

Turun Pomponrahkan kukkakärpästen ja semiakvaattisten sääskien monimuotoisuuden tarkastelu ja suoalueen nykytilanteen arvioiminen eri elinympäristöissä

Eija Nummela

Pro gradu -tutkielma

Turun yliopisto
Biologian laitos
8.4.2014

Linja: ekologian linja
Erikoistumisala: ympäristöekologia

Laajuus: 40 op

Tarkastajat:

1:

2:

Hyväksytty:

Arvolause:

TURUN YLIOPISTO
Biologian laitos
Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

NUMMELA, EIJA: Turun Pomponrahkan kukkakärpästen ja semiakvaattisten sääskien monimuotoisuuden tarkastelu ja suoalueen nykytilanteen arvioiminen eri elinympäristöissä

Pro gradu -tutkielma, s. 44, 3 liitettä
Ekologia
Huhtikuu 2014

Lajimäärän tietäminen ja lajien monimuotoisuuden mittaaminen on oleellista monissa biodiversiteetti- ja yhteisöekologisissa tutkimuksissa sekä luonnonsuojelussa. Yleensä tietyn alueen lajimäärää ei pystytä absoluuttisesti mittaamaan vaan joudutaan tyytymään erilaisiin otoksista saataviin lajimääräarvioihin. Erityisen haasteellista lajimäärän mittaaminen on silloin, kun kyseessä on hyvin lajirikas eliöryhmä, kuten esimerkiksi niveljalkaiset. Tutkimuksessa kerättiin Pomponrahka-Isosuo-alueelta tietoa siellä esiintyvistä kaksisiipisistä (kukkakärpäset ja semiakvaattiset sääsket) ja tarkasteltiin eri pienelinympäristöjen eroja lajiston ja lajimäärän suhteen sekä mitattiin koko alueen alfa-diversiteetin määrää. Tutkimuksessa oltiin erityisesti kiinnostuneita arvioimaan pyyntiponnistuksen onnistumista ja sitä, kuvaako saatu lajimäärä alueen todellista lajistoa. Suoalueelta kerättiin hyönteisaineistoa kahdeksalta tutkimuspaikalta Malaise-pyydyksillä (16 kpl) kahtena kesänä vuosina 2011 ja 2012. Hyönteisaineistoa täydennettiin myös haavipyynnillä. Suoalueella on havaittavissa laji- ja yksilömääräeroja suon eri osien välillä. Suoalueelta havaittiin yhteensä 85 kukkakärpäslajia ja 119 semiakvaattista sääskeä. Analyysien mukaan havaitut lajimäärät eivät kuitenkaan täysin näyttäneet kuvaavan Pomponrahkan todellisia lajimääriä ja on todennäköistä, että lajeja jäi havaitsematta. Ylipäänsä pyyntiponnistus oli kuitenkin melko onnistunutta, sillä Pomponrahkalta havaittiin noin neljäsosa Suomen kukkakärpäslajeista, noin puolet Suomen perhossääskistä, pikkuvaaksiaisista reilu neljännes, isovaaksiaisista viidennes ja noin 40 prosenttia petovaaksiaisista samoin kuin lehtovaaksiaisista. Pomponrahkalta tavattiin myös Suomelle uusi perhossääskilaji *Panimerus albifacies*. Lisäksi sieltä havaittiin kukkakärpänen *Pipiza luteitarsis* ja pikkuvaaksiainen *Rhypholophus varius*, jotka ovat silmälläpidettäviä lajeja. Pomponrahka vaikuttaaakin kukkakärpäslajistoltaan ja semiakvaattiselta sääskilajistoltaan edustavalta suokokonaisuudelta. Pomponrahkan suoalueen luonnontilaisuutta ovat kuitenkin huonontaneet alueen ja sen lähistön ihmistoiminta. Ennallistaminen olisikin tarpeellista, jos suoalueen luontoarvot halutaan säilyttää.

ASIASANAT: biodiversiteetti, kaksisiipiset, lajit, soidensuojelu, lajiensuojelu

SISÄLLYS

1. Johdanto	1
1.1. Lajien monimuotoisuus	1
1.2. Lajien monimuotoisuuden mittaaminen.....	2
1.2.1. Lajimäärän mittaaminen.....	2
1.2.2. Lajien runsaussuhteet	3
1.2.3. Pyyntiponnistus ja -tehokkuus	3
1.3. Soiden monimuotoisuus	4
1.4. Kaksisiipiset (Diptera)	5
1.4.1. Yleistä	5
1.4.2. Kukkakärpäset.....	6
1.4.3. Semiakvaattiset sääsket.....	7
1.5. Tutkimuksen tarkoitus.....	8
2. aineisto ja menetelmät.....	9
2.1. Tutkimusalue.....	9
2.2. Aineiston keruu	10
2.3. Aineiston esikäsittely ja määrittely	12
2.4. Aineistojen analysointi ja tilastolliset menetelmät.....	13
2.4.1. Lajistolliset erot.....	14
2.4.2. NMDS-ordinaatio (moniulotteinen skaalaus)	15
2.4.3. Lajimäärän akkumulaatio ja ei-parametriset lajimääräestimaattorit	15
2.4.4. Mantelin testi.....	16
2.4.5. Ympäristömuuttujien vaikutus lajistoon	16
2.4.6. Tehollinen lajimäärä	16
3. tulokset	17
3.1. Lajisto.....	17
3.1.1. Kukkakärpäset.....	17
3.1.2. Semiakvaattiset sääsket.....	20
3.2. Tilastolliset testit	23
3.2.1. NMDS-ordinaatio (moniulotteinen skaalaus)	23
3.2.2. Lajimäärän akkumulaatio ja ei-parametriset lajimääräestimaattorit	25
3.2.3. Mantelin testi.....	28
3.2.4. Ympäristömuuttujien vaikutus lajistoon	29
3.2.5. Tehollinen lajimäärä	29

3.3. Vesinäytteet.....	30
4. Tulosten tarkastelu	30
4.1. Pomponrahkan kaksisiipislajisto	30
4.2. Pyyntiponnistus	33
4.3. Elinympäristöjen laatu ja suojelutarpeen arvioiminen	36
5. Kiitokset	39
Lähteet.....	40
Liitteet	45
Liite 1. Pomponrahkan kukkakärpästen (Syrphidae) lajilista ja yksilömäärät tutkimuskohteittain vuosina 2011 ja 2012	45
Liite 2. Pomponrahkan semiakvaattisten sääskien lajilista ja yksilömäärät kohteittain vuosina 2011 ja 2012	47
Liite 3. Malaisepyydysten sijainnit (YKJ-koordinaatit).....	50

1. JOHDANTO

1.1. *Lajien monimuotoisuus*

Lajien monimuotoisuus on osa biologista monimuotoisuutta, jonka YK:n biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus määrittelee seuraavasti: ”biologinen monimuotoisuus tarkoittaa kaikkiin, kuten manner-, meri- tai muuhun vesiperäiseen ekosysteemiin tai ekologiseen kokonaisuuteen kuuluvien elävien eliöiden vaihtelevuutta; tähän lasketaan myös lajin sisäinen ja lajien välinen sekä ekosysteemien monimuotoisuus” (Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus Finlex 78/1994).

Lajien monimuotoisuus voidaan määritellä monella eri tavalla sekä käsitteenä että matemaattisesti (Mauer & McGill 2011). Tämä on johtanut käsitteen monitahoisuuteen ja epämääräisyyteen ja, Hurlbert ehtikin julistaa sen vuonna 1971 merkityksettömäksi ”epäkäsitteeksi” (Hurlbert 1971). Perinteisesti lajien monimuotoisuus määritellään lajimäärän ja lajien runsaussuhteiden avulla (Mauer & McGill 2011). Lajimäärä kuvaa yksinkertaisesti sitä, kuinka monta lajia on tietyllä alueella tai tietyssä eliöyhteisössä. Lajien runsaussuhteiden kohdalla puhutaan käsitteestä ”evenness”, joka mittaa sitä, kuinka samankaltaisia eri lajit ovat runsaudeltaan tietyllä alueella tai tietyssä eliöyhteisössä. ”Evenness” on korkeimmillaan silloin, kun eliöyhteisössä on kaikkia lajeja runsaudeltaan yhtä paljon. (Magurran 2004, s. 18.)

Viime vuosina lajien monimuotoisuuden määritelmästä on keskusteltu vilkkaastikin ja monet tutkijat ovat yrittäneet selkiyttää termiin liittyvää kirjavaa käsitteistöä yksiselitteisemmäksi, tosin vaihtelevin mielipitein (Jurasinski ym. 2009; Moreno & Rodriguez 2010; Tuomisto 2010; Jurasinski & Koch 2011; Moreno & Rodriguez 2011; Gorelick 2011; Tuomisto 2011). Joidenkin tutkijoiden mielestä vain tehollisesta lajimäärästä (engl. effective species number) pitäisi käyttää termiä lajien monimuotoisuus. Tehollinen lajimäärä ottaa huomioon sen, että kaikkia lajeja ei yleensä ole yhteisössä yhtä runsaasti, joten tämä epätasaisuus otetaan laskennallisesti huomioon määritettäessä tietyn yhteisön lajien monimuotoisuutta. Tehollinen lajimäärä viittaakin sellaiseen teoreettiseen lajimäärään, jossa kaikkia lajeja on runsaudeltaan yhtä paljon ja

kunkin lajin runsaus vastaa aineistossa havaittua lajien keskimääräistä suhteellista runsautta. (Hill 1973; Jost 2006; Tuomisto 2010.)

Toisaalta lajien monimuotoisuus voidaan jakaa hierarkkisesti eri tasoihin: alfa-, beeta- ja gammadiversiteettiin. Alfadiversiteetti kuvaa paikallista monimuotoisuutta eli habitaatin tai eliöyhteisön lajimäärää. Beetadiversiteetti taas mittaa alueiden välistä monimuotoisuutta kuvaamalla yhteisöjen lajistollista muutosta tietyllä elinympäristö- tai maantieteellisellä gradientilla tai habitaattien välillä. Gammadiversiteetti kuvaa laajan alueen useiden eri habitaattien tai otosten monimuotoisuutta. (Whittaker 1960; Whittaker 1972.)

1.2. Lajien monimuotoisuuden mittaaminen

1.2.1. Lajimäärän mittaaminen

Yksinkertaisimmillaan lajien monimuotoisuutta on mitattu lajimäärän avulla (Magurran 2004, s. 72). Lajimäärän tietäminen on oleellista monissa biodiversiteetti- ja yhteisöekologisissa tutkimuksissa sekä luonnonsuojelussa. Yleensä tietyn alueen lajimäärää ei kuitenkaan pystytä absoluuttisesti mittaamaan vaan joudutaan tyytymään erilaisiin otoksista saataviin lajimääräarvioihin. (Colwell & Coddington 1994; Longino ym. 2002.) Otoksista tehtyjä lajimääräarvioita voidaan tehdä kolmella eri tapaa. Ensimmäinen perustuu lajiakkumulaatiokäyrien ekstrapoloimiseen. Lajimäärän akkumulaatiokäyrä kuvaa tietyn alueen kumulatiivista lajimäärää suhteessa pyyntiponnistukseen. Pyyntiponnistus voi olla yksilöiden tai otosten määrä tai vaikkapa pyyntiin käytetty aika. (Colwell & Coddington 1994.) Ekstrapoloimisen tarkoituksena on pyrkiä arvioimaan suuremman otoksen lajimäärä ja arvioida koko tutkitun yhteisön lajimäärää asymptoottisen akkumulaatiokäyrän avulla. Akkumulaatiokäyrän saavuttaessa asymptoottisen tason, käyrä tasoittuu eikä lisäotanta vaikuta enää lajimäärään. (Gotelli & Colwell 2011.)

Toinen vaihtoehto arvioida lajimäärää otosten perusteella on käyttää apuna lajien runsausjakaumien muotoa. Tällöin kerätty data sovitetaan sopivaan lajien runsaussuhteita kuvaavaan jakaumaan, esimerkiksi log-normaali -jakaumaan, jonka kuvaajan pohjalta voidaan arvioida, kuinka suuri osa lajeista jäi havaitsematta. (Colwell

& Coddington 1994; Longino ym. 2002.) Kolmas vaihtoehto on käyttää ei-parametrisia estimaattoreita (Colwell & Coddington 1994; Longino ym. 2002; Gotelli & Colwell 2011), joiden suosio on kasvanut huomattavasti viime vuosikymmeninä (Gotelli & Colwell 2011). Ei-parametriset estimaattorit arvioivat kokonaislajimäärää näytteissä olevien harvinaisten ja vähälukuisten lajien mukaan. Esimerkiksi Chao1-estimaattorin arvio perustuu lajeihin, joita on näytteessä vain yksi tai kaksi yksilöä, kun taas Chao2-estimaattorin lajeihin, joita löydetään vain yhdestä tai kahdesta näytteestä. (Colwell & Coddington 1994.)

1.2.2. Lajien runsaussuhteet

Lajien runsaussuhteita on pyritty kuvaamaan ja selittämään erilaisten jakaumien ja mallien avulla, jotka vaihtelevat tilastollisista ja biologisista malleista neutraalimalleihin (McGill ym. 2007). Kun arvioidaan lajien monimuotoisuutta, niin runsaussuhteet voidaan ottaa huomioon diversiteetti-indeksien avulla. Eri indeksejä onkin kehitetty lukuisia. (Magurran 2004, s. 100–130; Mauer & McGill 2011.) Eri indeksit painottavat eri tavalla lajimäärää ja lajien runsaussuhteiden tasaisuutta (”evenness”) eikä niiden arvoja voi siis suoraan verrata toisiinsa (Magurran 2004, s. 100–102). Lisäksi eri indeksien laskennallinen ja käsitteellinen lähtökohta vaihtelee, sillä eri indeksit voivat mitata eri asioita, vaikka niillä kuvataankin lajien monimuotoisuutta. Osa indekseistä mittaa esimerkiksi entropiaa eli epävarmuutta, toiset taas todennäköisyyttä. (Jost 2006; Tuomisto 2010.) Perinteisesti käytettyjen diversiteetti-indeksien kuten Shannonin entropian ja Gini-Simpsonin arvot voidaankin muuntaa tehollisiksi lajimääräksi, jolloin eri yhteisöjen monimuotoisuutta voidaan helpommin vertailla (Jost 2006).

1.2.3. Pyyntiponnistus ja -tehokkuus

Pyyntiponnistuksen onnistumiseen vaikuttavat monet eri tekijät kuten otantatekniikat, otannan laajuus, tutkittavat eliöt tai vaikkapa tutkijoiden taitavuus (Bonar ym. 2011). Lisäksi käytössä on yleensä rajallinen määrä resursseja suhteessa suureen työmäärään. Lajit eroavat toisistaan kooltaan ja elintavoiltaan sekä runsaudeltaan että levinneisyydeltään, mikä vaikuttaa sekä tutkittavan alueen kokoon että esimerkiksi eri lajien havaitsemiseen ja pyydystettävyyteen (Colwell & Coddington 1994; Gaston & Blackburn 2000; Longino ym. 2002). Yleensä oletuksena on, että kaikki lajit havaitaan

tai että, havaittavuus ei vaihtele lajeittain. Todellisuudessa eri lajien havaittavuus kuitenkin vaihtelee. (Boulinier ym. 1998.) Jotain lajia ei ehkä havaitakaan alueella sinä vuonna, kun otanta suoritetaan, vaikka lajia muuten alueella tavattaisiinkin. (Gaston & Blackburn 2000, s. 38–39).

Tietyn alueen lajimäärän mittaaminen on erityisen haasteellista silloin, kun kyseessä on hyvin lajirikas eliöryhmä, kuten esimerkiksi niveljalkaiset (Colwell & Coddington 1994). Yleensä yksilömäärältään runsaimmat lajit ovat otannoissa hyvin edustettuina (Longino 2002). Yksilömäärältään vähälukuiset lajit ovat sen sijaan ongelma, sillä ei voida varmasti tietää, ovatko lajit oikeasti harvinaisia vai onko kyse esimerkiksi riittämättömästä otannasta (Novotný & Basset 2000; Longino ym. 2002). Monesti tilanne on sellainen, että mitä enemmän yksilöitä kerätään, sitä enemmän havaitaan eri lajeja. Jos pyyntiponnistus ei ole tässä tilanteessa riittävää, ei asymptoottista lajimäärää saavuteta. Lisäksi todellista lajimäärää voi olla hankala arvioida lajimääräestimaattorienkin avulla. (Gotelli & Colwell 2001.) Jos lajit ovat jakautuneet ympäristössä laikuittaisesti, se hidastaa uusien lajien kertymistä, mikä näkyy lajimäärän akkumulaatiokäyrissä. Tämä voi vaikeuttaa lajirikauden arviointia erityisesti, jos otoskoko on pieni, sillä laikuittaisuus vaikuttaa myös lajimääräestimaattorien toimivuuteen. (Chazdon ym. 1998.) Riittämätön pyyntiponnistus on usein ongelmana erityisen lajirikkailla alueilla esimerkiksi tropiikissa. Usein tällaisilla alueilla löydetään runsaasti lajeja, joita havaitaan vain yhden yksilön verran. (Coddington ym. 2009.)

1.3. *Soiden monimuotoisuus*

Suo määritellään suokasveja kasvavaksi ja turvetta muodostavaksi kosteaksi ekosysteemiksi (Rydin & Jeglum 2006, s. 4). Suot voidaan jakaa eri suotyyppeihin suoekologisten vaihtelusuuntien avulla (Kaakinen ym. 2008). Yleisimmin luokitteluissa käytetään suoveden alkuperää, suoveden pinnan tasoa, pH:ta ja ravinteisuutta sekä reuna- tai keskustavaikutteisuutta (Ruuhijärvi & Lindholm 2006; Rydin & Jeglum 2006, s. 4–19; Kaakinen ym. 2008). Soille tulevan veden mukaan suot jaetaan ombrotrofisiin ja minerotrofisiin soihin. Ombrotrofiset suot saavat ravinteensa vain sadeveden mukana, kun taas minerotrofisille soille vettä ja ravinteita tulee sadeveden lisäksi myös pohja- ja pintavesien mukana mineraalimaaperästä. Minerotrofiset suot voidaan edelleen jakaa oligotrofisiin eli niukkaravinteisiin, mesotrofisiin eli keskiravinteisiin ja eutrofisiin eli runsasravinteisiin soihin. (Ruuhijärvi & Lindholm 2006; Rydin & Jeglum 2006, s. 5–6.)

Suomessa suotyypiluokittelu pohjautuu A.K. Cajanderin työhön 1900-luvun alussa, jolloin hän kehitti myös metsätyyppiteorian. Suotyypiluokittelua on kuitenkin ajan myötä tarkennettu ja muokattu. (Ruuhijärvi & Lindholm 2006.) Suotyypiluokittelu perustuu samoihin periaatteisiin kuin metsätyyppiteoria eli sen mukaan kasvien välisen kilpailun seurauksena tietylle paikalle syntyy kasviyhteisö, jonka lajisto ja rakenne heijastavat kasvuympäristön primäärisiä kasvupaikkatekijöitä kuten maaperän ravinteisuutta ja kosteutta. Suo luokitellaan siihen suotyypiin, jonka tyypilliset kasvilajit ovat hallitsevia tarkasteltavalla alueella. (Laine ym. 2012.)

Suot voidaan jakaa kolmeen päätyyppiryhmään: rämeisiin, korpiin ja avosoihin. Näiden lisäksi suot voivat olla sekatyyppejä, jotka koostuvat kahden päätyyppiryhmän suotyypistä. Avosuot ovat puuttomia tai lähes puuttomia soita, joilla on välipinta- tai painannekasvillisuutta johtuen märistä ja niukkahappisista olosuhteista. Avosuot jaetaan nevoihin ja lettoihin niiden ravinteisuuden mukaan. Erilaisia suotyyppejä on Suomessa useita kymmeniä. (Laine ym. 2012.) Erityisen uhanalaisia eri suotyypit ovat etenkin Etelä-Suomessa (hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen vyöhyke), jossa suotyypeistä 77 prosenttia on arvioitu uhanalaisiksi. Eniten uhattuja ovat korvet, neva- ja lettokorvet sekä letot. Äärimmäisen uhanalaisia ovat kaikki lettoiset suotyypit ja letto- ja lähdelettokorvet. Pohjois-Suomessa (pohjoisboreaalinen vyöhyke) suotyypeistä vain 18 prosenttia on arvioitu uhanalaisiksi, mutta kuten Etelä-Suomessakin erityisesti korvet, neva- ja lettokorvet ja letot ovat uhattuja. (Kaakinen ym. 2008.)

1.4. *Kaksisiipiset (Diptera)*

1.4.1. Yleistä

Kaksisiipisiä tunnetaan yli 150 000 lajia eri puolilta maailmaa (Pape & Thompson 2010). Suomesta kaksisiipisiä tunnetaan yli 6400 lajia ja ne muodostavat Suomen toiseksi suurimman hyönteislahkon pistiäisten (Hymenoptera) jälkeen (Rassi ym. 2010). Kuten lahkoon nimestä voi päätellä, sen lajeille on tyypillistä vain yksi siipipari. Toinen siipipari on muuttunut väristimiksi, jotka tasapainottavat lentämistä (Fraenkel & Pringle 1938; Pringle 1948; Chan ym. 1998). Muuten kaksisiipiset ovat ulkomuodoltaan hyvin vaihtelevan näköisiä ja niiden elintavat hyvin monimuotoisia. Kaksisiipiset käyvät läpi

täydellisen muodonmuutoksen. Tavallisesti lyhyttä munavaihetta seuraa kolme tai useampaa toukkavaihetta; kärpäsiällä on yleensä kolme, kun taas sääskillä neljä tai useampaa toukkavaihetta. Aikuisvaihe voi kestää vain muutaman tunnin tai toisaalta useita viikkoja tai kuukausia. (Courtney ym. 2009.)

Kaksisiipislahko jaetaan perinteisesti kahteen alalahkoon sääskiin (Nematocera) ja kärpäsiin (Brachycera) (Yeates ym. 2007; Wiegmann ym. 2011). Nykytietämyksen mukaan Nematocera on parafyleettinen ryhmä, mutta Brachycera sen sijaan on monofyleettinen (Yeates ym. 2007). Sääsket muodostavat elintavoiltaan ja taksonomialtaan monimuotoisen ryhmän, johon kuuluu toisaalta hyvin hentorakenteisia ja pitkäjalkaisia lajeja kuten surviaissääsket, vaaksiaiset ja hyttyset ja toisaalta melko vankkarakenteisia eliöitä kuten mäkärät ja lantassääsket. Hentorakenteisuuden lisäksi sääskille tunnusomaista ovat yleensä pitkät, helminauhamaiset tuntosarvet, jotka koostuvat useista segmenteistä. (Courtney ym. 2009.) Noin kaksi kolmannesta Suomesta tunnetuista kaksisiipislajeista on kärpäsiä (Kahanpää 2010). Kärpäsiille tunnusomaista ovat lyhyet tuntosarvet, jotka yleensä koostuvat kolmesta jaokkeesta ja aristasta, joka on karvamainen uloke kolmannessa jaokkeessa. Poikkeuksiakin on, sillä esimerkiksi Rachiceridae-heimon lajeilla tuntosarvi koostuu noin 40 osasta. (Oosterbroek 2006, s. 8.)

1.4.2. Kukkakärpäset

Kukkakärpäset (Syrphidae) kuuluvat nimensä mukaisesti Brachycera-alalahkoon. Kukkakärpästen heimo voidaan jakaa kolmeen alaheimoon Syrphinae, Eristalinae ja Microdontinae (Bartsch 2009a). Maailmanlaajuisesti kukkakärpäsiä tunnetaan noin 6000 lajia (Pape & Thompson 2010). Suomesta on tavattu 357 kukkakärpäslajia (Kahanpää & Salmela 2013).

Kukkakärpäsiille tunnusomainen tuntomerkki on siiven keskellä kulkeva niin sanottu valesuoni, jonka avulla ne on helppo erottaa muista kaksisiipisheimoista. Vain muutamilta lajeilta valesuoni puuttuu kokonaan. Kukkakärpäset vaihtelevat kooltaan 4–25 millimetriin. Monet lajit ovat väritykseltään mustan ja keltaisen kirjavia muistuttaen pistiäisiä, mutta osa lajeista on täysin mustia tai ruskeita. Kukkakärpäset ovat erinomaisia lentäjiä ja ne pystyvät leijumaan ilmassa. Useimmat lajit ovat päiväaktiivisia ja osa lajeista tekee vaelluksia. (Thompson & Rotheray 1998.) Eri lajien

toukkavaiheiden ruokavaliot eroavat hyvinkin laajasti toisistaan (kasvinsyöjät, sientensyöjät, saprofagit ja pedot) (Rotheray 1993), kun taas aikuiset käyttävät ravinnokseen pääosin siitepölyä ja mettä (Thompson & Rotheray 1998). Kukkakärpäsiä tavataan monenlaisissa ympäristöissä; kosteikoilla, niityillä, erilaisissa metsissä ja kulttuuriympäristöissä (Speight 2012).

1.4.3. Semiakvaattiset sääsket

Semiakvaattisilla sääskillä tarkoitetaan tässä tutkimuksessa Tipuloidea-ryhmän ja heimojen perhossääsket (Psychodidae), kummitussääsket (Ptychopteridae), sinkilähyttysset (Dixidae), norosääsket (Thaumaleidae), aarnisääsket (Pachyneuridae), Synneuridae, Pleciidae ja Canthyloscelidae lajeja. Taksonomisesti kaikki ryhmät kuuluvat Nematocera-alalahkoon eli sääskiin.

Tipuloidea-ryhmän lajit tunnetaan myös vaaksiaisina ja siihen kuuluvat heimot petovaaksiaiset (Pediidae), pikkuvaaksiaiset (Limoniidae), lehtovaaksiaiset (Cylindrotomidae) ja isovaaksiaiset (Tipulidae) (de Jong ym. 2008). Tipuloidea-ryhmän fylogeneettinen asema ei ole kuitenkaan täysin vakiintunut ja sen sisäisistä ryhmäjaoista ja suhteesta muihin kaksisiipisten ryhmiin on esitetty erilaisia näkemyksiä (de Jong ym. 2008; Petersen ym. 2010). Tällä hetkellä vaaksiaisia tunnetaan maailmalta yli 15 000 lajia. Lajimäärältään suurin heimo on pikkuvaaksiaiset, kun taas vähälukuisin on lehtovaaksiaiset. (Oosterbroek 2013.) Suomesta tavataan 330 vaaksiaislajia, joista suurin osa kuuluu pikkuvaaksiaisiin (192) ja isovaaksiaisiin (112). Petovaaksiaiset (19 lajia) ja lehtovaaksiaiset (7 lajia) ovat Tipuloidea-ryhmän vähälajisimmat heimot. (Salmela 2013a; Salmela 2011a.)

Vaaksiaiset vaihtelevat kooltaan hyvin paljon; pienimmillä siiven pituus on vain noin kolme millimetriä, kun taas isoimmilla 40 millimetriä. Vaaksiaisilla on kaksi anaalisuonta siivissä ja V:n muotoinen uurre (engl. transverse suture) selässään ja niiltä puuttuvat pistesilmät. Aikuiset vaaksiaiset ovat terrestrisiä ja esiintyvät yleensä kosteissa elinympäristöissä kuten järvien, ojien ja purojen reuna-alueilla. Useimpien lajien toukat sitä vastoin ovat akvaattisia tai semiakvaattisia esiintyen muun muassa jokien ja purojen pohjalla (akvaattiset) tai kosteissa sammalkerroksissa ja vesistöjen reunamudissa (semiakvaattiset). (de Jong ym. 2008.)

Muista heimoista lajimäärältään suurin on perhossääsket, joita tavataan Suomesta 58 lajia (J. Salmela henkilökohtainen tiedonanto). Perhossääsket ovat pieniä, karvapeitteisiä sääskiä, joiden soikeiden siipien suonitus koostuu lähinnä pitkittäissuuntaisista suonista. Eri lajien siiven pituus vaihtelee 1–6 mm välillä. Perhossääskiä tavataan monenlaisista kosteista elinympäristöistä, kuten lähteistä ja virtavesistä. (Salmela 2006.) Kummitussääskiä tavataan Suomessa seitsemän lajia (Kahanpää & Salmela 2013). Ne muistuttavat melko lailla vaaksiaisia pitkine jalkoineen ja ruumiineen, mutta niiden siivissä on vain yksi anaalisuoni (Salmela 2006). Sinkilähyttysiä tavataan 15 lajia (Kahanpää & Salmela 2013). Sinkilähyttysset ovat hentorakenteisia sääskiä, joiden keskiruumiissa on usein keltaisia ja ruskeita raitoja ja tuntosarvién toinen jaoke on paksu ja lyhyt (Salmela 2006). Aikuiset sinkilähyttysset eivät syö ja ne pysyttelevät lähellä toukkien elinympäristöjä kuten lampia ja puroja (Wagner ym. 2008). Muihin heimoihin kuuluu vain muutamia lajeja: norosääsket (1), aarnisääsket (1), Synneuridae (1), Pleciidae (1) ja Canthyloscelidae (2) (Kahanpää & Salmela 2013).

1.5. Tutkimuksen tarkoitus

Tutkimuksen tarkoituksena oli kerätä Pomponrahka-Isosuon suoalueelta tietoa siellä esiintyvistä kaksisiipisistä ja tarkastella eri pienelinympäristöjen eroja lajiston ja lajimäärän suhteen sekä mitata koko alueen alfa-diversiteetin määrää. Tutkimuksessa oltiin erityisesti kiinnostuneita arvioimaan pyyntiponnistuksen onnistumista ja sitä, kuvaako saatu lajimäärä alueen todellista lajistoa. Hyvin harvoin on mahdollista laskea kaikki yhteisön lajit, jolloin joudutaan tyytymään lajimääräarvioihin (Colwell & Coddington 1994; Longino ym. 2002). Erityisesti tilanne on tällainen runsaslukuisten eliöiden kuten niveljalkaisten kohdalla (Colwell & Coddington 1994). Siksi onkin tärkeää osata mitoittaa tutkimuksen laajuus niin, että tutkittavasta yhteisöstä saadaan mahdollisimman edustava kuva järkevissä suhteissa työmäärään ja resursseja. Yleensä kvantitatiivisissa otannoissa yksilömäärältään runsaimmat lajit havaitaan melko vähäisellä pyyntiponnistuksella, mutta harvinaiset, yksilömäärältään vähäiset lajit voivat jäädä helposti huomaamatta, jos pyydystysmenetelmät ja otannan laajuus ovat liian suppeita (Longino 2002).

Lisäksi tulosten pohjalta haluttiin pohtia Pomponrahkan suojeeluarvoa kukkakärpästen ja semiakvaattisten sääskien osalta. Elinympäristöjen laadun ja suojehtarpeen arvioiminen

on perinteisesti perustunut pääasiassa selkärankaisiin ja putkilokasveihin (Grootaert ym. 2001). Kuitenkin hyönteiset voivat tarjota informatiivisemman työkalun arvioimistyöhön, sillä ne ovat yleensä lajirikkaampia ja runsaampia tiheydeltään sekä reagoivat herkemmin ympäristön muutoksiin (Pollet 2009).

Päätutkimuskysymykset olivat:

Vaihteleeko lajisto ja lajimäärä tutkimuskohteittain?

Kuvaako lajimäärä alueen lajistoa vai jäikö lajeja merkittävässä määrin havaitsematta?

Tutkimus pyrkii antamaan kattavan kuvan spatiaalisesti pienen alueen kukkakärpäs- ja sääskilajistosta. Tutkimuksen avulla voidaan tarkastella Pomponrahkan suoalueen nykytilannetta kaksisiipisten osalta ja saada lisätietoa tutkittavien heimojen levinneisyydestä Suomessa. Tutkimus lisää Pomponrahkan lajiston tuntemusta ja lisää tietämystä suoalueella elävistä kaksisiipisistä erilaisissa suoelinympäristöissä. Tuloksia on mahdollista hyödyntää Pomponrahkan ennallistamisen arvioimisessa.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. *Tutkimusalue*

Tutkimus suoritettiin Turussa sijaitsevalla Pomponrahkan suoalueella. Suokokonaisuus voidaan jakaa kahteen suoalueeseen: eteläisempään Pomponrahkaan ja pohjoisempaan Isosuohon. Suo sijaitsee noin viiden kilometrin päässä Turun keskustasta ohikulkutien ja Turun lentokentän välissä. Suoalueesta 135 hehtaaria kuuluu Natura 2000 verkostoon (Pomponrahka FI0200061), minkä lisäksi kohde on vuonna 1981 liitetty valtakunnalliseen soidensuojelun perusohjelmaan (Perttula 1993). Vuodesta 1983 lähtien Turun kaupungin omistuksessa oleva osa suoalueesta on ollut luonnonsuojelualueena (Perttula 1993).

Suoyhdistymätyypiltään Pomponrahka kuuluu Etelä-Suomen keidassoihin, joille on tyypillistä kohonnut keskustaosa, reunaluisu ja minerotrofinen laide (Kaakinen ym. 2008). Pomponrahkan turvekerrostuma on kuitenkin vain noin neljä metriä, joten sen kohosuorakenne ei juuri tule esiin (Mansikkaniemi & Roto 1985). Pomponrahka on osa Saaristo-Suomen kermi- eli laakiokeitaita (Perttula 1993), jotka ovat nimensä

mukaisesti tyypillisesti laakeita keskiosistaan ja joissa on jyrkkä reunalaisuus (Lindholm & Heikkilä 2006). Suotyypiltään Pomponrahka on pääosin isovarpurämettä, mutta alueelta löytyy myös useita muita suotyyppejä kuten erilaisia nevoja (lyhytkorpi-, silmäke- ja suursaraneva) ja rämeitä (tupasvilla-, kangas- ja kuusiräme). Lisäksi alueella on jonkin verran rimpinevaa, rimpilettoa ja erilaisia korpia. (Perttula 1993.)

2.2. Aineiston keruu

Suoalueelta kerättiin hyönteisaineistoa Malaise-pyydyksillä kahtena kesänä vuosina 2011 ja 2012. Malaise-pyydys on passiivinen hyönteispyydys (kuva 1), jolla saadaan kerättyä semikvantitatiivinen hyönteisaineisto. Sitä käytetään usein kaksisiipisten pyydystämiseen (Gilbert & Owen 1990; Burgio & Sommaggio 2007; Salmela 2011b). Pyydyksen tehokkuuteen vaikuttavat sen sijainti ja toisaalta sääolosuhteet (Matthews & Matthews 1969). Pyydyksen tulisi sijaita hyönteisten lentoreiteillä. Toisinaan hämähäkit saattavat kutoa seittinsä pyydyspurkin sisälle, mikä voi vaikuttaa saatuun hyönteisaineistoon. Lisäksi eläimet, kuten hirvet ja peurat, saattavat rikkoa pyydyksiä.



Kuva 1. Malaisepyydys Pomponrahkan neva-kohteella. Pyydys on kooltaan noin 110 cm pitkä, 140 cm korkea ja 70 cm leveä. (Eija Nummela 5/2012).

Suoalueelta valittiin eri elinympäristöistä kahdeksan tutkimuspaikkaa, jotka erosivat toisistaan muun muassa puuston määrältään (taulukko 1), kasvillisuudeltaan ja valoisuudeltaan. Tutkimuspaikat jakautuivat elinympäristöittäin seuraaviin kohteisiin: letto, neva, nevaräme, korpi ja turvekangas sekä kaivettuja oja kolme kohdetta (räme, korpi ja turvekangas). Tutkimuspaikoilta arvioitiin vuonna 2011 puuston pohjapinta-ala

(taulukko 1) ja havainnoitiin kasvillisuutta pyydysten ympäriltä (n. 20x10 m, 20–30 min. heinä-elokuussa). Lisäksi pyydyskohteilta mitattiin veden lämpötila (°C) rimmestä tai ojasta toukokuussa ja heinäkuussa (paitsi turvekankaalta; ei vesikohdetta). Vuonna 2012 näiltä kohteilta otettiin vesinäytteet (näyte/kohde) pyydysten läheisyydestä heinäkuun alussa. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy analysoi näytteet. Näytteistä määritettiin pH, sähkönjohtavuus, kokonaisfosfori, kokonaistyyppi ja rautapitoisuus.

Tutkimuspaikoista turvekangas, turvekangasoja, korpi ja korpioja olivat metsäisiä kohteita, joiden puuston pohjapinta-alaksi arvioitiin yli 30 m²/ha (taulukko 1). Turvekangasojalla, turvekankaalla ja korpiojalla kasvoi runsaasti kuusta, kun taas korvessa esiintyi paljon tervaleppää. Muita puita olivat pääasiassa erilaiset lehtipuut (mm. hieskoivu, haapa, pihlaja). Turvekangasojalla, turvekankaalla ja korpiojalla havaittiin monenlaisia ruohovartisia metsäkasveja sekä saniaisia, kortteita ja liekoja (mm. metsäalvejuuri, metsäkorte, riidenlieko). Turvekangasojalla ja korpiojalla havaittiin myös monia sammallajeja (mm. seinäsammal, korpikarhunsammal, korpirahkasammal). Korpi oli kumpanakin vuonna alkukesän vesilammikoiden peittämä, mutta loppukesästä lampareet olivat kuivuneet. Siellä tavattiin kosteutta vaativia ruohovartisia kasveja (mm. vehka, ranta-alpi, raate, kurjenjalka, suoputki).

Lähes puuttomia kohteita olivat neva ja nevaräme, joilla kasvoi kuitenkin jonkin verran mäntyä. Neva oli kasvupaikaltaan kosteampi ja avoimempi kuin nevaräme. Alueille olivat tyypillisiä erilaiset rahkasammaleet (mm. hentorahkasammal) ja suokasvit (mm. tupasvilla) sekä kanerva. Rämeoja oli melko puustoinen (mänty ja hieskoivu) kohde, jossa tavattiin rämeille tyypillisiä suolajeja (mm. vaivaiskoivu, juulukka, suopursu) ja erilaisia rahkasammalia (mm. rämerahkasammal, vaalearahkasammal). Ojan läheisyyden takia alueella kasvoi myös kosteutta vaativia lajeja kuten keltakurjenmiekkää, palpakoita ja ranta-alpia. Letto oli vetinen, hieskoivua ja pajuja kasvava kohde, josta havaittiin muun muassa raatetta, kurjenjalkaa ja järviruokoa. Letolla kasvoi myös monia sammalia (mm. kultasammal, lettorahkasammal, kampasammal, suonihuopasammal), joita ei havaittu muista kohteista.

Taulukko 1. Puuston pohjapinta-alat vuonna 2011.

	Rämeoja	Neva	Korpi	Korpioja	Letto	Nevaräme	Turvekangasoja	Turvekangas
m ² /ha	24	0	32	41	5	0	37	42

Jokaiselle tutkimuspaikalle sijoitettiin kaksi Malaise-pyydystä, eli yhteensä koko Pomponrahkan suoalueelle laitettiin 16 pyydystä, joiden sijainti määritettiin GPS-laitteen avulla (YKJ-koordinaatit). Ojakohteille pyydykset asetettiin ojien yläpuolelle. Pyydykset laitettiin tutkimuskohteille toukokuun alussa ja poistettiin lokakuun alussa. Kesän 2012 elo–syyskuun pyydyksistä kaksi (korpi 2 ja letto 2) olivat hajonneet sitten viimeisen haavintakäynnin (21.8.) yhteydessä tehdyn tarkastuksen jälkeen. Pyydynesteenä käytettiin noin 50-prosenttista glykolia, johon oli lisätty hieman astianpesuainetta pintajännityksen poistamiseksi. Noin kerran kuukaudessa hyönteisnäytepurkki käytiin hakemassa pyydyksestä ja tilalle vaihdettiin uusi pyydyspurkki. Maastosta noudettujen pyydyspurkkien glykoliseos vaihdettiin laboratoriossa 70-prosenttiseen etanoliin.

Malaise-pyydysaineistoa täydennettiin myös aikuishaavinäytteillä, joita kerättiin kenttähaavilla vuonna 2012 touko–elokuussa noin kahden viikon välein Malaise-pyydyskohteilta. Sääolosuhteiden (sateista, tuulista) ollessa hankalat haaviminen saattoi siirtyä jonkin verran. Haaviminen aloitettiin yleensä rämeojalta, minkä jälkeen reitti kulki useimmiten nevan, korven, korpiojan, turvekangasojan, turvekankaan, leton kautta nevarämeelle. Tästä järjestyksestä johtuen alkumatkan kohteet haavittiin aamupäivällä, kun taas loppumatkan kohteille päästiin vasta iltapäivästä. Pääosin haavinta suoritettiin haavimalla ensin 10 minuuttia kahdessa viiden minuutin erässä kasvillisuuden läheisyydessä ja tämän jälkeen noin 10 minuuttia pyydystämällä haavilla havaittuja kaksisiipisyksilöitä pyydyskohteiden läheisyydestä. Eliöt tainnutettiin joko kloroformilla tai etyyliasetaatilla, minkä jälkeen niistä lajiteltiin paperilautasella nopeasti pois sellaisia ryhmiä (esim. hämähäkit), joita ei haluttu näytteiden joukkoon. Tämän jälkeen eliöt siirrettiin 70-prosenttista alkoholia sisältävään purkkiin. Haavipyynnillä pyrittiin täydentämään aineistoa, koska kaikki lajit eivät välttämättä päädy yhtä hyvin Malaise-pyydykseen (Matthews & Matthews 1969; Burgio & Sommaggio 2007).

2.3. Aineiston esikäsittely ja määrittely

Aineiston esikäsittelyssä pyydyspurkkien sisältö käytiin läpi mikroskoopin avulla ja hyönteisaineistosta poimittiin erikseen kukkakärpäset (Syrphidae), kiilukärpäset (Dolichopodidae), paarmat (Tabanidae) ja semiakvaattiset sääsket (Tipuloidea,

Psychodidae, Ptychopteridae, Dixidae, Thaumaleidae, Pachyneuridae, Synneuridae, Pleciidae ja Canthyloscelidae) lajinnäytystä varten.

Kukkakärpästen määrittämiseen käytettiin kirjojen Tvåvingar: Blomflugor osa 1: Diptera: Syrphidae: Syrphinae ja Tvåvingar, Blomflugor osa 2: Diptera: Eristalinae & Microdontinae (2009) sekä Suomen kukkakärpäset ja lähialueiden lajeja (2007) määrittämissä. Lisäksi määrittämistä varten antoivat Antti Haarto ja Kaj Winqvist. Kaikkia yksilöitä en silti saanut määrittettyä lajilleen, joten ne jäivät sukutasolle. Suurin osa näistä yksilöistä oli naaraita (*Sphaerophoria*-suku), joiden määrittäminen olisi vienyt liikaa aikaa ja määrittäminen olisi ollut epävarmoja. *Melanostoma*-suvussa taas on todennäköisesti useampia lajeja kuin mitä määrittämissä perusteella voitiin määrittää, joten tässä tapauksessa päätin jättää epävarmat yksilöt sukutasolle, vaikka ne olisivat voineet määrittämiä *M. mellinum* -lajiksi. Muutamassa muussakin suvussa (*Dasysyrphus*, *Pipiza*, *Pipizella*) oli samankaltaisia ongelmia, mutta niissä noudatin määrittämissä ohjeistusta.

Ohjaajani Jukka Salmela määrittämiä semiakvaattiset sääsket. Semiakvaattisten sääskien määrittämiseen soveltuva kirjallisuus on hajallaan ja yleisesti ottaen melko vaikeasti löydettävissä. Määrittämissä kaksisiipisistä hyönteisistä (vähintään yksi yksilö/laji) on talletettu näytteet Turun yliopiston eläinmuseon (ZMUT) kokoelmiin tai Jukka Salmelan henkilökohtaiseen kokoelmaan (JES).

2.4. Aineistojen analysointi ja tilastolliset menetelmät

Aineistojen analysointiin käytettiin erilaisia monimuuttujamenetelmiä (NMDS-ordinaatiot, Mantelin testi), ei-parametrisiä lajimääräestimaattoreita ja korrelaatioita (Legendre & Legendre 1998; Magurran & McGill 2011). Lisäksi aineistoja tarkasteltiin visuaalisesti. Lajimäärän akkumulaatiokäyrien sekä lajimääräestimaattorien laskemiseen käytettiin ohjelmaa EstimateS v.9.1.0 (Colwell 2013). NMDS-ordinaatioiden, Mantelin testien, korrelaatioiden ja samankaltaisuuksien laskemiseen käytettiin ohjelmaa PAST v.2.17 (Hammer ym. 2001).

Ennen analyysiä jokaisen kohteen kahden pyydyksen lajitiedot yhdistettiin, jolloin saatiin kattavampi lajiaineisto jokaiselta tutkimuskohteelta. Lisäksi pyydykset sijaitsivat hyvin lähellä toisiaan (etäisyys korkeintaan kymmeniä metrejä), joten niitä ei ollut

mielekäästä tarkastella omina yksiköinä. Aineistoista poistettiin analyysija varten myös sukutasolle jääneitä yksilöitä, koska ne todennäköisesti sisälsivät useampia lajeja. Kukkakärpäset ja semiakvaattiset sääsket analysoitiin erikseen.

Osassa analyysija (NMDS-ordinaatiot, Mantelin testi, korrelaatiot) Malaise-aineistoon yhdistettiin haaviaineisto, jotta kokonaisaineisto olisi kattavampi. Lisäksi näissä analyysija lajiaineistoille tehtiin neliöjuurimuunnokset ennen kuin niitä alettiin analysoida. Käytetyistä keräysmenetelmistä johtuen lajiston runsausjakauma on vinoutunut, koska lajien todennäköisyys päätyä Malaise-pyydykseen tai haaviin vaihtelee. Muunnoksella pyrittiin pienentämään aineistojen vinoutta ja vähentämään runsaimpien lajien vaikutusta analyysija. Lajimäärien akkumulaatiokäyrien ja lajimääräestimaattorien sekä samankaltaisuuksien laskentaan käytettiin pelkkiä Malaise-aineistoja, jotta eri vuosien aineistot olisivat vertailukelpoisia. Samankaltaisuuksien laskennassa käytettiin neliöjuurimuunnettua aineistoa.

2.4.1. Lajistolliset erot

Vuosien 2011 ja 2012 kokonaisyksilömäärien jakautumista eri lajien välillä tarkasteltiin lajien runsausjakaumien avulla. Tarkemmin sanottuna runsausjärjestyskuvaajalla (engl. rank-abundance plot), jossa lajien suhteelliset osuudet on kuvattuna log₁₀-asteikolla pystyakselilla ja lajien runsausjärjestys on runsaslukuisimmasta vähälukuisimpaan vaakakselilla. Runsausjärjestyskuvaaja on yksinkertainen tapa tarkastella visuaalisesti lajiston jakautumista runsas- ja vähälukuisiin lajeihin ja samalla yhteisön monimuotoisuutta (Magurran 2004, s. 22). Jotta eri vuosien runsausjakaumia olisi voinut vertailla keskenään, laskettiin jokaiselle lajille sen suhteellinen runsaus.

Lisäksi eri vuosien välisiä lajimääräeroja tarkasteltiin ei-parametristen korrelaatioiden avulla (Spearman). Tämän lisäksi korrelaatiot laskettiin kokonaislajimäärän ja kokonaisyksilömäärän välille sekä kukkakärpästen ja semiakvaattisten sääskien kokonaislajimäärien välille (Spearman). Eri vuosien kohteiden sisäisiä että koko aineistojen välisiä samankaltaisuuksia tarkasteltiin Bray-Curtisin indeksillä. Bray-Curtisin indeksi huomioi myös lajien runsaussuhteet (Jost ym. 2011).

2.4.2. NMDS-ordinaatio (moniulotteinen skaalaus)

Tutkimuksessa tarkasteltiin eri kohteiden välistä lajistollista samankaltaisuutta NMDS-ordinaation (engl. non-metric multidimensional scaling) avulla. Tarkoituksena oli tiivistää lajiaineistojen oleellinen tieto, jotta kohteiden välisiä lajistollisia eroja voisi tarkastella helpommin visuaalisesti. NMDS-ordinaatiossa havaintoyksiköt pyritään sijoittamaan valittuun määrään ulottuvuuksia (yleensä 1–3) havaintoyksiköiden etäisyystietojen perusteella siten, että havaintoyksiköiden väliset keskinäiset etäisyydet ordinaatiossa vastaisivat alkuperäisen etäisyysmatriisin tietoja. NMDS-ordinaatio huomioi etäisyysarvojen suuruusjärjestykset, mutta ei niiden absoluuttisia etäisyyksiä. Ordinaation onnistumista tarkasteltiin stressifunktion avulla. Tavoitteena on mahdollisimman pieni stressifunktio. (Legendre & Legendre 1998, s. 444–450.)

Analyysit ajettiin manuaalisesti useita kertoja (>40), jotta saatiin mahdollisimman pieni stressifunktio. Lisäksi PAST-ohjelma automaattisesti ajaa jokaisen laskennan 11 kertaa ja valitsee niistä ordinaation, jonka stressifunktio on pienin. Analyyseissa oli molempien vuosien aineistot yhdistetty samaan taulukkoon. Etäisyysmittana käytettiin Bray-Curtisin indeksiä.

2.4.3. Lajimäärän akkumulaatio ja ei-parametriset lajimääräestimaattorit

Lajimäärän akkumulaatiokäyrien laskennoissa käytettiin pyydysmäärään perustuvaa rarefaktiomenetelmää. Lajimäärän akkumulaatiokäyrän avulla voidaan kuvata tietyn alueen kumulatiivista lajimäärää suhteessa pyyntiponnistukseen. (Gotelli & Colwell 2011; Colwell ym. 2012.) Ei-parametristen lajimääräestimaattorien (Chao1, Chao2, ACE, ICE) avulla pyrittiin arvioimaan kukkakärpäs- ja sääskiyhteisöjen todellisia lajimääriä sekä pyyntiponnistuksen onnistumista. Ei-parametriset estimaattorit arvioivat kokonaislajimäärää näytteissä olevien harvinaisten ja vähälukuisten lajien mukaan (Gotelli & Colwell 2011). Analyysit tehtiin molemmille vuosille erikseen, jolloin otosten määrä oli kahdeksan. Lisäksi molempien vuosien lajitiedot yhdistettiin niin, että saatiin 16 otosta eli eri vuosien kohdekohtaiset lajitiedot pidettiin erillään. Laskentoja varten pyydysjärjestyksen satunnaistaminen tehtiin 100 kertaa.

Lisäksi yksilömäärään perustuvan rarefaktiomenetelmän avulla haluttiin tutkia eri kohteiden lajimäärän kertymistä suhteessa yksilömäärään (Gotelli & Colwell 2011),

mikä mahdollistaa kohteiden välisen vertailun. Aineistona oli molempien vuosien Malaise-aineistot yhdistettynä samaan taulukkoon.

2.4.4. Mantelin testi

Koska tutkimusalue oli suhteellisen pieni pinta-alaltaan ja kohteet sijaitsivat melko lähellä toisiaan (pienin etäisyys kohteiden välillä noin 140 m), haluttiin Mantelin testin avulla testata pyydyskohteiden lajistollisten erojen ja kohteiden maantieteellisten etäisyyksien riippuvuutta toisistaan eli toisin sanoen testata kohteiden välistä autokorrelaation määrää. Mantelin testi mittaa kahden etäisyysmatriisin välistä lineaarista korrelaatiota ja se antaa saman lopputuloksen kuin Pearsonin korrelaatiokerroin (Legendre & Legendre 1998, s. 552–557). Korrelaatiokerroimen tilastollista merkitsevyyttä testattiin permutaatiotestin avulla (5000 permutaatiota). Koska jokaisella kohteella oli kaksi pyydystä ja näin ollen kahdet koordinaattitiedot, laskettiin ensin jokaisen kohteen kahden pyydysten koordinaateista aritmeettiset keskiarvot. Maantieteellisten etäisyyksien mittana käytettiin euklidista etäisyyttä ja lajistoaineistoissa Bray-Curtisin indeksiä. Mantelin testin avulla testattiin myös semiakvaattisten sääskien ja kukkakärpästen lajiaineistojen korrelaatiota. Analyyseissa oli molempien vuosien aineistot yhdistetty samaan taulukkoon.

2.4.5. Ympäristömuuttujien vaikutus lajistoon

Myös ympäristömuuttujien (veden lämpötila, pH, puuston pohjapinta-ala,) vaikutusta lajistoon haluttiin tutkia. Ympäristömuuttujat standardoitiin ensin, jonka jälkeen niiden riippuvuutta verrattiin kohteiden NMDS-ordinaation akseleiden koordinaatteihin ei-parametrisen korrelaation avulla (Spearman).

2.4.6. Tehollinen lajimäärä

Kukkakärpä- ja sääskiyhteisöjä tarkasteltiin myös lajimäärän pohjalta lasketun tehollisen lajimäärän avulla. Se kertoo sen lajimäärän, joka yhteisössä olisi, jos kaikkia lajeja olisi runsaudeltaan yhtä paljon (Jost 2006). Shannonin ja Gini-Simpsonin indeksit laskettiin ensin PAST-ohjelman avulla, jonka jälkeen ne muunnettiin teholliseksi lajimääräksi seuraavilla kaavoilla: Shannonin entropia $\exp(\text{indeksin arvo})$ ja Gini-

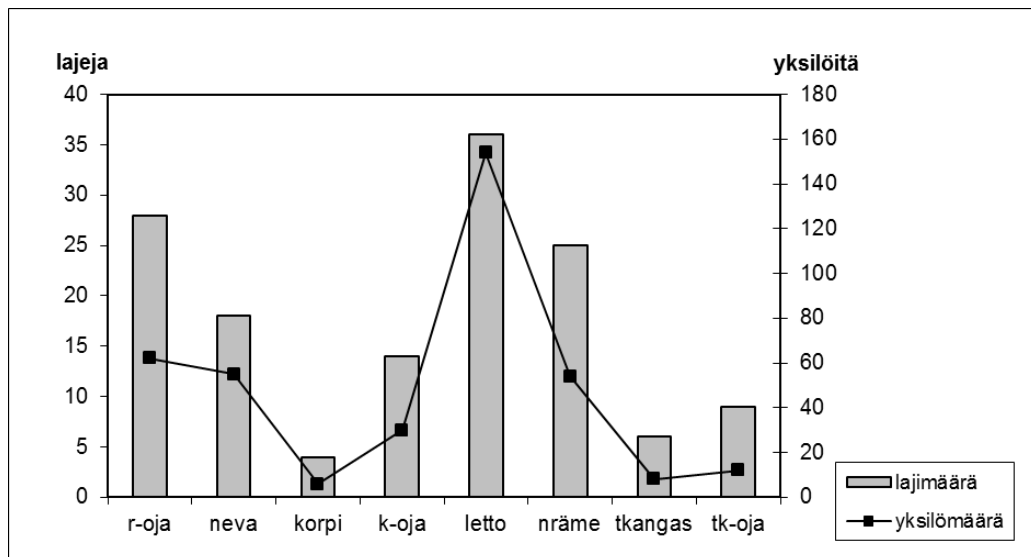
Simpson $1/(1\text{-indeksin arvo})$ (Jost 2006). Teholliseksi lajimääräksi muunnettu Shannonin indeksi painottaa jokaista lajia sen frekvenssin mukaan eli se ei suosi harvinaisia tai yleisiä lajeja, kun taas muunnettu Gini-Simpsonin indeksi painottaa yleisiä lajeja (Jost 2006).

3. TULOKSET

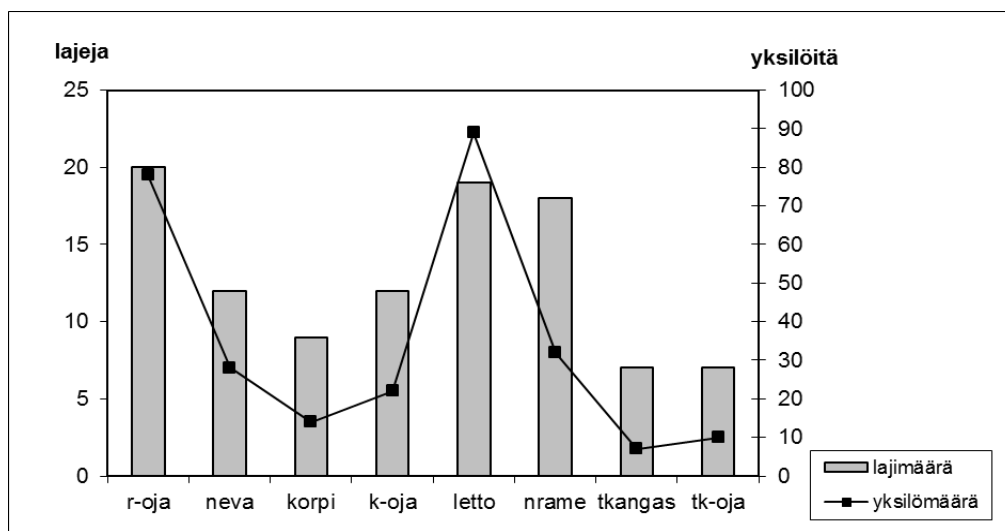
3.1. *Lajisto*

3.1.1. Kukkakärpäset

Pomponrahkalta havaittiin vuosina 2011 ja 2012 yhteensä 85 kukkakärpäslajia, mikä on noin neljäsosa Suomen kokonaislajistosta (357). Runsaslajisin tutkimuskohde oli letto, jolta havaittiin 45 lajia. Vähiten lajeja havaittiin korvesta ja turvekankaalta, joilta molemmilta tavattiin 11 lajia. Kuvassa 2 on eritelty kohteet laji- ja yksilömäärittäin vuonna 2011 ja kuvassa 3 vuonna 2012. Vuonna 2011 havaittiin yhteensä 72 lajia, kun taas vuonna 2012 lajimäärä jäi vain 55 lajiin. Vuoden 2011 suurin lajimäärä saatiin letolta (36), kun taas vuonna 2012 rämeojalta (20). Koska kaikkia yksilöitä ei pystytty määrittämään lajilleen, saattaa lajimäärä olla vielä muutaman lajin verran suurempi. Kokonaisyksilömäärä oli 861 yksilöä, joista suurin osa (298) saatiin letolta ja vähiten (15) turvekankaalta. Vuonna 2011 pyydyksiin ja haaviin päätyi 477 yksilöä ja 384 yksilöä vuonna 2012. Kokonaisyksilömäärästä 81 prosenttia saatiin Malaise-pyydyksistä ja 19 prosenttia haavimalla.



Kuva 2. Pomponrahkan tutkimuskohteiden kukkakärpästen laji- ja yksilömäärät vuonna 2011, kun sukutasolle jääneet yksilöt on poistettu. Sukutasolle jääneiden yksilömäärät kohteittain: rämeoja 5, neva 33, korpioja 4, letto 30, nevaräme 23, turvekangasoja 1. Aineistona on yhdistetty Malaise- ja haavidata.

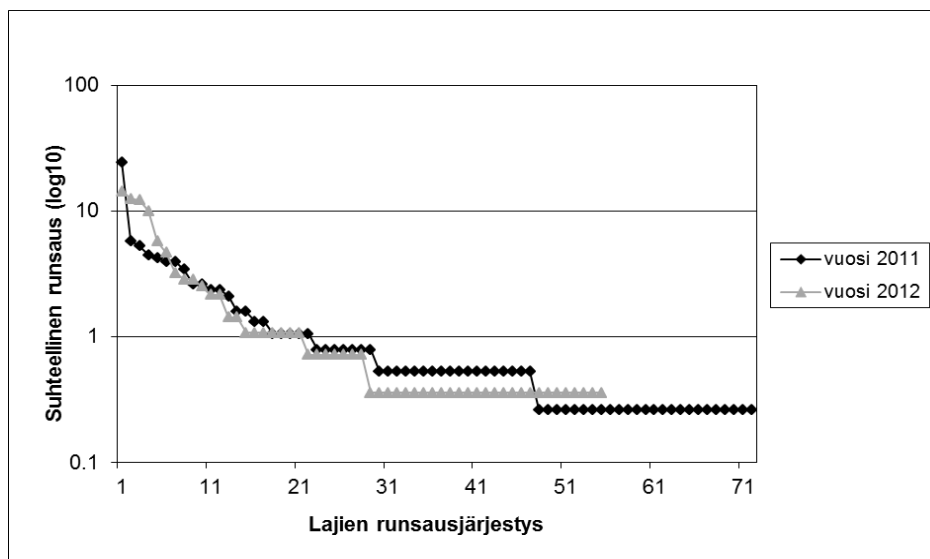


Kuva 3. Pomponrahkan tutkimuskohteiden kukkakärpästen laji- ja yksilömäärät vuonna 2012, kun sukutasolle jääneet yksilöt on poistettu. Sukutasolle jääneiden yksilömäärät kohteittain: rämeoja 1, neva 37, korpioja 1, letto 25, nevaräme 40. Aineistona on yhdistetty Malaise- ja haavidata.

Yleisimpiä lajeja tarkasteltiin sen mukaan, kuinka monessa kohteessa lajia tavattiin. Vuonna 2011 yleisimpiä lajeja olivat *Meliscaeva cinctella*, *Episyrphus balteatus*, *Dasysyrphus tricinctus*, *Helophilus pendulus* ja *Syrphus ribesii*, joita tavattiin yli puolesta kohteista. Puolesta kohteista tavattiin *Platycheirus clypeatus* ja *Sericomyia silentis*. Vuonna 2012 yleisin laji oli *Helophilus pendulus*, jota tavattiin jokaiselta kohteelta. Yli puolesta kohteista havaittiin *Episyrphus balteatus*, *Syrphus ribesii* ja *Melanostoma scalare*. Puolesta kohteista tavattiin *Criorhina asilica*, *Platycheirus albimanus*, *Sericomyia silentis* ja *Syrphus torvus*.

Yksilömäärällä mitattuna viisi runsaslukuisinta lajia vuonna 2011 olivat *Neoascia tenur* (93), *Episyrphus balteatus* (22), *Meliscaeva cinctella* (20), *Syrphus ribesii* (17) ja *Dasysyrphus tricinctus* (16). Vuonna 2012 viisi runsainta lajia olivat *Neoascia tenur* (40), *Syrphus ribesii* (35), *Helophilus pendulus* (34), *Melanostoma scalare* (28) ja *Sericomyia silentis* (16).

Runsausjärjestyskuvaajan mukaan (kuva 4) kukkakärpäslajisto ei eroa juurikaan eri vuosina runsaussuhteiltaan vaan molempina vuosina on havaittavissa, että vain muutamat lajit ovat runsaslukuisia, kun taas useimmat lajit ovat vähälukuisia. Lisäksi tutkimuskohteiden eri vuosien lajimäärien välillä oli tilastollisesti merkitsevä korrelaatio ($r_s=0,8916$, $p=0,005556$). Myös kokonaislajimäärä korreloi tilastollisesti merkitsevästi kokonaisyksilömäärän kanssa ($r_s=0,9701$, $p=0,000595$). Vuosien väliset kohteiden sisäiset samankaltaisuudet olivat hyvin vaihtelevia (0,15802–0,48354; $k_a=0,313466$). Koko aineiston kohdalla samankaltaisuus oli 0,51258.



Kuva 4. Pomponrahkan kukkakärpästen runsausjakaumat vuosina 2011 ja 2012. Aineistona on yhdistetty Malaise- ja haaviaineisto, josta on poistettu sukutasolle jääneet yksilöt.

Kukkakärpäset jaoteltiin neljään eri elinympäristöluokkaan: metsät, avoin maasto, kosteikot ja generalistit (taulukko 2). Luokittelu perustuu eri lähteiden tietoon lajien tyypillisistä elinympäristöistä (Haarto & Kerppola 2007; Bartsch 2009a, 2009b; Speight 2012). Lähes puolet lajeista arvioitiin erilaisten metsien lajeiksi, kun taas noin neljäsosa oli kosteikkojen lajeja (taulukko 2). Noin viidennes lajeista oli generalisteja, joita tavataan erilaisissa elinympäristöissä (taulukko 2). Tähän ryhmään kuului myös monia kulttuuriympäristöissä viihtyviä lajeja.

Taulukko 2. Kukkakärpästen jakautuminen elinympäristöittäin. Sukutasolle jääneet yksilöt poistettu laskennoista.

Elinympäristö*	lajimäärä	%-osuus
metsät	41	48
avoin maasto	8	9
kosteikot	21	25
generalistit	15	18

*Elinympäristö: metsät=erilaisissa metsissä (havu-, lehti- tai sekametsä) tai metsien aukkopaikoilla viihtyvät lajit, avoin maasto=niityt yms., kosteikot=erilaiset suot, vesistöjen reuna-alueet yms., generalistit=tavataan useissa eri elinympäristöissä

Kukkakärpästen toukat jaoteltiin elintapojensa mukaan saproksyyleihin, petoihin sekä sienillä tai kasveilla eläviin lajeihin (taulukko 3). Luokittelun apuna käytettiin eri lähteiden tietoja toukkien elintavoista (Rotheray 1993; Haarto & Kerppola 2007; Bartsch 2009a). Yli puolet lajeista oli petoja ja noin kolmannes saproksyylejä eli lahoppuuriippuvaisia (taulukko 3). Sienillä ja kasveilla elää vain pieni osa lajeista (taulukko 3).

Taulukko 3. Kukkakärpästen jakautuminen toukkien elintapojen mukaan..

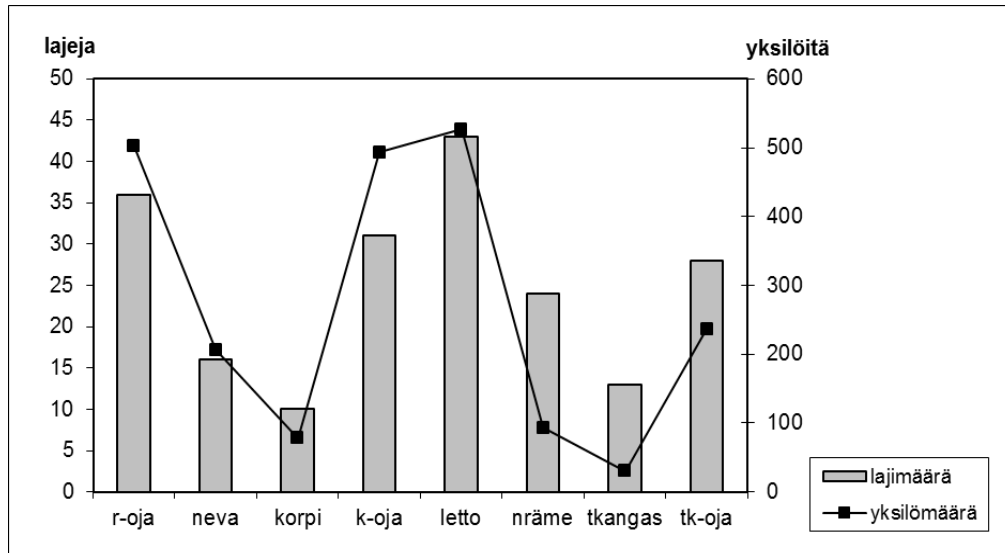
Toukkien elintavat*	lajimäärä	%-osuus
saproksyyliit	26	31
pedot	51	60
sienet	2	2
kasvit	4	5
ei tietoa	2	2

*Elintavat: saproksyyliit=lahoppuuriippuvaiset, pedot=ravinto koostuu pääosin kirvoista tai muista pienistä, pehmeäruumiisista eliöistä, sisältää myös *Microdon*-suvun lajeja (toukat elävät muurahaispesissä syöden muurahaisten munia ja toukkia) sekä *Volucella*-suvun lajeja (toukat elävät ampiaisten tai kimalaisten pesissä syöden niiden toukkia ja kuollutta orgaanista materiaalia)

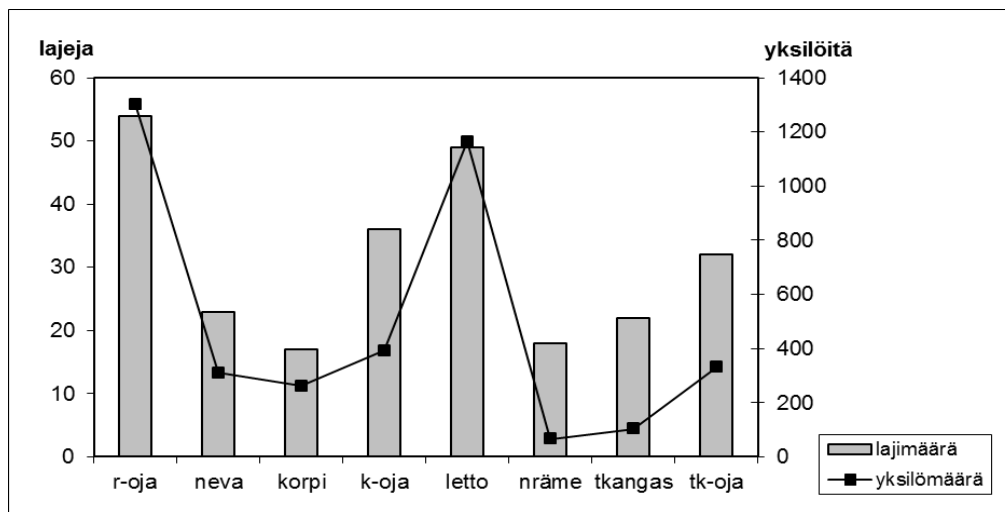
3.1.2. Semiakvaattiset sääsket

Semiakvaattisia sääskiä havaittiin vuosina 2011 ja 2012 yhteensä 119 lajia. Näistä pikkuvaaksiaisia (Limoniidae) oli 52, isovaaksiaisia (Tipulidae) 23, petovaaksiaisia (Pediidae) kahdeksan, lehtovaaksiaisia (Cylindrotomidae) kolme, kummitussääskiä (Ptychopteridae) kaksi, perhossääskiä (Psychodidae) 29 ja sinkilähyttysiä (Dixidae) kaksi lajia sekä yksi Synneuridae-heimon laji. Runsaslajisin tutkimuskohde oli letto, jolta havaittiin 63 lajia. Vähiten lajeja havaittiin korvesta (19) ja turvekankaalta (26). Kuvassa 5 on eritelty kohteet laji- ja yksilömäärittäin vuonna 2011 ja kuvassa 6 vuonna 2012. Vuonna 2011 havaittiin yhteensä 85 lajia, kun taas vuonna 2012 lajimäärä oli 102 lajia. Vuoden 2011 suurin lajimäärä saatiin letolta (43), kun taas vuonna 2012 rämeojalta (54). Koska kaikkia yksilöitä ei määritetty lajilleen, saattaa lajimäärä olla

vielä muutaman lajin verran suurempi. Kokonaisyksilömäärä oli 6727 yksilöä, joista suurin osa (2000) saatiin rämeojalta ja letolta (1890). Vuonna 2011 pyydyksiin ja haaviin päätyi 2403 yksilöä ja 4324 yksilöä vuonna 2012. Kokonaisyksilömäärästä enemmistö saatiin Malaise-pyydyksillä (94 %) ja vain pieni osa (6 %) haavimalla.



Kuva 5. Pomponrahkan semiakvaattisten sääskien laji- ja yksilömäärät vuonna 2011, kun sukutasolle jääneet yksilöt on poistettu. Sukutasolle jääneiden yksilömäärät: rämeoja 55, neva 8, korpi 2, korpioja 24, letto 47, nevaräme 18, turvekangas 20, turvekangasoja 63. Aineistona on yhdistetty Malaise- ja haaviaineisto.



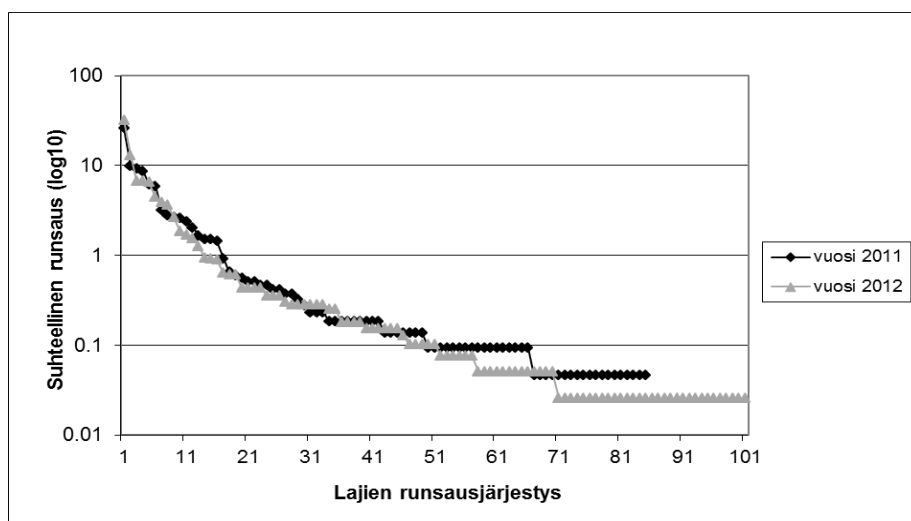
Kuva 6. Semiakvaattisten sääskien laji- ja yksilömäärät vuonna 2012, kun sukutasolle jääneet yksilöt on poistettu. Sukutasolle jääneiden yksilömäärät: rämeoja 140, neva 11, korpi 15, korpioja 33, letto 152, nevaräme 6, turvekangas 19, turvekangasoja 19. Aineistona on yhdistetty Malaise- ja haaviaineisto.

Yleisimpiä lajeja vuonna 2011 olivat *Ormosia ruficauda*, *Tricyphona immaculata*, *Clytocerus ocellaris*, *Psychoda lobata* ja *Psychoda satchelli*, joita tavattiin seitsemältä kohteelta. Kuudesta kohteesta tavattiin *Idioptera pulchella* ja *Psychoda phalaenoides* ja

viidestä kohteesta tavattiin *Euphyllidorea phaeostigma* ja *Phyllidorea fulvonervosa*. Vuonna 2012 yleisin laji oli *Tricyphona immaculata*, jota tavattiin jokaiselta kohteelta. Yli puolesta kohteista havaittiin *Cheilotrichia cinerascens*, *Ormosia ruficauda*, *Phyllidorea fulvonervosa*, *Clytocerus ocellaris*, *Pneumia trivialis*, *Psychoda phalaenoides*, *Psychoda satchelli*, *Dicranomyia modesta*, *Euphyllidorea phaeostigma*, *Psychoda gemina*, *Metalimnobia quadrinotata*, *Ptychoptera minuta* ja *Psychoda lobata*.

Vuonna 2011 yksilömäärän perusteella tarkasteltuna viisi runsainta lajia olivat *Clytocerus ocellaris* (561), *Pneumia trivialis* (212), *Tricyphona immaculata* (200), *Phyllidorea squalens* (187) ja *Ptychoptera minuta* (134). Vuonna 2012 runsaimmat lajit olivat lähes samat: *Clytocerus ocellaris* (1251), *Pneumia trivialis* (511), *Ptychoptera minuta* (267), *Psychoda satchelli* (267) ja *Phyllidorea squalens* (257).

Semiakvaattisten sääskien runsausjärjestyskuvaaja (kuva 7) on muodoltaan samankaltainen kuin kukkakärpästen. Vuodet eivät eroa juurikaan toisistaan lajien runsaussuhteiden osalta; muutamat lajit ovat hyvin runsaita, mutta suurin osa lajeista on vähälukuisia. Eri vuosien lajimäärät olivat tilastollisesti merkitsevästi korreloituneet ($r_s=0,9048$, $p=0,002232$). Myös kokonaislajimäärä korreloi tilastollisesti merkitsevästi kokonaisyksilömäärän kanssa ($r_s=0,8862$, $p=0,005655$). Vuosien väliset kohteiden sisäiset samankaltaisuudet olivat pääasiassa yli 0,6 paitsi ei turvekankaan ja korven kohdalla (kaikki kohteet: $ka=0,612236$). Koko aineistolla tarkasteltuna samankaltaisuus oli 0,7444.



Kuva 7. Pomponrahkan semiakvaattisten sääskien runsausjakaumat vuosina 2011 ja 2012. Aineistona on yhdistetty Malaise- ja haaviaineisto, josta on poistettu sukutasolle jääneet yksilöt.

Sääskilajisto jakautui ekologiaaltaan kosteikko-, suo- ja virtavesilajeihin sekä terrestrisiin lajeihin ja generalisteihin (taulukko 4). Sääskistä suurin osa oli luokiteltavissa kosteikko- ja suolajeiksi. Generalisteja oli noin neljännes ja terrestrisiä noin viidennes lajeista. Vain noin kuusi prosenttia arvioitiin virtavesien lajeiksi. Terrestriset lajit luokiteltiin edelleen saproksyyleihän eli lahopuuriippuvaisiksi, sienillä eläviin ja metsälajeihin. Luokittelu perustuu toukkien elinympäristöihin.

Taulukko 4. Semiakvaattisten sääskien jakautuminen elinympäristöihin. Prosenttiosuudet laskettu kokonaislajimäärästä, josta on poistettu sukutasolle jääneet yksilöt.

Elinympäristö*	lajimäärä	%-osuus
kosteikot	40	33,9
suot	18	15,3
virtavedet	7	5,9
terrestrisiä	22	18,6
- sapro	8	6,8
- sieni	8	6,8
- metsät	6	5,1
generalistit	31	26,3

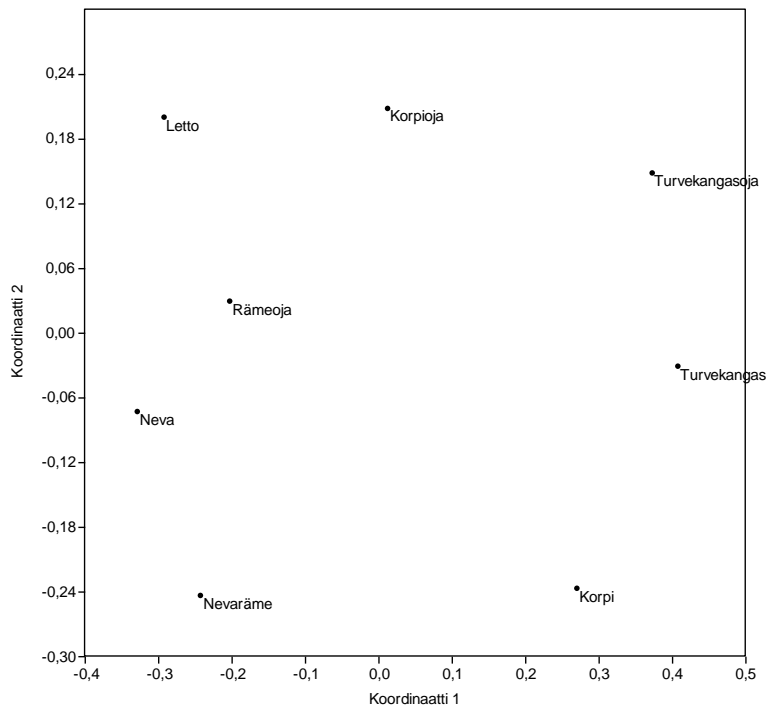
*Elinympäristö: kosteikot=suot, rannat, järvet, lähteiköt yms., suot=erityisesti turvemaiden lajeja, virtavedet=purot ja ojat, generalistit=esiintyvät useissa eri elinympäristöissä sapro=lahopuuriippuvainen, sieni=toukka elää sienillä, metsät=toukka elää karikkeessa, sammalilla yms.

Kukkakärpästen ja sääskien kokonaislajimäärien välillä oli tilastollisesti melkein merkitsevä positiivinen korrelaatio ($r_s=0,7108$, $p=0,0557$).

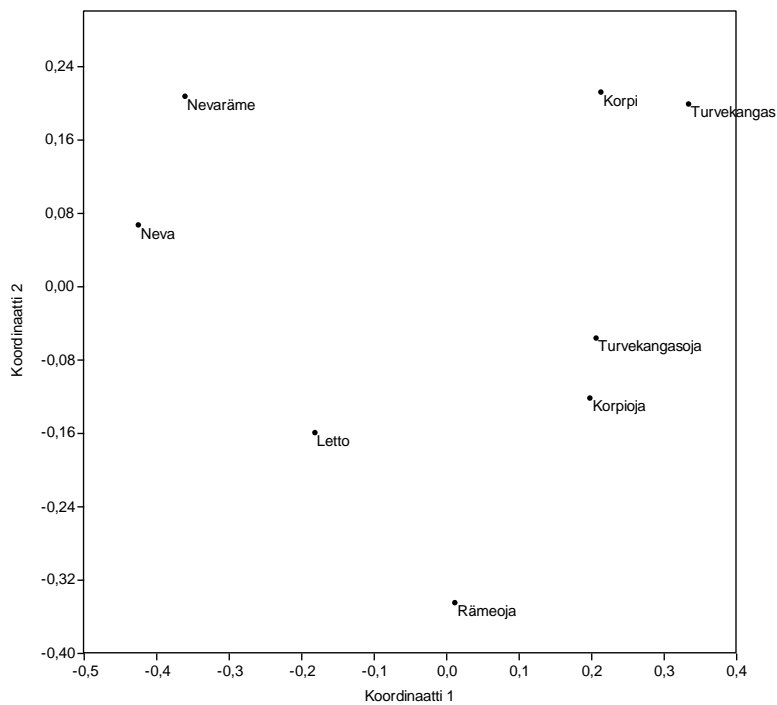
3.2. Tilastolliset testit

3.2.1. NMDS-ordinaatio (moniulotteinen skaalaus)

Kukkakärpästen NMDS-ordinaation (kuva 8) pienin stressifunktio oli 0. Kohteet sijoittuivat ordinaatioon vain yhdellä tavalla. Kaikki kohteet ovat melko hajallaan toisiinsa nähden eivätkä muodosta havaittavia ryhmiä. Semiakvaattisten sääskien NMDS-ordinaation (kuva 9) pienin stressifunktio oli 0,04554. Sääskien ordinaatiossa voi havaita joidenkin kohteiden ryhmittymistä keskenään, esimerkiksi turvekangasoja ja korpioja sekä korpi ja turvekangas muodostavat melko selkeät, muista erottuvat ryhmät. Myös nevaräme ja neva ovat ryhmittyneet löyhästi yhteen ja kohdepari sijaitsee muista erillään.



Kuva 8. Vuoden 2011 ja 2012 Malaise- ja haaviaineistojen neliöjuurimuunnettuun kukkakärpäsaineistoon perustuva NMDS-ordinaatio. Kolmiulotteisesta ordinaatiosta näytetään akselit 1 ja 2.



Kuva 9. Vuoden 2011 ja 2012 Malaise- ja haaviaineistojen neliöjuurimuunnettuun sääskiaineistoon perustuva NMDS-ordinaatio. Kolmiulotteisesta ordinaatiosta näytetään akselit 1 ja 2.

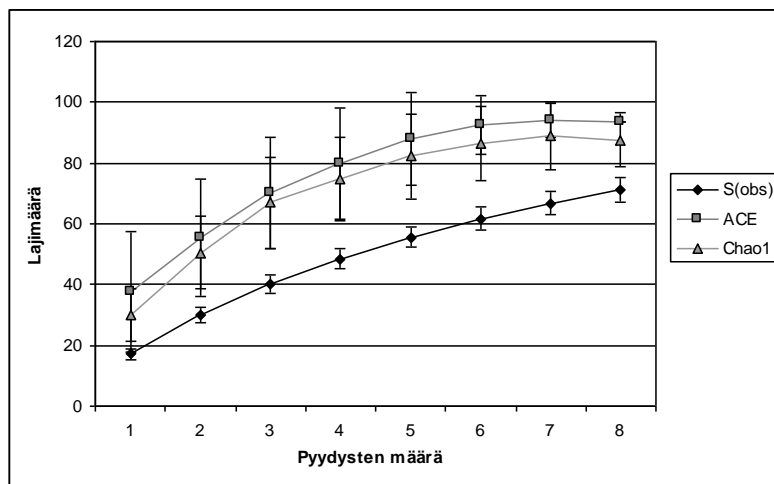
3.2.2. Lajimäärän akkumulaatio ja ei-parametriset lajimääräestimaattorit

Eri lajimääräestimaattorien (ACE, ICE, Chao1, Chao2) arvioimat lajimäärät vaihtelivat jonkin verran sekä kukkakärpästen että semiakvaattisten sääskien kohdalla (taulukko 5), mutta niiden arvion mukaan suon kukkakärpästen kokonaislajimäärä olisi keskimäärin 105 lajia ja semiakvaattisten sääskien 145 lajia (16 pyydyksen perusteella). Estimaattoreiden arvioimat lajimäärät olivat aina suurempia kuin havaitut lajimäärät eivätkä akkumulaatiokäyrät tasoittuneet ja saavuttaneet asymptoottista lajimäärää.

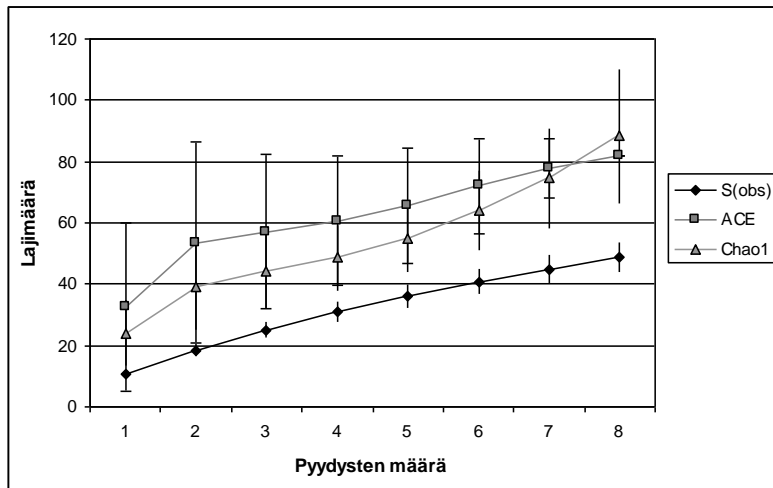
Taulukko 5. Havaitut lajimäärät ja lajimääräestimaattoreiden keskiarvot.

Kukkakärpäset	Havaitut	ACE	ICE	Chao1	Chao2
vuosi 2011	71	93,46	112,67	87,62	91,45
vuosi 2012	49	81,79	126,78	88,23	105
16 pyydystä	83	106,67	114,1	101,02	101,95
Semiakv. sääsket					
vuosi 2011	85	98,13	119,91	94,5	103,48
vuosi 2012	94	130,15	159,95	129,42	142,72
16 pyydystä	113	143,73	144,9	154,33	135,31

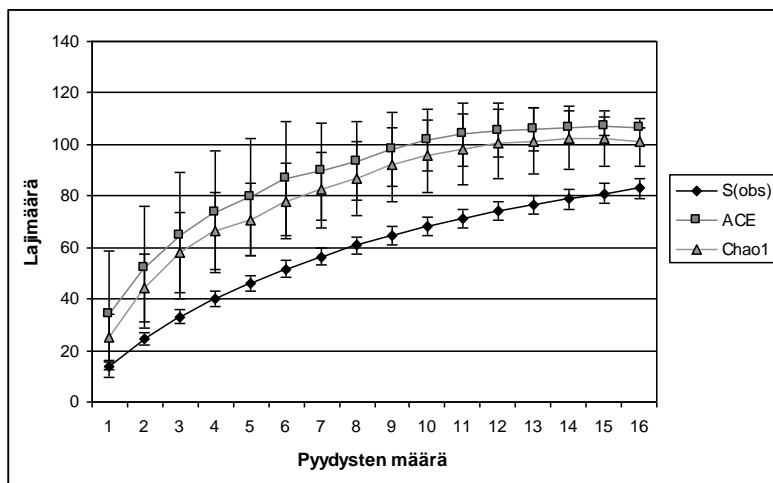
Estimaattoreiden arviot kukkakärpästen kohdalla olivat vuonna 2011 23–31 prosenttia ja vuonna 2012 67–159 prosenttia suuremmat kuin havaitut lajimäärät. Kun pyydyksiä oli 16 kappaletta, olivat lajimääräestimaattorien arviot 28–37 prosenttia suurempia kuin havaittu lajimäärä. Kukkakärpästen vuoden 2011 ja 16 pyydyksen kohdalla on havaittavissa, että lajimääräestimaattorien käyrät alkavat taittua ja lähestyvät havaittua lajimäärää (kuva 10 ja 12). Vuoden 2012 kuvaajassa (kuva 11) tällaista ei ole havaittavissa vaan estimaattorit jatkavat kasvamistaan.



Kuva 10. Pomponrahkan vuoden 2011 kukkakärpästen Malaise-aineiston perusteella lasketut lajimäärän akkumulaatiokäyrä S(obs) (keskiarvo \pm keskihajonta) ja lajimääräestimaattorit ACE ja Chao1 (keskiarvo \pm keskihajonta).

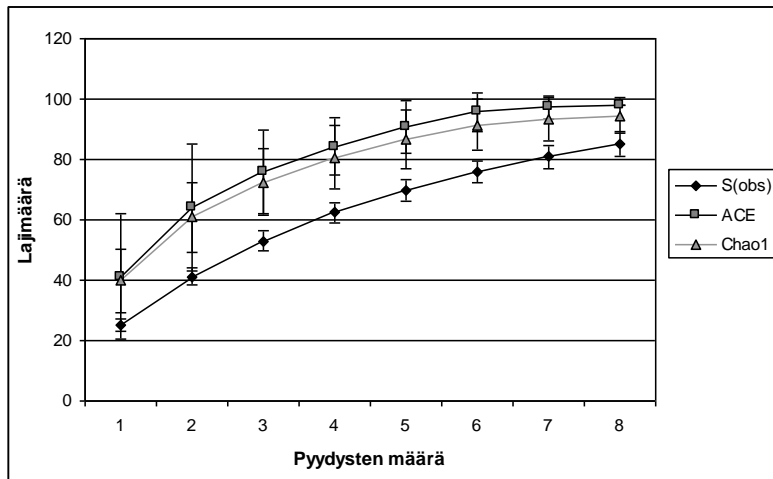


Kuva 11. Vuoden 2012 kukkakärpästen Malaise-aineiston perusteella lasketut lajimäärän akkumulaatiokäyrä S(obs) (keskiarvo \pm keskihajonta) ja lajimääräestimaattorit ACE ja Chao1 (keskiarvo \pm keskihajonta).

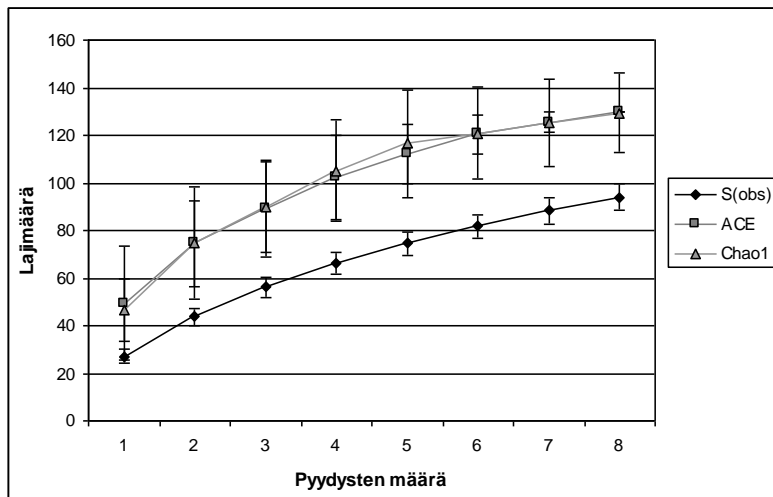


Kuva 12. Vuoden 2011 ja 2012 kukkakärpästen Malaise-aineistojen perusteella lasketut lajimäärän akkumulaatiokäyrä S(obs) (keskiarvo \pm keskihajonta) ja lajimääräestimaattorit ACE ja Chao1 (keskiarvo \pm keskihajonta).

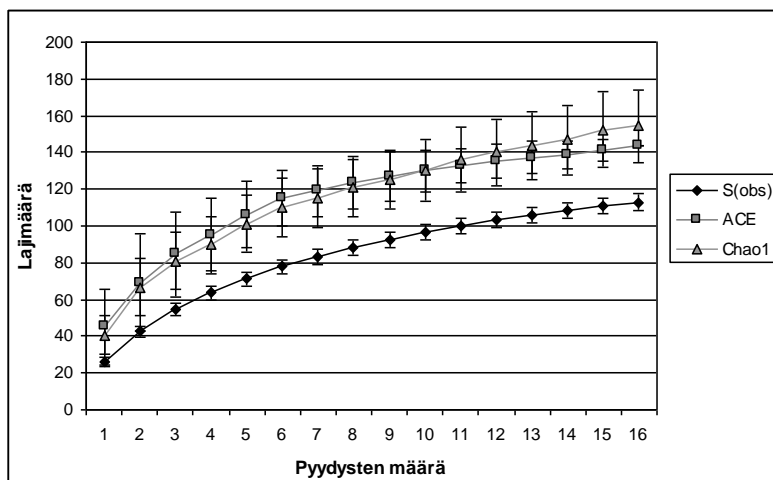
Semiakvaattisten sääskien kohdalla lajimääräestimaattorien arviot olivat 11–41 prosenttia vuonna 2011, 15–42 prosenttia vuonna 2012 ja 16 pyydyksen kohdalla 20–36 prosenttia suuremmat kuin havaitut lajimäärät. Vuonna 2011 (kuva 13) on havaittavissa lajimääräestimaattorien (ACE, Chao1) käyrien melko selkeää tasaantumista ja käyrät lähestyvät havaittua lajimäärää, mutta vuonna 2012 (kuva 14) ja 16 pyydyksen kohdalla näin ei näytä tapahtuvan (kuva 15).



Kuva 13. Pomponrahkan vuoden 2011 semiakvaattisten sääskien Malaise-aineiston perusteella lasketut lajimäärän akkumulaatiokäyrä S(obs) (keskiarvo \pm keskihajonta) ja lajimääräestimaattorit ACE ja Chao1 (keskiarvo \pm keskihajonta).

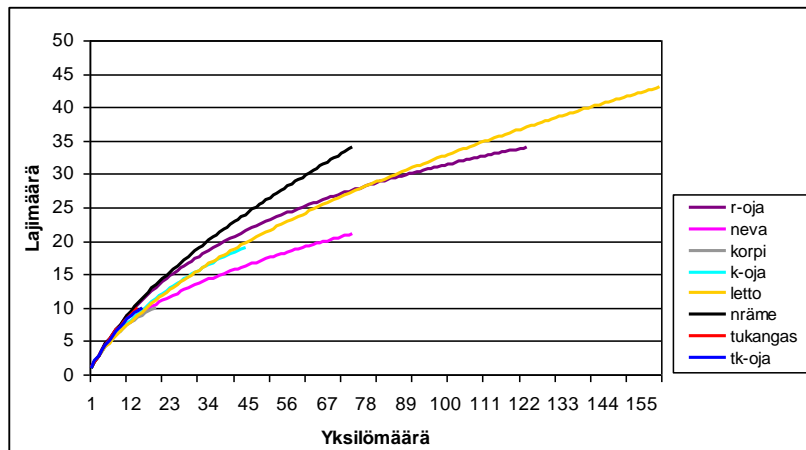


Kuva 14. Vuoden 2012 semiakvaattisten sääskien Malaise-aineiston perusteella lasketut lajimäärän akkumulaatiokäyrä S(obs) (keskiarvo \pm keskihajonta) ja lajimääräestimaattorit ACE ja Chao1 (keskiarvo \pm keskihajonta).

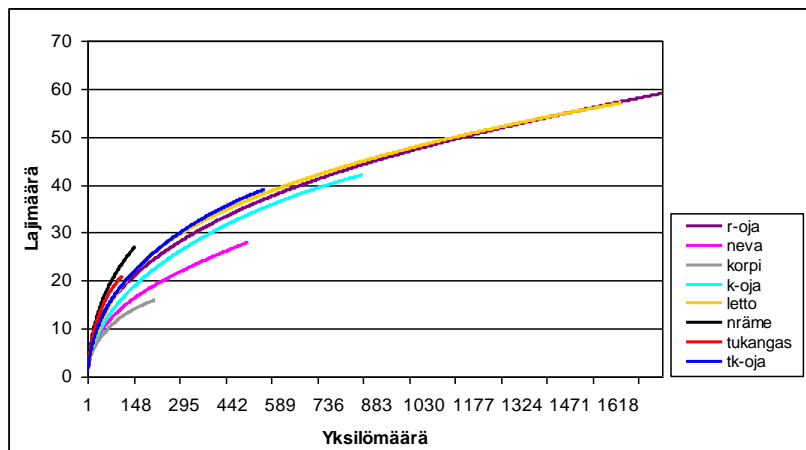


Kuva 15. Vuoden 2011 ja 2012 semiakvaattisten sääskien Malaise-aineistojen perusteella lasketut lajimäärän akkumulaatiokäyrä S(obs) (keskiarvo \pm keskihajonta) ja lajimääräestimaattorit ACE ja Chao1 (keskiarvo \pm keskihajonta).

Tutkimuskohteet erosivat toisistaan huomattavasti yksilömäärältään, mikä näkyy myös yksilömäärään perustuvissa rarefaktiokäyrissä (kuva 16 ja 17). Kukkakärpästen kohdalla joillakin kohteilla on havaittavissa rarefaktiokäyrän pientä tasaantumista, mutta pääosin käyrät ovat nousevia erityisesti kohteilla, joilla yksilömäärä on jäänyt alhaiseksi (kuva 16). Sama trendi on havaittavissa semiakvaattisten sääskien kohdalla, mutta useammassa rarefaktiokäyrässä on havaittavissa tasaantumista (kuva 17).



Kuva 16. Yksilömäärään perustuvat kukkakärpästen rarefaktiokäyrät tutkimuskohteittain ilman keskihajontoja (kuva muuten liian epäselvä).



Kuva 17. Yksilömäärään perustuvat semiakvaattisten sääskien rarefaktiokäyrät tutkimuskohteittain ilman keskihajontoja (kuva muuten liian epäselvä).

3.2.3. Mantelin testi

Mantelin testin mukaan maantieteellisten etäisyyksien ja kukkakärpäslajiston välillä oli heikohko negatiivinen korrelaatio, mutta korrelaatio ei ollut merkitsevä ($r_M = -0,1397$, $p = 0,7924$). Maantieteellisten etäisyyksien ja sääskiaineiston välillä ei korrelaatiota havaittu ($r_M = 0,03206$, $p = 0,4035$). Kukkakärpäslajisto ja sääskilajisto sen sijaan olivat

positiivisesti korreloituneet ja korrelaatio oli tilastollisesti merkitsevä ($r_M=0,6186$, $p=0,0018$).

3.2.4. Ympäristömuuttujien vaikutus lajistoon

Puuston pohjapinta-ala korreloi tilastollisesti merkitsevästi kukkakärpäsoordinaation ja semiakvaattisten sääskien ordinaation ensimmäisen akselin kanssa (taulukko 6). Kohteiden sijoittumista ensimmäiselle akselille näyttäisi ohjaavan siis alueiden puuston määrä. Sääskien ordinaation toinen akseli korreloi tilastollisesti merkitsevästi pH:n ja toukokuun veden lämpötilan kanssa (taulukko 6). Kohteiden sijoittuminen toiselle akselille vaikuttaisi heijastelevan kohteiden vesiolosuhteita.

Taulukko 6. Standardoitujen ympäristömuuttujien ja kukkakärpäslajiston sekä semiakvaattisen sääskien NMDS-ordinaatioiden akselien koordinaattien väliset korrelaatiokertoimet (Spearman).

Ympäristömuuttuja	Kukkakärpäset			Semiakvaattiset sääsket		
	Akseli 1	Akseli 2	Akseli 3	Akseli 1	Akseli 2	Akseli 3
Puuston pohja-pinta-ala	0,8862**	0,4551	0,71567	0,8982**	-0,024	-0,0838
Veden T C toukokuu	0,3243	-0,6126	0,1261	0,2883	0,9009**	0,2703
Veden T C heinäkuu	-0,6786	-0,6071	0,5714	-0,6786	0,5	-0,1071
pH	-0,0357	0,75	-0,25	0,0714	-0,9643**	-0,1786

(*** $p<0,001$, ** $p<0,01$, * $p<0,05$).

3.2.5. Tehollinen lajimäärä

Tehollisella lajimäärällä tarkasteltuna monimuotoisimpia kohteita olivat rämeoja ja nevaräme (taulukko 7). Teholliset lajimäärät olivat suurempia muunnetulla Shannonin indeksillä kuin Gini-Simpsonin indeksillä (taulukko 7). Kohteiden väliset lajimääräerot olivat suurempia muunnetulla Gini-Simpsonin indeksillä kuin muunnetulla Shannonin indeksillä (taulukko 7).

Taulukko 7. Kukkakärpästen ja semiakvaattisten sääskien teholliset lajimäärät kohteittain.

Tehollinen lajimäärä	Kukkakärpäset		Semiakvaattiset sääsket	
	Simpson 1-D	Shannon H	Simpson 1-D	Shannon H
rämeoja	17	23	8	12
neva	10	13	2	5
korpi	8	9	3	5
korpioja	8	13	4	7
letto	8	17	3	7
nevaräme	16	23	8	13
turvekangas	8	9	6	10
turvekangasoja	8	9	4	8

3.3. Vesinäytteet

Vesinäytteiden mukaan kohteet eroavat toisistaan ravinteisuudeltaan ja pH:ltaan hyvinkin paljon (taulukko 8). Rämeoja, korpioja ja letto olivat pH:ltaan kaikkein emäksisimpiä (>6), kun taas neva, korpi ja nevaräme happamimpia (<5). Sähkönjohtavuus eli veteen liuenneiden ionien määrä oli suurin korvessa ja rämeojalla (>20 mS/m) ja pienin nevalla ja turvekangasojalla (<10 mS/m). Kokonaistypen ja -fosforin määrät vaihtelivat 0,71–7,3 mg/l ja 0,026–0,54 mg/l. Rehevin kohde typen ja fosforin määrän perusteella tarkasteltuna oli nevaräme ja karuin kohde korpioja. Johtuen alueen lähellä olevasta ihmistoiminnasta sekä näytteenottoajasta että todennäköisyydestä, että näytteisiin on päässyt muutakin kuin pelkkää vettä, näytteiden arvot ovat epätavallisen suuret verrattuna luonnontilaisiin soihin (T. Sallantaus, henkilökohtainen tiedonanto).

Taulukko 8. Pomponrahkan tutkimuskohteilta määritettyjen vesinäytteiden tulokset.

Määrittäminen	Yksikkö	Rämeoja	Neva	Korpi	Korpioja	Turvekangasoja	Letto	Nevaräme
Sähkönjohtavuus	mS/m	26	7	36	11	6	18	11
pH (25°C)		6,8	4,1	3,9	6,2	5,9	6,5	3,7
Kokonaisfosfori	mg/l	0,068	0,19	0,13	0,026	0,48	0,21	0,54
Kokonaistyyppi	mg/l	1,5	4,8	3,6	0,71	2,7	3,7	7,3
Rauta, Fe	mg/l	4,6	9,7	37	2,7	23	42	1,9

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1. Pomponrahkan kaksisiipislajisto

Pomponrahkan suolla on havaittavissa laji- ja yksilömääräeroja suon eri osien välillä. Sekä kukkakärpästen että semiakvaattisten sääskien kohdalla letto ja rämeoja osoittautuivat lajirikkaimmiksi alueiksi. Ne olivat myös tehollisella lajimäärällä tarkasteltuna monimuotoisimpia kohteita. Lajimäärältään alhaisimpia kohteita olivat turvekangas ja korpi. Erojakin löytyi, sillä sääskien kohdalla muut ojakohteet (korpioja, turvekangasoja) erottuivat edukseen, kun taas kukkakärpästen kohdalla nevaräme. Sitä ei mitattu, olivatko lajimääräerot tilastollisesti merkitseviä.

Kukkakärpästen esiintymistä rajoittaa todennäköisesti sopivien lisääntymis- ja munintapaikkojen määrä sekä kukkivien kasvien määrä ja monipuolisuus. Aikuiset

kukkakärpäset (Syrphinae ja Eristalinae) käyttävät ravintonaan mettä ja siitepölyä (Thompson & Rotheray 1998). Mesi on tärkeä energianlähde, sillä kukkakärpästen lentotyyli kuluttaa paljon energiaa. Siitepölyä taas tarvitaan erityisesti lisääntymiskudosten proteiinin lähteeksi. (Branquart & Hemptinne 2000.) Kukkakärpästen on huomattu vierailevan erityisesti säteittäissymmetrisillä kukkakasveilla esimerkiksi leinikkikasveilla (Ranunculaceae), ruusukasveilla (Rosaceae), sarjakukkaisilla (Apiaceae) ja asterikasveilla (Asteraceae) (Branquart & Hemptinne 2000; Speight 2012). Myös kukkien värillä on havaittu olevan jonkinasteista merkitystä joidenkin kukkakärpäslajien kukilla vierailuun (Haslett 1989). Branquartin ja Hemptinnen (2000) mukaan kukkakärpäset kuitenkin harvoin suosivat mitään tiettyä kasvilajia. Heidän mukaansa tiettyjä kukkia suositaan niiden runsauden ja energiasisällön takia aina sen mukaan, mitkä kasvit kukkivat sinäkin hetkenä, kun kukkakärpäset ovat lentokykkyisiä. (Branquart & Hemptinne 2000.)

Eri lajien toukkavaiheiden ruokavaliot taas eroavat hyvinkin laajasti toisistaan vaihdellen kasvin- ja sientensyöjistä lahopuuriippuvaisiin ja petoihin. Petojen ruokavalio koostuu pääasiassa kirvoista ja muista pehmeäruumiisista eliöistä. (Rotheray 1993.) Kirvojen määrän ja laadun onkin havaittu vaikuttavan siihen, minne kukkakärpäснаaraat munivat (Hemptinne ym. 1993; Sadeghi & Gilbert 2000). Suurin osa Pomponrahkalta havaituista kukkakärpäslajeista on toukkina petoja. Lahopuuriippuvaisten lajien toukkien mikrohabitaatit taas vaihtelevat paljon; osa lajeista elää puiden koloissa ja onkaloissa sekä mahlavuotokohdissa, osa taas kaatuneiden puunrunkojen, kantojen ja oksien kuoren alla sekä mätänevän kasviaineksen joukossa (Rotheray 1993). Gradututkimuksessani puuston pohjapinta-alan havaittiin korreloivan positiivisesti kukkakärpäslajiston kanssa. Puuston määrä vaikuttaa todennäköisesti lahopuun ja ylipäänsä sopivien toukkahabitaattien määrään ja vaikuttaa näin lahopuuriippuvaisten lajien toukkien esiintymiseen. Toisaalta monet kukkakärpäsisistä ovat aikuisina pääosin arboreaalisia eli ne liikkuvat puissa ja puiden joukossa (Speight 2012), jolloin puiden määrä voi vaikuttaa näiden lajien esiintymiseen. Fayt ja muut (2006) havaitsivat, että lahopuuriippuvaisten kukkakärpästen laji- ja yksilömäärät olivat korkeita sellaisissa metsiköissä, joissa oli osittain avointa, mutta myös suuria puita sekä hyvin kehittynyt ja lajirikas ruohovartisten kasvien kenttäkerros. Osa kukkakärpäslajeista on selvästi akvaattisia toukkina, sillä niillä on pitkä hengitysputki peräpäässään (Rotheray 1993; Speight 2012). Erityisesti rämeoja, letto ja neva voivat tarjota tällaisten lajien toukille sopivan elinympäristön.

Ordinaation mukaan kaikki kohteet olivat lähes yhtä hajallaan toisiinsa nähden. Tämän perusteella voisi päätellä, että eri kohteiden kukkakärpäslajistot ovat lajikoostumukseltaan erilaisia. Toisaalta analyysija voi vääristää aineiston pienuus, sillä erityisesti muutamilla kohteilla (korpi, turvekangas, turvekangasoja) kukkakärpästen yksilö- ja lajimäärät jäivät alhaisiksi eivätkä yksilöperusteiset rarefaktiokäyrät osoittaneet tasaantumista.

Semiakvaattisten sääskien esiintymiseen vaikuttavat luultavasti elinympäristön hydrologiset olosuhteet ja kasvillisuuden rehevyys. Semiakvaattiset sääsket ovat pääosin kosteiden tai puolikosteiden ympäristöjen lajeja, sillä useimpien lajien toukat ovat akvaattisia tai semiakvaattisia (Salmela 2006; Wagner ym. 2008). Erityisesti lähteet, rehevät letot ja virtaavat vedet ovat sääskilajistoltaan monimuotoisimpia (Salmela ym. 2007; Salmela 2008). Semiakvaattisten sääskiyhteisöjen (Salmela ym. 2007) ja vaaksiaisyyhteisöjen (Salmela & Ilmonen 2005) on havaittu vaihtelevan suotyyppien mukaisesti. Esimerkiksi mesotrofisten suotyyppien on havaittu olevan vaaksiaislajistoltaan rikkaampia kuin oligotrofisten tai ombrotrofisten (Salmela & Ilmonen 2005). Yleensä pohjavesivaikutus on yhteydessä korkeaan lajimäärään pienissä virtavesissä ja soilla (Salmela ym. 2007; Salmela 2008). Semiakvaattisen sääskilajiston on myös havaittu vaihtelevan kasvilajiston, erityisesti putkilokasvien, mukaan (Salmela 2011b). Ylipäänsä habitaattityyppi vaikuttaa kaikkien semiakvaattisten sääskiyhteisöjen rakenteeseen (Salmela 2011b). Gradututkimukseni tulokset ovat yhteneväisiä aikaisempien tutkimusten kanssa. Pomponrahkan runsaslajisimmat kohteet, rämeoja ja letto, olivat myös kasvillisuuden yleisilmeeltään reheviä. Myös pH sekä veden sähkönjohtavuus olivat näillä kohteilla korkeita. pH:n ja veden sähkönjohtavuuden on havaittu olevan yhteydessä kasvillisuuden rehevyysgradienttiin eli oligotrofinen–eutrofinen jaotteluun (Tahvanainen ym. 2002). Ordinaatio viittaa myös siihen, että tietyt kohteet ovat lajistollisesti samankaltaisia, mikä johtuu todennäköisimmin elinympäristöolosuhteiden samankaltaisuudesta. Puuston määrä, pH ja toukokuun veden lämpötila korreloivatkin tilastollisesti merkitsevästi ordinaation akseleiden kanssa heijastaen kohteiden erilaisia ympäristöoloja.

Tutkittava alue oli kokonaisuutena melko pieni, mikä voi vaikuttaa siihen, että tutkimuskohteiden lajistot ovat toisistaan riippuvaisia. Mantelin testien mukaan kohteiden lajistojen välillä ei kuitenkaan ollut autokorrelaatiota. Lisäksi ainakin

semiaakvaattisten sääskien kohdalla on todennäköistä, että suurin osa Malaise-pyydyksiin päätyneistä sääskiyksilöistä viettänyt toukkavaiheensa lähellä pyydystä (Salmela 2011b), sillä sääskien on havaittu pysyttelevän aikuisena lähellä toukkien elinympäristöjä (Freeman 1968). Ylipäänsä Pomponrahka on hyvin mosaiikkimainen ja elinympäristöt vaihtuvat toisinaan melko tarkkarajaisestikin. Esimerkiksi tutkimuskohteista neva ja korpi olivat maantieteellisesti melko lähellä toisiaan, mutta elinympäristön vaihdos avoimesta nevasta tervaleppää kasvavaksi korveksi on suhteellisen nopea. Myös vesinäytteiden perusteella suon eri osat ovat ympäristömuuttujiltaan erilaisia.

4.2. *Pyyntiponnistus*

Eri lajimääräestimaattorien arvioimat lajimäärät vaihtelivat jonkin verran ja olivat aina suurempia kuin havaitut lajimäärät sekä kukkakärpästen että semiaakvaattisten sääskien kohdalla. Estimaattorit alkoivat useimmissa tapauksissa tasaantua ja saavuttaa havaittuja lajimääriä, mutta asympotoottisia lajimääriä ei kuitenkaan saavutettu. Havaitut lajimäärät eivät täysin siis näytä kuvaavan Pomponrahkan todellisia lajimääriä ja on todennäköistä, että lajeja jäi havaitsematta sekä kukkakärpästen että semiaakvaattisten sääskien kohdalla. Erityisesti vuonna 2012 kukkakärpäslajimäärä jäi alhaiseksi, vaikka juuri sinä vuonna kerättiin myös haaviaineistoa. Eroja voi osaltaan selittää erilaiset kesät, sillä vuonna 2011 kesä oli hyvin lämmin, kun taas vuonna 2012 sateinen ja viileä. Myös yksilömäärään perustuvien rarefaktiokäyrien mukaan kohteilta jäi havaitsematta lajeja eikä pyyntiponnistus ollut kaikilla kohteilla riittävää.

Estimaattorien mukaan kukkakärpästen kokonaislajimäärä olisi 16 pyydyksen perusteella keskimäärin 105 lajia eli noin 22 lajia enemmän kuin havaittu lajimäärä. Semiaakvaattisten sääskien kokonaislajimäärä olisi 145 lajia eli noin 26 lajia enemmän kuin havaittu lajimäärä. Kaikkien lajimääräestimaattorien arvioita pitäisi kuitenkin pitää todellisen lajimäärän minimiarviona (Gotelli & Colwell 2011). Lisäksi eri estimaattoreiden tarkkuus, harhattomuus ja tehokkuus vaihtelevat (Walther & Moore 2005). Esimerkiksi Waltherin ja Mooren (2005) analyysin mukaan Chao- ja Jackknife-estimaattorit toimivat useimmissa aineistoissa parhaiten. Chazdon ja muut (1998) taas havaitsivat ICE:n toimivan heidän aineistossaan parhaiten. Gradututkimuksessani ei testattu eri estimaattorien paremmuutta, mutta eri estimaattorien lajimääräarviot olivat

melko samansuuruisia erityisesti 16 pyydyksen mukaan tarkasteltuna. Suurempi otosmäärä näyttää siis parantavan lajimääräarvioita.

Eri tutkimusvuosien lajistoissa oli melko paljon eroja; kukkakärpäsissä oli 43 lajia ja semiakvaattisissa sääskissä 52 lajia, joita tavattiin vain yhtenä vuonna. Kuitenkin Bray-Curtisin indeksillä tarkasteltuna samat kohteet eri vuosina olivat sääskilajistoiltaan melko samankaltaisia samoin kuin eri vuosien koko aineistot. Kukkakärpästen kohdalla taas eri vuosien kohdekohtaiset ja koko aineistojen samankaltaisuus oli melko vähäistä. Ylipäänsä eri vuosien lajimäärät vaihtelivat melko paljon sekä kukkakärpästen että sääskien kohdalla ja lisäksi kokonaislajimäärät olivat suuremmat, kun aineistoa oli kahdelta vuodelta. Pelkästään yhden vuoden aineisto voikin antaa vääristyneen kuvan alueen lajistosta ja lajimäärästä. Kahdenkin vuoden aineiston perusteella on melko vaikea sanoa mitään varmaa alueen lajiston rakenteesta tai kokonaislajimäärästä. Pitempien aikasarja-analyysien avulla voisi erottaa eliöyhteisön ydinlajit satunnaisvierailijoista ja parantaa pyyntiponnistusta (Magurran 2007).

Ylipäänsä pyyntiponnistus Pomponrahkalla oli kuitenkin melko onnistunutta. Pomponrahkalta havaittiin noin neljäsosa Suomen kukkakärpäslajistosta. Suolta tavattiin noin puolet Suomen perhossääskilajistosta, pikkuvaaksiaisista reilu neljännes, isovaaksiaisista viidennes ja noin 40 prosenttia petovaaksiaisista samoin kuin lehtovaaksiaisista. Esimerkiksi Kauhanevan suoalueelta havaittiin 29 vaaksiaislajia (Tipuloidea), kun käytössä oli 20 pyydystä (Salmela & Ilmonen 2005). Autio ja muut (2013) taas havaitsivat 23 vaaksiaislajia 12 Malaise-pyydyksen avulla. Keskimäärin semiakvaattisia sääskiä on saatu noin 26 lajia per Malaise-pyydykskohde, kun aineistona on ollut 208 kosteikkokohdetta (Salmela 2008).

Malaise-pyydyksen onkin todettu olevan tehokas keino kerätä semiakvaattisia sääskiä (Salmela 2008; Autio ym. 2013). Malaise-pyydystä käytetään usein myös kukkakärpästen pyydystämiseen ja se on osoittanut toimivaksi ja tehokkaaksi pyydystysmenetelmäksi (Burgio & Sommaggio 2007). Se voi kuitenkin olla valikoiva pyydys, joten kaikki lajit eivät välttämättä päädy siihen yhtä tehokkaasti (Burgio & Sommaggio 2007; Salmela 2008). Esimerkiksi kukkakärpäset ovat taitavia lentäjiä, joten ne voivat kenties lentää pyydyksestä pois tai ne osaavat väistää pyydykset paremmin kuin esimerkiksi sääsket. Monesti onkin niin, että yhdellä otantatekniikalla ei saada tutkittavan alueen lajimäärästä tarpeeksi kattavaa kuvaa vaan tarvitaan useita

otantatekniikoita, jotka kattavat tutkittavien eliöryhmien eri elinympäristöt, käyttäytymismuodot ja elinvaiheet (Longino & Colwell 1997; Longino ym. 2002; Bonar ym. 2011). Esimerkiksi tässä tutkimuksessa haavipyynnillä saatiin sellaisia lajeja, joita ei päätynyt Malaise-pyydyksiin (esim. *Paragus haemorrhous*, *Tipula submarmorata*) tai päätyi niihin vähemmän (esim. *Neoscia tenur*). Pomponrahkalla pyyntitehokkuutta pyrittiin lisäämään myös niin, että joka kohteella oli kaksi pyydystä. Lisäksi hyönteisaineistoa kerättiin koko kesän ajan, jolloin pyyntikausi kattoi eri lajien lentokaudet.

Runsausjärjestyskuvaajien mukaan sekä kukkakärpäsisistä että semiakvaattisista sääskistä vain muutamat lajit olivat runsaslukuisia, kun taas useimmat lajit olivat vähälukuisia. Samanlainen tulos saadaan useimmissa eliöyhteisöjä koskevissa tutkimuksissa ja tätä kaavaa voidaankin pitää lähes ekologisena lakina (McGill ym. 2007). Vähälukuisuus ei kuitenkaan aina tarkoita sitä, että vähälukuiset lajit ovat harvinaisia. Suurta vähälukuisten lajien määrää voi selittää myös riittämätön otanta (Coddington ym. 2009). Otanta on voitu suorittaa väärään aikaan tai väärässä paikassa suhteessa tutkittavan eliöryhmän elintapoihin ja esiintyvyyteen, jolloin eliöryhmä näyttäytyy vähälukuisena (Novotny & Basset 2000). Lisäksi otantaan käytetty aika vaikuttaa siihen, kuinka paljon lajeja havaitaan (Gaston & Blackburn 2000, s. 36).

Vähälukuisten lajien määrää on selitetty erilaisten reunavaikutusten kuten fenologisten, metodologisten ja spatiaalisten reunavaikutusten avulla (Longino ym. 2002; Scharff ym. 2003). Esimerkiksi Longinon ja muiden (2002) tutkimuksessa useimpien vähälukuisten muurahaislajien harvinaisuus selittyi niin, että osaa lajeista oli hankala pyydystää, vaikka niitä tavattiinkin tutkimusalueella (metodologinen reunavaikutus), osa taas oli yleisiä muualla, mutta harvinaisia tutkimusalueella (spatiaalinen reunavaikutus). Vähälukuiset lajit voivatkin olla tutkittavalla alueella vain satunnaisvierailijoita muista elinympäristöistä, jolloin niiden yksilömäärät jäävät otoksissa alhaisiksi. Esimerkiksi Magurran ja Hendersson (2003) tutkivat erään jokisuiston kala-aineistoa 21 vuoden ajalta ja havaitsivat, että vain kolme kalalajia kattoi 70 prosenttia yksilömäärästä, kun taas suurin osa lajeista muodosti yksilömäärästä vain yhden prosentin.

4.3. Elinympäristöjen laatu ja suojelutarpeen arvioiminen

Pomponrahkan suokokonaisuus on todettu aikaisemmissa selvityksissä hämähäkki-, perhos-, sammal- ja putkilokasvilajistoltaan monimuotoiseksi alueeksi ja sieltä on tavattu useita harvinaisia kasveja ja selkärangattomia eläimiä (Perttula 1993; Anonyymi 1997). Gradututkimukseni tulosten perusteella Pomponrahka vaikuttaa myös kukkakärpäslajistoltaan ja semiakvaattiselta sääskilajistoltaan edustavalta suokokonaisuudelta.

Vaikka suurin osa havaituista kukkakärpäslajeista oli yleisiä ja laajalle levinneitä lajeja (mm. *Episyrphus balteatus*, *Sphaerophoria scripta*, *Syrphus ribesi*, *Neoascia tenur*, *Helophilus pendulus*), niin kuitenkin 10 lajia oli esiintymiseltään harvinaisia tai hyvin harvinaisia Suomessa (mm. *Cheilosia uviformis*, *Eupeodes goeldlini*, *Xylota caeruleiventris*). (Haarto & Kerppola 2007 mukaan.) Lisäksi Pomponrahkalta havaittiin *Pipiza luteitarsis* eli jalavasysinen, joka on Suomen Punaisen kirjan (2010) mukaan silmälläpidettävä laji. Sen elinympäristöjä ovat kosteat lehdot sekä puistot, pihamaat ja puutarhat. Suomen viimeisimmässä uhanalaisuusluokituksessa (Punainen kirja 2010) noin 18 prosenttia arvioiduista kukkakärpäslajeista (332) on luokiteltu Punaisen listan lajeiksi (Kahanpää 2010).

Myös Pomponrahkalta tavatuista sääskilajeista suurin osa oli yleisiä ja laajalle levinneitä lajeja (mm. *Dicranomyia modesta*, *Idioptera pulchella*, *Tricyphona immaculata*, *Ptychoptera minuta*, *Clytocerus ocellaris*) (Salmela 2006 mukaan). Pomponrahkalta tavattuja huomionarvoisia sääskiä olivat *Phylidorea heterogyna*, rehevillä soilla esiintyvät *Molophilus bihamatus*, *M. medius* ja *Triogma trisulcata*, lähinnä pohjoisilla soilla esiintyvät *Euphylidorea meigenii* ja *Prionocera serricornis* sekä lettolaji *Pneumia ussurica* ja melko harvinainen korpilaji *Tipula sintenisi*. Lisäksi Pomponrahkalta tavattiin Suomelle uusi perhossääskilaji *Panimerus albifacies*. (J, Salmela, henkilökohtainen tiedonanto.) *Rhypholophus varius* eli yrttikorpikirsikäs taas on Punaisen kirjan (2010) mukaan silmälläpidettävä lehtolaji. Viimeisimmässä Suomen uhanalaisuusluokituksessa (Punainen kirja 2010) kaikista sääskiryhmistä noin 1700 sääskilajin uhanalaisuus pystyttiin arvioimaan ja näistä uhanalaiseksi luokiteltiin 4,1 prosenttia. Semiakvaattisissa sääskissä eniten uhanalaisia lajeja on vanhojen kangasmetsien, lähteiden ja latvapurojen lajeissa. (Penttinen ym. 2010.)

Pomponrahkan kukkakärpäsisistä lähes puolet luokiteltiin erilaisten metsien lajeiksi, kun taas noin neljäsosa oli kosteikkojen lajeja. Sääskistä suurin osa oli kosteikko- ja suolajeja. Pomponrahka tarjoaakin merkittävän elinympäristön monille metsä-, kosteikko- ja suolajeille. Myös lahopuuriippuvaisille lajeille Pomponrahka todennäköisesti muodostaa tärkeän elinympäristön. Semiakvaattisista sääskistä lahopuuriippuvaisia arvioitiin olevan noin seitsemän prosenttia, kun taas kukkakärpäsisistä 31 prosenttia. Kasvillisuustyypeistä Pomponrahkalla on eniten erilaisia rämeitä, mutta myös erilaisia korpia ja kankaita on runsaasti (Anonyymi 1997), joten puustoisia elinympäristöjä on runsaasti tarjolla. Puhdasta nevaa on vain pienialaisesti ja pohjoisosan letto taas on suotyypinsä ainoa edustaja ja lisäksi alaltaan melko pieni (Anonyymi 1997). Tutkimuskohteista lajimäärältään edustavimpia olivat kuitenkin nimenomaan letto sekä rämeoja. Huomioitavaa on myös se, että joitakin lajeja saatiin lähes ainoastaan vain tietyiltä tutkimuskohteilta. Esimerkiksi suurin osa *Idioptera pulchella* -pikkuvaaksiaisista saatiin korvesta, kun taas *Tipula melanoceros* -isovaaksiaisia saatiin vain nevalta ja nevarämeeltä. Kukkakärpäsisistä esimerkiksi *Neoascia tenur* -kukkakärpästä saatiin lähinnä vain letolta ja suurin osa *Sphaerophoria* -suvun yksilöistä saatiin nevalta ja nevarämeeltä.

Pomponrahkan suoalueen luonnontilaisuutta ovat huonontaneet alueen ja sen lähistön ihmistoiminta. Erityisesti 1950-luvulla tehdyt eteläosan ojitukset ovat kuivattaneet suota, mikä on lisännyt myös puuston kasvua. Lisäksi suon lähellä sijaitseva lentokenttä ja ohitustien rakentaminen ovat vaikuttaneet suon kuivumiseen ja metsittymiseen. (Anonyymi 1997.) Aikaisemmin Pomponrahka on ollut avonaisempi ja siellä on kasvanut melko runsaasti lettolajeja (Laine 1985). Jäljellä olevaa lettoa uhkaakin umpeenkasvu ja rahkoittuminen. Turun kaupungin ympäristövirasto suunnitteli 1990-luvun lopulla Pomponrahkan ennallistamista poistamalla ylimääräistä puustoa ja tukkimalla ojia (Anonyymi 1997), mutta ennallistaminen jäi vuonna 1997 tehtyihin koealahakkuisiin ja näiltä koelaita vuonna 1999 tehtyihin lajiston seurantatutkimuksiin (Salo & Sääksjärvi 2000). Puuston karsiminen ja ojien tukkiminen olisi kuitenkin tarpeellista, jos suoalueen luontoarvot halutaan säilyttää. Erityisesti tulisi huolehtia letto- ja neva-alueiden ominaispiirteiden säilymisestä. Suoalueen tilaa tulisi myös seurata aktiivisesti, jotta voidaan varmistaa, ettei suoalueen tilanne ainakaan heikkene nykyisestä. Suot ovat esimerkiksi vaaksiaisille merkittävä elinympäristö, sillä 84 lajille suohabitaatti on ensisijainen elinympäristö (Salmela 2013b). Pomponrahkalta tavattuja avosoiden vaaksiaislajeja ovat esimerkiksi *Phylidorea squalens*, *Tipula*

melanoceros ja *Tipula luteipennis*. Myös osalle kukkakärpäsisistä suot ja kosteikot muodostavat keskeisen elinympäristön (Speight 2012). Pomponrahkalta tavattuja soilla viihtyviä kukkakärpäsiä ovat muun muassa *Helophilus affinis*, *Neoascia meticulosa* ja *Platycheirus angustatus*.

Sekä semiakvaattiset sääsket että kukkakärpäset voisivat sopia elinympäristöjen laadun ja suojelutarpeen arvioimiseen. Erityisesti semiakvaattisten sääskien roolia kosteikkoelinympäristöjen bioindikaattoreina on arvioitu (Salmela & Ilmonen 2005; Salmela 2008). Sääskien käyttöä indikaattorilajeina puoltaa se, että elinympäristön ympäristömuuttajat ja resurssit vaikuttavat suuresti sääskiyhteisöjen rakenteeseen ja sääskiyhteisöt vaihtelevat suotyypin mukaisesti (Salmela & Ilmonen 2005; Salmela ym. 2007; Salmela 2008). Kukkakärpästen käyttöä indikaattorilajeina on myös ehdotettu ja myös jonkin verran arvioitu, mutta lähinnä maaseutu ympäristöissä (Sommaggio 1999; Burgio & Sommaggio 2007). Kukkakärpäset voisivat sopia bioindikaattorilajeiksi erityisesti siksi, että eri kukkakärpäslajien toukkien ruokavalit ovat hyvin vaihtelevia ja toukkien elinympäristövaatimukset usein vaihtelevat, vaikka niiden yleiset ravinnonkäyttötavat (peto, kasvinsyöjä yms.) olisivat samoja. Lisäksi kukkakärpäset ovat yleisiä ja ne on helppo havaita. Kukkakärpästen käyttöä elinympäristöjen laadun seurannassa taas vaikeuttaa muun muassa se, että kukkakärpäset ovat hyviä lentäjiä ja voivat täten nopeasti uudelleenkolonisoida häiriintyneitä habitaatteja. (Sommaggio 1999.) Ongelmallista voi olla myös se, jos kukkakärpäslajien runsaudet vaihtelevat paljon eri vuosien välillä. Pomponrahkan aineiston perusteella kukkakärpäslajiston vaihtuma vuosien välillä oli melko suurta tarkasteltuna eri vuosien kohdekohtaisilla ja koko aineistojen samankaltaisuuksilla, mikä voi viitata epästabiileihin kukkakärpäsyhteisöihin. Tämä voisi johtua siitä, että osalla kukkakärpäslajistosta resurssit voivat vaihdella suuresti vuosien välillä. Kuitenkin Owenin ja Gilbertin (1989) mukaan kukkakärpäspopulaatiot eivät olisi sen epävakaampia kuin muidenkaan hyönteisryhmien populaatiot. He tutkivat kukkakärpäsaaineistoa 15 vuoden ajalta englantilaiselta puistoalueelta (Owen & Gilbert 1989). Sääskillä lajiston vaihtuma vuosien välillä ei ollut yhtä suurta kuin kukkakärpäsilä, jolloin ne voisivat sopia paremmin elinympäristöjen laadun seurantaan kosteikoilla.

Koska Mantelin testin mukaan kukkakärpäslajisto ja semiakvaattinen sääskilajisto olivat positiivisesti korreloituneet, on mahdollista, että jommankumman eliöryhmän

yhteisökoostumuksen perusteella pystyisi ennustamaan myös toisen eliöryhmän yhteisökoostumusta. Kokonaislajimäärät olivat myös positiivisesti korreloituneet, vaikka korrelaatio olikin tilastollisesti vain lähes merkitsevä. Seurannoissa voisikin käyttää vain toista eliöryhmää ja saada siten riittävästi tietoa myös toisesta eliöryhmästä. Tästä yhteydestä ja erityisesti kosteikkoalueiden kukkakärpäsfaunasta olisi kuitenkin hyvä kerätä enemmän tietoa ennen lopullisten johtopäätösten tekemistä.

5. KIITOKSET

Haluan kiittää ohjaajaani Jukka Salmelaa hyvistä ohjeista ja gradutyön tukemisesta. Kiitokset myös Antti Haarrolle ja Kaj Winqvistille kukkakärpästen määrittämisestä. Rahallisesta tuesta haluan kiittää Suomen Hyönteistieteellistä Seuraa ja Societas pro Fauna et Flora Fennicaa sekä Turun kaupunkia, joka kustansi vesinäytteiden analysoinnin.

LÄHTEET

- Anonyymi (1997) Pomponraahkan ennallistaminen: koealaseurannan aloittaminen 1996. (Julkaisu 6/97.) Turun kaupunki, ympäristövirasto 1997, 27 s.
- Autio O, Salmela J, Suhonen J (2013) Species richness and rarity of crane flies (Diptera, Tipuloidea) in boreal mire. *Journal of Insect Conservation* 17: 1125–1136.
- Bartsch H (2009a) Tvåvingar: Blomflugor osa 1: Diptera: Syrphidae: Syrphinae. Sarjassa Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. ArtDatabanken SLU, 408 s.
- Bartsch H (2009b) Tvåvingar, Blomflugor osa 2: Diptera: Syrphidae: Eristalinae & Microdontinae. Sarjassa Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. ArtDatabanken SLU, 478 s.
- Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (1994). Finlex 78/1994. <http://www.finlex.fi/fi/sopimukset/sopsteksti/1994/19940078>. Luettu 7.4.2013.
- Bonar SA, Fehmi JS, Mercado-Silva N (2011) An overview of sampling issues in species diversity and abundance surveys. Teoksessa: Magurran AE, McGill BJ (toim.): Biological Diversity - frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, s. 11–24.
- Boulinier T, Nichols JD, Sauer JR, Hines JE, Pollock KH (1998) Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79: 1018–1028.
- Branquart E, Hemptinne J-L (2000) Selectivity in the exploitation of floral resources by hoverflies (Diptera: Syrphinae). *Ecography* 23: 732–742.
- Burgio G, Sommaggio D (2007) Syrphids as landscape bioindicators in Italian agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120: 416–422.
- Chan WP, Prete F, Dickinson MH (1998) Visual input to the efferent control system of a fly's gyroscope. *Science* 280: 289–292.
- Chazdon RL, Colwell RK, Denslow JS, Guariguata MR (1998) Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. Teoksessa: F. Dallmeier F, Comiskey JA (toim.): Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies. Parthenon Publishing, Pariisi, s. 285–309.
- Coddington JA, Agnarsson I, Miller JA, Kuntner M, Hormiga G (2009) Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology* 78: 573–584.
- Colwell RK (2013) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 345: 101–118.
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin SY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3–21.
- Courtney GW, Pape T, Skevington JH, Sinclair BJ (2009) Biodiversity of diptera. Teoksessa Footitt F, Adler P (toim.): Insect Biodiversity: Science and Society. Wiley-Blackwell, Oxford, s. 185–222.
- de Jong H, Oosterbroek P, Gelhaus J, Reusch H, Young C (2008) Global diversity of craneflies (Insecta, Diptera: Tipulidae or Tipulidae sensu lato) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 457–467.
- Fayt P, Dufrêne M, Branquart E, Hastir P, Pontégnie C, Henin J-M, Versteirt V (2006) Contrasting responses of saproxylic insects to focal habitat resources: the example of longhorn beetles and hoverflies in Belgian deciduous forests. *Journal of Insect Conservation* 10: 129–150.

- Fraenkel G, Pringle JWS (1938) Halteres of flies as gyroscopic organs of equilibrium. *Nature* 141: 919–921.
- Freeman BE (1968) Studies on the ecology of adult Tipulidae (Diptera) in Southern England. *Journal of Animal Ecology* 37: 339–362.
- Gaston KJ, Blackburn TM (2000) Pattern and process in macroecology. Blackwell Science, 377 s.
- Gilbert F, Owen J (1990) Size, shape, competition, and community structure in hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Journal of Animal Ecology*: 59: 21–39.
- Gorelick R (2011) Commentary: Do we have a consistent terminology for species diversity? The fallacy of true diversity. *Oecologia* 167: 885–888.
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379–391.
- Gotelli NJ, Colwell RK (2011) Estimating species richness. Teoksessa: Magurran AE, McGill BJ (toim.): Biological Diversity - frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, s. 39–54.
- Grootaert P, Pollet M, Maes D (2001) A Red Data Book of empidid flies of Flanders (northern Belgium)(Diptera, Empididae s.l.): Constraints and possible use in nature conservation. *Journal of Insect Conservation* 5: 117–129.
- Haarto A, Kerppola S (2007) Suomen kukkakärpäset ja lähialueiden lajeja. Otavan Kirjapaino Oy, Keuruu, 647 s.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4, 9 s.
- Haslett JR (1989) Interpreting patterns of resource utilization: randomness and selectivity in pollen feeding by adult hoverflies. *Oecologia* 78: 433–442.
- Hemptinne J-L, Dixon AFG, Doucet J-L, Petersen J-E (1993) Optimal foraging by hoverflies (Diptera: Syrphidae) and ladybirds (Coleoptera: Coccinellidae): mechanisms. *European Journal of Entomology* 90: 451–455.
- Hill MO (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427–432.
- Hurlbert SH (1971) The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577–586.
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- Jost L, Chao A, Chazdon RL (2011) Compositional similarity and β (beta) diversity. Teoksessa: Magurran AE, McGill BJ (toim.): Biological Diversity - frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, s. 66–84.
- Jurasinski G, Koch M (2011) Commentary: Do we have a consistent terminology for species diversity? We are on the way. *Oecologia* 167: 893–902.
- Jurasinski G, Retzer V, Beierkuhnlein C (2009) Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia* 159: 15–26.
- Kaakinen E, Kokko A, Aapala K, Kalpio S, Eurola S, Haapalehto T, Heikkilä R, Hotanen J-P, Kondelin H, Nousiainen H, Ruuhijärvi R, Salminen P, Tuominen S, Vasander H, Virtanen K (2008) Suot. Teoksessa: Raunio A, Schulman A, Kontula T (toim.): Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Osa 1. Tulokset ja arvioinnin perusteet. – Suomen ympäristö 8, s. 75-109.
- Kahanpää J, Salmela J (2013) (toim.) Draft Catalogue of Finnish flies (Insecta: Diptera) versio 1.2.2013.

- Kahanpää J (2010) Kärpäset - True flies, Diptera: Brachycera. Teoksessa: Rassi P, Hyvärinen E, Juslén A, Mannerkoski I (toim.): Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. The 2010 Red List of Finnish Species. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki, s. 490–504.
- Laine J, Vasander H, Hotanen JP, Nousiainen H, Saarinen M, Penttilä T (2012) Suotyypit ja turvekankaat – opas kasvupaikkojen tunnistamiseen. Metsäkustannus Oy, Hämeenlinna, 160 s.
- Laine U (1985) Suokasvillisuutta kaupungin laidalla. Teoksessa: Kallio P, Huhtinen S, Lemmetyinen R, Mansikkaniemi H (toim.): Turun luonnonkohteet 1: Kuvaus Katariinanlaakson, Muhkurin, Nunnavuoren ja Pomponrahkan (Isosuon) luonnosta, eläimistöä ja kasvillisuudesta, s. 63–65.
- Legendre P, Legendre L (1998) Numerical Ecology. Second English Edition. Developments in Environmental Modelling 20. Elsevier, 853 s.
- Lindholm T, Heikkilä R (2006) Geobotany of Finnish forests and mires: the Finnish approach. Teoksessa: Lindholm T, Heikkilä R (toim.): Finland – land of mires. Suomen ympäristökeskus, Vammala, s. 119–126.
- Longino JT, Colwell RK (1997) Biodiversity assessment using structured inventory capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications* 7: 1263–1277.
- Longino JT, Coddington J, Colwell RK (2002) The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology* 83: 689–702.
- Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, 256 s.
- Magurran AE (2007) Species abundance distributions over time. *Ecology Letters* 10: 347–354.
- Magurran AE, Henderson PA (2003) Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422: 714–716.
- Magurran AE, McGill BJ (2011) (toim.): Biological Diversity - frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, 345 s.
- Mansikkaniemi H, Roto M (1985) Pomponrahka–Merenlahdesta rahkarämeeksi. Teoksessa: Kallio P, Huhtinen S, Lemmetyinen R, Mansikkaniemi H (toim.): Turun luonnonkohteet 1: Kuvaus Katariinanlaakson, Muhkurin, Nunnavuoren ja Pomponrahkan (Isosuon) luonnosta, eläimistöä ja kasvillisuudesta, s. 60–62.
- Matthews RW, Matthews JR (1969) Malaise trap studies of flying insects in a New York mesic forest I. Ordinal composition and seasonal abundance. *Journal of the New York Entomological Society* 78: 52–59.
- Mauer BA, McGill BJ (2011) Measurement of species diversity. Teoksessa: Magurran AE, McGill BJ (toim.): Biological Diversity - frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, s. 55–65.
- McGill BJ, Etienne RS, Gray JS, Alonso D, Anderson MJ, Benecha HK, Dornelas M, Enquist BJ, Green JL, He F, Hurlbert AH, Magurran AE, Marquet PA, Mauer BA, Ostling A, Soykan CU, Uglan KI, White EP (2007) Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within and ecological framework. *Ecology Letters* 10: 995–1015.
- Moreno CE, Rodríguez P (2010) A consistent terminology for quantifying species diversity? *Oecologia* 163: 279–282.
- Moreno CE, Rodríguez P (2011) Commentary: Do we have a consistent terminology for species diversity? Back to basics and toward a unifying framework. *Oecologia* 167: 889–892.
- Novotný V, Basset Y (2000) Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89: 564–572.
- Oosterbroek P (2006) The European families of the Diptera: identification, diagnosis, biology. KNNV Publishing, Utrecht, s. 208.

Oosterbroek P (2013) Catalogue of the Craneflies of the World. <http://nlbif.eti.uva.nl/ccw/index.php>.
Luettu 19.5.2013.

Owen J & Gilbert FS (1989) On the abundance of hoverflies (Syrphidae). *Oikos* 55: 183–193.

Pape T, Thompson FC (toim.) (2010) *Systema Dipteriorum*, versio 1.0. <http://www.diptera.org/>. Luettu 21.5.2013.

Penttinen J, Ilmonen J, Jakovlev J, Salmela J, Kuusela K, Paasivirta L (2010) Sääsket - Thread-horned flies, Diptera: Nematocera. Teoksessa: Rassi P, Hyvärinen E, Juslén A, Mannerkoski I (toim.): Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. The 2010 Red List of Finnish Species. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki, s. 477–489.

Perttula P (1993) Turun Pomponrahkan suojelun alueen suojeluarvon uudelleenmäärittäminen. Turun kaupunki, ympäristönsuojelutoimisto 1993. (Julkaisu 2/93), 25 s.

Petersen MJ, Bertone MA, Wiegmann BM, Courtney GW (2010) Phylogenetic synthesis of morphological and molecular data reveals new insights into the higher-level classification of Tipuloidea (Diptera). *Systematic Entomology* 35: 526–545.

Pollet M (2001) Dolichopodid biodiversity and site quality assessment of reed marshes and grasslands in Belgium (Diptera: Dolichopodidae). *Journal of Insect Conservation* 5: 99–116.

Pollet M (2009) Diptera as ecological indicators of habitat and habitat change. Teoksessa: Pape T, Bickel D, Meier R (toim.): Diptera Diversity: Status, Challenge and Tools. Koninklijke Brill NV, s. 303–322.

Pomponrahka, FI0200061. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=13606&lan=fi>. Luettu 12.1.2012.

Pringle JWS (1948) The gyroscopic mechanism of the halteres of Diptera. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 233:347–384.

Rassi P, Hyvärinen E, Juslén A, Mannerkoski I (2010) (toim.): Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. The 2010 Red List of Finnish Species. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 685 s.

Rotheray G (1993) Colour guide to hoverfly larvae (Diptera, Syrphidae) in Britain and Europe. Dipterists Digest 9, 156 s.

Ruuhijärvi R, Lindholm T (2006) Ecological gradients as the basis of Finnish mire site type system. Teoksessa: Lindholm T, Heikkilä R (toim.): Finland – land of mires. Suomen ympäristökeskus, Vammala, s. 119–126.

Rydin H, Jeglum JK (2006) The biology of peatlands. Oxford University Press, Oxford, 343 s.

Sadeghi H, Gilbert F (2000) Aphid suitability and its relationship to oviposition preference in predatory hoverflies. *Journal of Animal Ecology* 69: 771–784.

Salmela J (2006) Suomen vaaksiaiset, kummitussääsket, perhossääsket, sinkilähyttysset ja norosääsket (Diptera, Nematocera) – ekologia, levinneisyys ja uhanalaisuus. Alustava raportti. Yksityisesti julkaistu, 75 s.

Salmela J (2008) Semiaquatic fly (Diptera, Nematocera) fauna of fens, springs, headwater streams and alpine wetlands in the northern boreal ecoregion, Finland. w-album 6: 3–63.

Salmela J (2011a) Annotated list of Finnish crane flies (Diptera: Tipulidae, Limoniidae, Pediciidae, Cylindrotomidae). *Entomologica Fennica* 22: 219–242.

Salmela J (2011b) The semiaquatic nematoceran fly assemblages of three wetland habitats and concordance with plant species composition, a case study from subalpine Fennoscandia. *Journal of Insect Science* 11: 35.

- Salmela J (2013a) Taxonomy, species richness and biogeography of Finnish crane flies (Diptera, Tipuloidea). *Annales Universitatis Turkuensis A II* 276, Painosalama Oy, Turku, 118 s.
- Salmela J (2013b) Soiden vaaksiaiset. Teoksessa: Aapala K, Similä M, Penttinen J (toim.): Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallitus, Vantaa, 301 s.
- Salmela J, Ilmonen J (2005) Crane fly fauna of a boreal mire system in relation to mire trophic status (Diptera: Tipuloidea): implications for conservation and bioassessment. *Journal of Insect Conservation* 9: 85–94.
- Salmela J, Autio O, Ilmonen J (2007) A survey on the nematoceran (Diptera) communities of southern Finnish wetlands. *Memoranda Societas Pro Fauna Flora Fennica* 88: 33–47.
- Salo J, Sääksjärvi IE (2000) Turun Pomponrahkan alue: arvio Natura 2000-kohteen (FI0200061) rajauksesta (luonnontieteelliset perusteet). Turun yliopiston biodiversiteettiyksikkö, biologian laitos, 21 s.
- Scharff N, Coddington JA, Griswold CE, Hormiga G, de Place Bjørn P (2003) When to quit? Estimating spider species richness in a northern European deciduous forest. *Journal of Arachnology* 31: 246–273.
- Sommaggio D (1999) Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 343–356.
- Speight MCD (2012) Species accounts of European Syrphidae (Diptera), 2012. *Syrph the Net, the database of European Syrphidae* 69. Syrph the Net publications, Dublin, 296 s.
- Tahvanainen T, Sallantausta T, Heikkilä R, Tolonen K (2002) Spatial variation of mire surface water chemistry and vegetation in northeastern Finland. *Annales Botanici Fennici* 39: 235–251.
- Thompson FC, Rotheray G (1998) Family Syrphidae. Teoksessa: Papp L, Darvas B (toim.): Manual of Palearctic Diptera vol. 3. Science Herald, Budapest, s. 81–139.
- Tuomisto H (2010) A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia* 164: 853–860.
- Tuomisto H (2011) Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia* 167: 903–911.
- Wagner R, Barták M, Borkent A, Courtney G, Goddeeris B, Haenni J-H, Knutson L Pont A, Rotheray GE, Rozkošný R, Sinclair B, Woodley N, Zatwarnicki T, Zwick P (2008) Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae). *Hydrobiologia* 595: 489–519.
- Walther BA, Moore JL (2005) The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28: 815–829.
- Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 289–338.
- Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213–251.
- Wiegmann BM, Trautwein MD, Winkler IS, Barr NB, Kim J-W, Lambkin C, Bertone MA, Cassel BK, Bayless KM, Heimberge AM, Wheeler BM, Peterson KJ, Pape T, Sinclair BJ, Skevington JH, Blagoderov V, Caravas J, Kutty SN, Schmidt-Ott U, Kampmeier GE, Thompson FC, Grimaldi DA, Beckenbach AT, Courtney GW, Friedrich M, Meier R, Yeates DK (2011) Episodic radiations in the fly tree of life. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 5690–5695.
- Yeates DK, Wiegmann BR, Courtney GW, Meier R, Lambkin C, Pape T (2007) Phylogeny and systematics of Diptera: Two decades of progress and prospects. *Zootaxa* 1668: 565–590.

LIITTEET

Liite 1. Pomponrahkan kukkakärpästen (Syrphidae) lajilista ja yksilömäärät tutkimuskohteittain vuosina 2011 ja 2012

Kukkakärpäset	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
lajilista	R	R	N	N	K	K	KO	KO	L	L	NR	NR	TK	TK	TKO	TKO
<i>Baccha elongata</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Blera fallax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Chalcosyrphus nemorum</i>	2	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chalcosyrphus valgus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cheilosia latifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cheilosia longula</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Cheilosia pagana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cheilosia scutellata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cheilosia sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cheilosia uviformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cheilosia vernalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Chrysotoxum bicinctum</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0
<i>Chrysotoxum festivum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Criorhina asilica</i>	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dasysyrphus hilaris</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dasysyrphus pinastri</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dasysyrphus tricinctus</i>	1	5	3	0	0	0	0	2	8	0	3	0	0	0	1	0
<i>Dasysyrphus venustus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0
<i>Didea fasciata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Didea intermedia</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Epistrophe cryptica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Epistrophe olgae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Episyrphus balteatus</i>	2	5	10	2	0	1	2	1	6	2	1	0	0	1	1	1
<i>Eristalis arbustorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Eristalis pertinax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eristalis pseudorupium</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eristalis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumerus strigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Eupeodes bucculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Eupeodes corollae</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	9	1	0	0	0	0
<i>Eupeodes goeldlini</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Eupeodes latifasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eupeodes lundbecki</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eupeodes sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Helophilus affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Helophilus hybridus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Helophilus pendulus</i>	2	10	2	4	0	4	0	2	2	5	3	6	0	1	1	2
<i>Helophilus trivittatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Melangyna lasiophtalma</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanostoma scalare</i>	0	14	0	0	0	0	2	5	1	6	0	2	1	1	0	0
<i>Melanostoma sp.</i>	3	0	7	16	0	0	3	1	18	18	2	16	0	0	1	0
<i>Meligramma guttata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meligramma triangulifera</i>	5	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meliscaeva cincitella</i>	1	0	0	0	1	2	11	2	1	0	2	0	3	0	1	0
<i>Microdon analis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Microdon mutabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Myathropa florea</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoascia meticulosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

<i>Neoascia tenur</i>	2	0	3	0	0	0	0	0	88	40	0	0	0	0	0	
<i>Orthonevra geniculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	9	0	0	0	0	0	
<i>Orthonevra stackelbergi</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Paragus haemorrhous</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
<i>Parasyrphus lineolus</i>	1	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pelecocera scaevoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Pipiza luteitarsis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Pipiza noctiluca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	
<i>Pipiza quadrimaculata</i>	4	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Pipizella viduata</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Platycheirus albimanus</i>	2	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	3	0	0	0	
<i>Platycheirus angustatus</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Platycheirus clypeatus</i>	2	0	6	2	0	1	0	0	1	0	6	0	0	0	0	
<i>Platycheirus fulviventris</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Platycheirus immarginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Platycheirus jaerensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Platycheirus occultus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Platycheirus peltatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	
<i>Platycheirus perpallidus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Platycheirus podagratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Platycheirus ramsarensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Sericomyia lappona</i>	3	7	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Sericomyia nigra</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Sericomyia silentis</i>	6	11	2	1	0	0	1	1	1	3	0	0	0	0	0	
<i>Sphaerophoria batava</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	4	0	0	0	
<i>Sphaerophoria philantha</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	
<i>Sphaerophoria scripta</i>	0	0	8	2	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	
<i>Sphaerophoria sp.</i>	2	1	26	20	0	0	0	0	11	5	21	24	0	0	0	
<i>Sphaerophoria taeniata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Sphegina clunipes</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Syrphus admirandus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Syrphus ribesii</i>	4	8	3	11	0	0	1	2	6	11	3	2	0	1	0	
<i>Syrphus torvus</i>	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3	
<i>Syrphus vitripennis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Temnostoma apiforme</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Temnostoma vespiforme</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	2	
<i>Volucella bombylans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
<i>Volucella pellucens</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	
<i>Xylota caeruleiventris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Xylota florum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xylota jakutorum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Xylota segnis</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
yksilömäärä	67	79	88	65	6	14	34	23	184	114	77	72	8	7	13	10
YHT		146		153		20		57		298		149		15		23
lajimäärä	28	20	18	12	4	9	14	12	36	19	25	18	6	7	9	7
YHT		35		24		11		20		45		37		11		14

R=rämeoja, N=neva, K=korpi, KO=korpioja, L=letto, NR=nevaräme, TK=turvekangas, TKO=turvekangasoja

Liite 2. Pomponrahkan semiakvaattisten sääskien lajilista ja yksilömäärät kohteittain vuosina 2011 ja 2012

Semiakvaattiset sääsket	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
lajilista	R	R	N	N	K	K	KO	KO	L	L	NR	NR	TK	TK	TKO	TKO
Limoniidae																
<i>Cheilotrichia cinerascens</i>	0	4	0	1	0	0	2	1	1	1	0	1	2	1	3	5
<i>Dicranomyia autumnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranomyia distendens</i>	1	3	0	2	0	0	0	0	1	1	2	1	0	0	0	0
<i>Dicranomyia frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranomyia modesta</i>	1	6	0	1	0	0	0	0	0	1	3	2	0	1	0	3
<i>Dicranomyia sp</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranomyia stigmatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranomyia tristis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranophragma separatum</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>Discobola annulata</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Discobola caesarea</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Eloeophila maculata</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Epiphragma ocellare</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	3	0	1
<i>Erioconopa trivialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Erioptera divisa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Erioptera flavata</i>	31	76	0	1	0	0	0	0	2	27	0	0	0	0	0	0
<i>Erioptera lutea</i>	1	2	0	0	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	3	2
<i>Erioptera sordida</i>	8	27	0	1	0	0	28	16	7	6	1	0	0	0	0	0
<i>Euphylidorea dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphylidorea meigenii</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Euphylidorea phaeostigma</i>	3	18	3	5	3	1	1	4	0	1	1	8	0	0	0	0
<i>Helius longirostris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0
<i>Idioptera linnei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Idioptera pulchella</i>	1	4	0	2	51	141	2	0	2	7	1	0	0	0	1	0
<i>Limonia flavipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Limonia phragmitidis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lipsothrix ecucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Metalimnobia bifasciata</i>	0	0	0	0	0	2	0	2	1	0	0	0	1	0	0	3
<i>Metalimnobia quadrimaculata</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Metalimnobia quadrinotata</i>	1	1	0	0	0	0	1	2	7	14	0	0	0	4	0	3
<i>Metalimnobia tenua</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metalimnobia zetterstedti</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	4	9
<i>Molophilus bihamatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	4	10	0	0	0	0	0	0
<i>Molophilus griseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3
<i>Molophilus medius</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Molophilus sp</i>	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Neolimonia dumetorum</i>	0	0	0	0	0	0	1	6	0	0	0	0	1	9	2	2
<i>Ormosia lineata</i>	4	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ormosia pseudosimilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ormosia ruficauda</i>	16	18	0	0	1	3	8	13	13	3	11	1	5	12	15	22
<i>Phylidorea abdominalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	12	0	0	0	0	0	0
<i>Phylidorea bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Phylidorea ferruginea</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0
<i>Phylidorea fulvonervosa</i>	0	11	6	11	2	12	1	3	11	16	0	0	0	1	13	6
<i>Phylidorea heterogyna</i>	0	3	3	11	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0
<i>Phylidorea longicornis</i>	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Phylidorea squalens</i>	1	0	135	191	0	0	0	0	27	47	24	19	0	0	0	0
<i>Pilaria decolor</i>	2	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pilaria discicollis</i>	1	4	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1

<i>Pericoma rivularis</i>	0	0	0	0	2	0	109	10	4	0	0	0	0	0	13	7
<i>Peripsychoda auriculata</i>	0	1	0	0	0	7	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philosepedon humerale</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philosepedon sp</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pneumia trivialis</i>	41	172	0	1	4	2	62	151	0	6	0	0	0	12	105	167
<i>Pneumia ussurica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda alternata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda brevicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Psychoda buxtoni</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda crassipenis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda gemina</i>	2	4	0	0	0	1	0	1	4	24	0	0	0	2	1	4
<i>Psychoda itoco</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	17	9	0	0	0	0	2	0
<i>Psychoda lobata</i>	13	8	3	0	0	0	2	1	4	2	1	1	3	0	10	2
<i>Psychoda minuta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Psychoda phalaenoides</i>	10	35	0	0	0	1	16	1	3	23	4	3	6	1	17	3
<i>Psychoda satchelli</i>	10	103	1	6	3	21	2	10	39	121	3	3	0	0	2	3
<i>Psychoda setigera</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda sp</i>	52	139	7	11	2	15	19	33	41	151	16	6	20	16	61	19
<i>Psychoda trinodulosa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Psycmera integella</i>	1	3	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Tonnoiriella nigricauda</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulomyia fuliginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Dixidae																
<i>Dixella amphibia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dixella borealis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Synneuridae																
<i>Synneuron annulipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
yksilömäärä	557	1443	214	321	80	276	517	425	574	1316	111	72	50	122	300	349
YHT		2000		535		356		942		1890		183		172		649
lajimäärä	36	54	16	23	10	17	31	36	43	49	24	18	13	22	28	32
YHT		62		28		19		46		63		28		26		44

R=rämeoja, N=neva, K=korpi, KO=korpioja, L=letto, NR=nevaräme, TK=turvekangas,
TKO=turvekangasoja

Liite 3. Malaisepyydysten sijainnit (YKJ-koordinaatit)

	YKJ-koordinaatit	
	P	I
Pydykset		
Rämeoja 1	6719107	3240270
Rämeoja 2	6719123	3240253
Neva 1	6719377	3240217
Neva 2	6719337	3240187
Korpi 1	6719474	3240053
Korpi 2	6719470	3240050
Korpioja 1	6719514	3239903
Korpioja 2	6719518	3239902
Letto 1	6720359	3239351
Letto 2	6720355	3239297
Nevaräme 1	6720486	3239344
Nevaräme 2	6720505	3239342
Turvekangas 1	6719660	3239563
Turvekangas 2	6719693	3239578
Turvekangasoja 1	6719484	3239671
Turvekangasoja 2	6719479	3239673