ja turvetuotantoa. Myös suotyyppi vaikuttaa asiaan ja erityisesti pohjaveden pinta.

NMS-ordinaation mukaan ennallistetut suot erosivat luonnontilaisista ja valmisteluvaiheen soista sekä kesällä että syksyllä. Yksi syy tähän voi olla vesitaseiden erilaisuus. Ennallistetuilla soilla vesitase vaihtelee enemmän kuin luonnontilaisilla soilla (Price & Whitehead 2002), minkä takia alueelle tyypilliset lajit sietävät hyvin vesitaseen vaihteluita. Luonnontilaisilla soilla vesitase on melko vakaa ja sille tyypilliset lajit sietävät huonosti vesitaseen vaihteluita. Valmisteluvaiheen soiden yhteisöissä on kuivan ympäristön lajeja, mutta kokonaisuudessaan yhteisö muistuttaa luonnontilaisen suon yhteisöä, kun kuivuminen on alussa. Ennallistetut suot olivat myös silmämääräisesti mämpiä kuin luonnontilaiset ja valmisteluvaiheessa olevat suot. Todennäköisesti ennallistettujen soiden sukkessiovaihe vaikuttaa kuoriameebayhteisöön.

Kaikki ennallistetut suot ovat maantieteellisesti hyvin lähekkäin, mutta jokaisen suon yhteisö on erilainen. Maantieteellisesti hyvinkin kaukana toisistaan elävät kuoriameebayhteisöt eivät välttämättä eroa lajistoltaan (Mitchell & Meisterfeld 2005). Osa maailman kuoriameebayhteisöistä on kuitenkin rajoittunut elämään vain tietyllä alueella, esimerkiksi alueilla, joissa ei ole tapahtunut jäätiköitymistä (Smith ym. 2008). Tutkimuksessa käytetyt suot olivat kuitenkin sen verran etäällä toisistaan, että paikalliset sääolosuhteet, esim. sadannan alueelliset erot, voivat vaikuttaa soiden vedenpinnan tasoon ja samalla yhteisöihin. Monimuuttujamenetelmät osoittivat, että sammallajisto vaikuttaa kuoriameebalajistoon, joka oli oletettavaa, sillä myös sammallajisto vaihtelee kosteuden mukaan. Taulukosta 5 kuitenkin näkee, että ympäristömuuttujat eivät juuri korreloi ensimmäisen akselin kanssa. Tämä osaltaan kertoo, että jollakin mittamatta jääneellä ympäristömuuttujalla, oletettavasti pohjavedenpinnan tasolla, olisi ollut vahva vaikutus yhteisöjen erilaisuuteen. Ennallistettu Aitoneva 1 poikkesi eniten luonnontilaisten soiden yhteisöistä verrattuna muihin ennallistettuihin soihin. Kyseisen suon rahkasammallajistokin poikkesi niin luonnontilaisten soiden rahkasammallajistosta kuin myös muiden ennallistettujen soiden rahkasammallajistosta, joka voi selittää havaintoa. Ennallistetuista soista Aitoneva 2 eroaa yhteisöltään selkeästi muista ennallistetuista soista. Yksi todennäköisimmistä selityksistä tälle on se, että Aitonevoilla 1 ja 3 ennallistamistoimet on aloitettu aikaisemmin kuin Aitonevalla 2. Nämä suot ovat olleet ennallistettuina mahdollisesti jopa 60 – 80 vuotta, kun taas Aitoneva 2 on ollut

ennallistettuna vasta alle 10 vuotta. Aitonevojen 1 ja 3 kuoriameebayhteisöt muistuttavat enemmän luonnontilaisia yhteisöjä verrattuna Aitonevaan 2. Tämä voi kertoa siitä, että ennallistamisella voidaan päästä lähelle luonnontilaa, mutta se vie kauan aikaa. Kesän ja syksyn kuvaajista (Kuvat 4 & 5) näkee myös, että ennallistetut suot olivat yhteisökoostumuksensa suhteen heterogeenisempiä muihin suoryhmiin verrattuna.

NMS-ordinaatio osoitti, että syksyllä valmisteluvaiheen soiden kuoriameebayhteisöt olivat erilaisia verrattuna luonnontilaisten ja valmisteluvaiheessa olevien soiden yhteisöihin. Ero johtunee siitä, että valmisteluvaiheen suot olivat ehtineet kuivua ja yhteisö muuttua kuivemman ympäristön yhteisöksi. Lisäksi valmisteluvaiheen soiden rahkasammallajisto oli sekä kesällä että syksyllä muista poikkeava. Syksyllä valmisteluvaiheen soiden yhteisöt myös muistuttivat enemmän toisiaan kuin kesällä. Mahdollisesti viimeisetkin märän ympäristön lajit olivat siis hävinneet syksyyn mennessä, kun suot todennäköisesti kuivuivat edelleen. Ennallistettu Aitoneva 3 vaikutti silmämääräisesti koskemattomammalta ja kuivemmalta kuin muut ennallistetut suot, joka voisi selittää sen, miksi sen yhteisö muistutti syksyllä luonnontilaisten soiden yhteisöä.

MRPP-testi osoitti, että suoryhmien välillä on eroja sekä kesällä että syksyllä, mutta erot eivät ole kovin huomattavia. Kesällä yhteisöjen väliset erot olivat selvemmät kuin syksyllä, joten kuoriameebanäytteet kannattaisi kerätä kesä-heinäkuussa. Yhteisöjen erot olivat selkeitä, vaikka kesä oli hyvin sateinen, joten kuivempana kesänä erot olisivat todennäköisesti olleet vielä suurempia. Parittaisissa vertailuissa esiin tulleet erot valmisteluvaiheen ja ennallistettujen soiden sekä luonnontilaisten ja ennallistettujen soiden välillä voivat selittyä muuttuneella vesitaseella. Vesitaseen muutos vaikuttaa yhteisöjen lajistoon ja yksilömääriin. Luonnontilaisilla soilla kosteuden vaihtelu on pienintä, ennallistetuilla soilla voi olla jonkin verran vaihtelua ja valmisteluvaiheen ojitetuilla soilla pohjavedenpinnan taso vaihtelee voimakkaimmin (Price & Whitehead 2002).

Tutkimus osoitti, että kuoriameebayhteisöjen koostumus, lajisto ja yksilömäärä, vaihtelevat ja ovat jossain määrin erilaiset luonnontilaisilla, ennallistetuilla ja turvetuotantoon valmistelluilla soilla. Ilmeisesti keskeisin kuoriameebayhteisöjä muokkaava ympäristökijä on pintaturpeen vesipitoisuus (pohjavedenpinnan taso), jota tässä tutkimuksessa ei mitattu kvantitatiivisesti, vaan arvioitiin silmämääräisesti.

Tulosten perusteella kuoriameeboja voidaan käyttää turvemaiden maankäytön ekologisten vaikutusten arvioinnissa ja ne sopivat hyvin soiden vertailuun. Kuoriameebojen avulla voidaan tarkastella suoluonnon tilaa ja muuttumista. Yhteisöt vaihtelevat suon märkyuden mukaan. Kuoriameebojen avulla voidaan arvioida suon palautumista kohti luonnontilaa ennallistamisen kautta ja miten ennallistaminen on onnistunut. Ennallistamisen onnistumista voidaan seurata yhteisöjä tarkkailemalla: kuivan ympäristön yhteisö vaihtuu märemmän ympäristön yhteisöksi ja edelleen yhteisöksi, jolla on pieni toleranssi pohjavedenpinnan vaihteluille. Tämä muutos kestää kuitenkin hyvin kauan. Kuoriameebojen käytön muita hyviä puolia ovat mm. kustannustehokkuus, pieni lajimäärä, pieni koko, kuorien säilyvyys ja vahva reagointi ympäristön muutoksiin, erityisesti suon kosteusolosuhteisiin. Huonoja puolia ovat lajintunnistuksen vaikeus (esim. lajien morfologinen vaihtelevuus) ja informaation puute mm. joidenkin lajien kohdalla. Lisäksi saattaa olla vaikea arvioida, johtuuko kuoriameebayhteisöjen vaihtelevuus varsinaisesti ympäristöstä vai vaikuttaako siihen esim. näyteenottoaika tai -tapa. Nämä ongelmat kuitenkin poistuvat, kun informaatio kuoriameeboista lisääntyy ja siksi niitä tulisi tutkia lisää vastaisuudessaakin. Lisäksi samojen paikkojen tutkiminen useana vuonna peräkkäin mahdollistaisi kuoriameebayhteisöjen ajallisen vaihtelun seuraamisen ja sen huomioon ottamisen suoryhmien vertailussa. Jatkossa vastaaviin tutkimuksiin on myös

tärkeää saada pohjavedenpinnan monitorointi mukaan, sillä se vaikuttaa suuresti kuoriameebayhteisöjen koostumukseen.

## KIITOKSET

Kiitos ohjaajilleni FT Kristian Meissnerille, Dos. Jari Haimille ja FM Mika Niemiselle sinnikkästä opastuksesta ja tärkeistä neuvoista. Haluan erityisesti kiittää Mikan avustuksesta tulosten analysoinnissa ja avusta maastossa. Kiitokset myös Prof. Jarmo Meriläiselle työn syvällisestä tarkastuksesta ja tekstin sujuvuuden parantamisesta. Kiitos ahkerille maastoapulaisille, Laura Nurmelle, Enni Nygrenille, Petri Oikariselle, Maria Uusitalolle ja Reetta Tillille. Erityiskiitos FT Minna Välrannalle kuoriameebojen lajinmäärityksen opastamisesta sekä Lehtori Minna-Maarit Kytöviitalle sammallajiston tunnistusavusta. Kiitos myös FT Anssi Lensulle tutkimuskohdekartan teosta. Lopuksi haluan kiittää Energiateollisuus ry:n Ympäristötutkimuspoolin myöntämästä apurahasta sekä Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) tarjoamista työskentelytiloista ja laboratoriovälineistä.

## KIRJALLISUUS

- Aapala K., Similä M. & Penttinen J. 2013. *Ojitettujen soiden ennallistamisopas*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188: 301 s.
- Bobrov A.A., Charman D.J. & Warner B.G. 1999. Ecology of testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) on peatlands in western Russia with special attention to niche separation in closely related taxa. *Protist* 150: 125-136.
- Booth R.K. 2001. Ecology of testate amoebae (Protozoa) in two lake superior coastal wetlands: implications for paleoecology and environmental monitoring. *Wetlands* 21: 564-576.
- Booth R.K., Lamentowicz M. & Charman D. 2010. Preparation and analysis of testate amoebae in peatland paleoenvironmental studies. *Mires and Peat* 7: 1-7. Article 02.
- Buttler A., Warner B.G., Grosvernier P. & Matthey Y. 1996. Vertical patterns of testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) and peat forming vegetation on cutover bogs in the Jura, Switzerland. *New Phytol.* 134: 371-382.
- Charman D.J., Hendon D. & Woodland W.A. 2000. The identification of testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) in peats. Technical Guide No. 9, *Quaternary Res. Assoc.* 147 p.
- Charman D.J. 2001. Biostratigraphic and palaeoenvironmental applications of testate amoebae. *Quaternary Sci. Rev.* 20: 1753-1764.
- Charman D. J., Blundell A. & ACCROTELM members. 2006. A new European testate amoebae transfer function for palaeohydrological reconstruction on ombrotrophic peatlands. *J. Quaternary Sci.* 22: 209-221.
- Corbet S.A. 1973. *An illustrated introduction to the testate rhizopods in Sphagnum, with special reference to the area around Malham Tarn, Yorkshire*. *Field Studies* 3, 801-838.
- Coûteaux M.M. 1984. Relationships between testate amoeba and fungi in humus microcosms. *Soil Biol. Biochem.* 17: 339-345.
- Dufrêne M. & Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345-366.
- Ferland C. & Rochefort L. 1997. Restoration techniques for *Sphagnum*-dominated peatlands. *Can. J. Bot.* 75: 1110-1118.
- Foissner W. 1999. Soil protozoa as bioindicators: pros and cons, methods, diversity, representative examples. *Agr. Ecosyst. Environ.* 74: 95-112.

- Gilbert D., Amblard C., Bourdier G., Francez A.J. 1998a. The microbial loop at the surface of peatland: structure, function, and impact of nutrient input. *Microbial Ecol.* 35: 83-93.
- Gilbert D., Amblard C., Bourdier G., Francez A.J. 1998b. Short-term effect of nitrogen enrichment on the microbial communities of a peatland. *Hydrobiologia* 374: 111-119.
- Gilbert D., Mitchell E.A.D., Amblard C., Bourdier G. & Francez A.J. 2003. Population dynamics and food preferences of the testate amoeba *Nebela tinctorum*—*bohemica*—*collaris* complex (Protozoa) in a *Sphagnum* peatland. *Acta Protozool.* 42: 99–104.
- Hammer Q., Harper D.A.T. & Ryan P.D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* 4:1-9.
- Heal O.W. 1964. Observations on the seasonal and spatial distribution of testaceans (Protozoa: Rhizopoda) in *Sphagnum*. *J. Anim. Ecol.* 33: 395-412.
- Holden J., Chapman P.J., & Lapadz J.C. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Prog. Phys. Geog.* 28: 95-123.
- Holden J., Evans M.G., Burt T.P. & Horton M. 2006. Impact of land drainage on peatland hydrology. *J. Environ. Qual.* 35: 1764–1778.
- Kihlman S. 2012. *Testate amoebae (Thecamoebians) as indicators of aquatic mine impact*. Geological survey of Finland. Espoo. 47 s.
- Kløve B. 2000. Effect of peat harvesting on peat hydraulic properties and runoff generation. *Suo* 51: 121-129.
- Lachance D. & Lavoie C. 2004. Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science* 7: 183-192.
- Laine A. 2001. Effects of peatland drainage on the size and diet of yearling salmon in a humic northern river. *Arch. Hydrobiol.* 151: 83–99.
- Laine J., Harju P., Timonen T., Laine A., Tuittila E-S., Minkkinen K. & Vasander H. 2009. *The intricate beauty of Sphagnum mosses – a Finnish guide to identification*. University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications 39: 1–190.
- Lappalainen E., Stén C-G., & Häikiö J. 1978. Turvetutkimusten maasto-opas. Geologinen tutkimuslaitos. Opas n:o 6. Espoo. 46 s.
- Limpens J., Berendse F., Blodau C., Canadell J.G., Freeman C., Holden J., Roulet N., Rydin H., Schaepman-Strub G. 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications, a synthesis. *Biogeosciences* 5: 1475–1491.
- Lodenius M., Nieminen S., Raiskinen H., Ranta T., Willamo R. & Manninen S. 2010. *Bioindikaattorit*. Ympäristönsuojelutieteen opetusmoniste. Helsingin yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Helsinki. 60 s.
- Lussenhop J., Treonis A., Curtis P.S., Teri J.A. & Vogel C.S. 1998. Response of soil biota to elevated atmospheric CO<sub>2</sub> in poplar model systems. *Oecologia* 113: 247-251.
- Markel E.R., Booth R.K. & Qin Y. 2010. Testate amoebae and δ<sup>13</sup>C of *Sphagnum* as surface-moisture proxies in Alaskan peatlands. *The Holocene* 20(3): 463-475.
- McCune B. & Mefford M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McCune B., Grace J. & Urban D. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Oregon, 300 s.
- Medioli F.S., Scott D.B., Collins E.S. & McCarthy F.M.G. 1990. Fossil thecamoebians: present status and prospects for the future. *Julkaisussa: Hemleben C., Kaminski MA., Kuhnt W., Scott DB. (toim.) Proceedings of the NATO advanced study institute on paleoecology,*

- biostratigraphy, paleoceanography and taxonomy of agglutinated foraminifera*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht-Boston, International. 327: 813-839.
- Mitchell E.A.D. & Gilbert D. 2004. Vertical micro-distribution and response to nitrogen deposition of testate amoebae in *Sphagnum*. *J. Eukaryot. Microbiol.* 51: 485–495.
- Mitchell E. A. D. & Meisterfeld R. 2005. Taxonomic confusion blurs the debate on cosmopolitanism versus local endemism of free-living protists. *Protist* 156: 263-267.
- Mitchell E.A.D., Charman D.J. & Warner B.G. 2008. Testate amoebae analysis in ecological and paleoecological studies of wetlands: past, present and future. *Biodivers. Conserv.* 17: 2115-2137.
- Mitchell E.A.D., Borcard D., Buttler A.J., Grosvernier Ph., Gilbert D. & Gobat J.M. 2000a. Horizontal Distribution Patterns of testate amoebae (Protozoa) in a *Sphagnum magellanicum* Carpet. *Microbial Ecol.* 39: 290-300.
- Mitchell E.A.D., Gilbert D., Buttler A., Grosvernier P., Amblard C. & Gobat J.M. 2003. Structure of microbial communities in *Sphagnum* peatlands and effect of atmospheric carbon dioxide enrichment. *Microbial Ecol.* 46: 187-199.
- Mitchell E.A.D., Buttler A., Grosvernier Ph., Rydin H., Albinsson C., Greenup A.L., Heijmans M.M.P.D., Hoosbeek M.R. & Saarinen T. 2000b. Relationships among testate amoebae (Protozoa), vegetation and water chemistry in five *Sphagnum*-dominated peatlands in Europe. *New Phytol.* 145: 95-106.
- Payne R.J. & Mitchell E.A.D. 2007. Ecology of testate amoebae from mires in the Central Rhodope Mountains, Greece and development of a transfer function for palaeohydrological reconstruction. *Protist* 158: 159–171.
- Quinty F. & Rochefort L. 2003. *Peatland restoration guide*. 2nd ed. *Université Laval, Québec, CA*.
- Price J.S. & Whitehead G. 2002. The influence of past and present hydrological conditions on *Sphagnum* recolonization and succession in a bloc-cut bog, Québec. *Hydrol. Proc.* 15:233-248.
- Rask M., Nyberg K., Markkanen S.L. & Ojala A. 1998. Forestry in catchments: effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Environ. Res.* 3: 75–86.
- Smith H.G., Bobrov A. & Lara E. 2008. Diversity and biogeography of testate amoebae. *Biodivers. Conserv.* 17: 329–343.
- Stockmarr J. 1971. Tablets with spores used in absolute pollen analysis. *Pollen et Spores*, 13:615–621.
- Taguchi Y.-H. & Oono Y. 2005. Relational patterns of gene expression via non-metric multidimensional scaling analysis. *Bioinformatics* 21:730-40.
- Tolonen K. 1986. Rhizopod analysis. Berglund BE. (toim.) *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. John Wiley and sons, Chichester. s. 645-666.
- Tolonen K., Warner B.G. & Vasander H. 1992. Ecology of testaceans (Protozoa, Rhizopoda) in mires in Southern Finland. 1. Autecology. *Arch. Protistenkd.* 142: 119-138.
- Treonis A.M. & Lussenhop J.F. 1997. Rapid response of soil protozoa to elevated CO<sub>2</sub>. *Biol. Fert. Soils* 25: 60-62.
- Tsyganov A.N., Keuper F., Aerts R. & Beyens L. 2012. Flourish or flush: Effects of simulated extreme rainfall events on *Sphagnum*-dwelling testate amoebae in a subarctic bog (Abisko, Sweden). *Microbiol. Ecol.* 65: 101–110.
- Virtanen K., Hänninen P., Kallinen R., Vartiainen S., Herranen T. & Jokisaari R. 2003. *Suomen turvevarat 2000*. Geological Survey of Finland, Tutkimusraportti. 101 s.

- Vuori K. & Joensuu I. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biol. Conserv.* 77: 87–95.
- Wall A., Gilbert D., Magny M. & Mitchell E.A.D. 2009. Testate amoeba analysis of lake sediments: impact of filter size and total count on estimates of density, diversity and community structure. *J. Paleolimnol.* 43: 689–704.
- Wanner M. & Dunger W. 2001. Biological activity of soils from reclaimed open-cast coal mining areas in Upper Lusatia using testate amoebae (protists) as indicators. *Ecol. Eng.* 17: 323–30.
- Warner B.G. 1987. Abundance and diversity of testate amoebae (Rhizopoda, Testacea) in Sphagnum peatlands in southwestern Ontario, Canada. *Arch. Protistenkd.* 133: 173–189.
- Warner B. 1988. Methods in quaternary ecology. Testate amoebae (Protozoa). *Geosci. Can.* 15: 251–260.
- Warner B.G. & Charman D.J. 1994. Holocene changes on a peatland in northwestern Ontario interpreted from testate amoebae (Protozoa) analysis. *Boreas* 23: 270–279.
- Warner B.G., Asada T., Quinn N.P. 2007. Seasonal influences on the ecology of testate amoebae (Protozoa) in a small *Sphagnum* peatlands in southern Ontario, Canada. *Microbial Ecol.* 54: 91–100.
- Woodland W.A., Charman D.J., Sims P.C. 1998. Quantitative estimates of water tables and soil moisture in Holocene peatlands from testate amoebae. *The Holocene* 8: 261–273.
- Yeates G. W., Foissner W. 1995. Testate amoebae as predators of nematodes. *Biol. Fert. Soils* 20: 1–7.



## Liite 1. Työskentelyohjeet laboratorioon:

### Säilöntä (maastopäivänä):

1. Lisätään näytenpurkkiin (25 ml) tislattua vettä (20 ml) jotta versot peittyvät
2. Versonäytenpurkkeihin lisätään Bengalin roosaa n. 2 tippaa kertakäyttöpipetillä
3. Latvanäytenpurkkeihin lisätään tislattua vettä tai vesijohtovettä, jotta latvat peittyvät
4. Kaikki näytenpurkit laitetaan yön yli jääkaappiin

### Lajintunnistus suoritetaan latvanäytteistä myöhemmin.

#### Kestävöinti:

1. Versonäytteet sekoitetaan Vortex geniellä n. 20 s., jotta kuoriameebat irtoaisivat ympäröivään nesteeseen
2. Versopurkkien nesteet kaadetaan omiin erlenmeyer-pulloihinsa (esim. 100 ml)
3. Tislattua vettä kiehautetaan keittolevyllä ja kaadetaan versopurkkeihin, jotta versot peittyvät
4. Versopurkkeja käytetään vortexissa n. 20 s.
5. Versopurkkien neste lisätään erlenmeyer-pulloon vastaavan nesteen sekaan
6. Puolikas lycopodium-tabletti lisätään erlenmeyer-pulloon
7. Odotetaan tabletin liukenemistä. Tarvittaessa kiehautetaan liukenemisen nopeuttamiseksi.

#### Jokainen näyte vuorollaan:

8. Siivilöidään 300 µm suodatinkankaan läpi suppiloa käyttäen riittävän isoon lasiastiaan
9. Siivilöity neste kaadetaan 15 µm suodatinkankaan läpi toiseen erlenmeyer-pulloon
10. Suodatinkangasta huuhdellaan, jotta aines saadaan kerääntymään kankaasta muotoillun pussin päähän
11. Siivilään jäänyt aines kaavitaan pienellä metallilusikalla eppendorf-putkiloihin (jokaiselle versonäytteelle oma eppendorf)
12. Jokaiseen eppendorf-putkeen lisätään 0,5 ml glyserolia ja korkkiin merkitään näytettä vastaava koodi
13. Eppendorf-putket siirretään jääkaappiin mikroskopointia odottamaan

Liite 2. Tutkimuksessa havaitut kuoriameebalajit ja niiden yksilömäärät

	Aitoneva 1 (kesä)	Aitoneva 1 (syksy)	Aitoneva 2 (kesä)	Aitoneva 2 (syksy)	Aitoneva 3 (kesä)	Aitoneva 3 (syksy)	Lapsukansuo (kesä)	Lapsukansuo (syksy)	Umpilamminsuo (kesä)
<i>Amphitrema flavum</i>	2				1	2	1		
<i>Arcella catinus</i>	10	63		51	17	11	28	40	28
<i>Arcella discoides</i>	179	236	13	4	6				
<i>Arcella gibbosa</i>	9	9				6			
<i>Arcella vulgaris</i>		109	84	16		17		19	
<i>Assulina muscorum</i>	1				3				4
<i>Assulina seminulum</i>					22	26	2		
<i>Centropyxis aculeata</i>	40	14	13	4	16	7	4	14	
<i>Centropyxis cassis</i>	83	12	113	14	2				1
<i>Corythion-Trinema</i>	3		4						3
<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	144	5	81	27	124	298	39	44	254
<i>Diffugia bacillifera</i>	52	44				1			
<i>Diffugia Leidyi</i>									
<i>Diffugia oblonga</i>	5								
<i>Euglypha compressa</i>									
<i>Euglypha rotunda</i>	4	15	4	7	2				
<i>Euglypha strigosa</i>	123	27	62	3	78	88	6	2	2
<i>Heleopera petricola</i>	2	1			19	34	6	15	1
<i>Hyalosphenia elegans</i>	1				5	27	3	22	
<i>Hyalosphenia papilio</i>				1	88	69	142	278	61
<i>Lesquereusia spiralis</i>	3								
<i>Nebela carinata</i>						5			
<i>Nebela griseola</i>									
<i>Nebela militaris</i>	5	2	4		6	27	3	2	1
<i>Nebela parvula</i>	34	26	21	40	111	93	122	156	75
<i>Nebela tincta</i>	17	1		1	1			42	
<i>Trigonopyxis arcula</i>	10						3	7	11
Yksilöitä yhteensä:	727	609	399	168	501	711	359	641	441
Lajeja yhteensä:	20	14	10	11	16	15	12	12	11

	Umpilamminsuu (syksy)	Hirvisuo (kesä)	Hirvisuo (syksy)	Aittosuo (kesä)	Aittosuo (syksy)	Pyhä-Häkki (kesä)	Pyhä-Häkki (syksy)	Pakosuo (kesä)	Pakosuo (syksy)
<i>Amphitrema flavum</i>			1	3	6		3	3	2
<i>Arcella catinus</i>	1	8	38	5	7	34	33	48	23
<i>Arcella discoides</i>					1	1			
<i>Arcella gibbosa</i>									
<i>Arcella vulgaris</i>			1		2				1
<i>Assulina muscorum</i>	8	1	4			3	3	13	12
<i>Assulina seminulum</i>		5	3		1	56	22	26	30
<i>Centropyxis aculeata</i>						1	2	34	32
<i>Centropyxis cassis</i>	3	8	6		21			10	27
<i>Corythion-Trinema</i>	10	2	3					10	4
<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	227	104	84	1		157	168	180	236
<i>Diffugia bacillifera</i>			1					1	2
<i>Diffugia Leidyi</i>						1			
<i>Diffugia oblonga</i>									
<i>Euglypha compressa</i>							1		
<i>Euglypha rotunda</i>	1	5	5		1		1	1	1
<i>Euglypha strigosa</i>		7		4	15	20	30	12	14
<i>Heleopera petricola</i>	2	59	39	1	1	82	85	108	92
<i>Hyalosphenia elegans</i>			1		10	35	58		3
<i>Hyalosphenia papilio</i>	2	3	9	190	473	96	68	32	23
<i>Lesquereusia spiralis</i>									
<i>Nebela carinata</i>						7	7	28	9
<i>Nebela griseola</i>						120	135	1	2
<i>Nebela militaris</i>	2		5			1		1	2
<i>Nebela parvula</i>	36	402	205	36	30	29	12	70	66
<i>Nebela tinctoria</i>	4	98	89	21	46	2		3	1
<i>Trigonopyxis arcuata</i>	6	35	76	2	11	1		30	35
Yksilöitä yhteensä:	302	737	579	263	625	646	628	611	617
Lajeja yhteensä:	12	13	17	9	14	17	15	19	21