

Pro gradu -tutkielma

**Tienpientaret ylläpitävät perinnebiotooppien
hämähäkkilajiston monimuotoisuutta**

Valtteri Jokinen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

18.5.2020

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Jokinen, V.: Tienpientaret ylläpitävät perinnebiotooppien
hämähäkkilajiston monimuotoisuutta

Pro gradu -tutkielma: 42 s., 1 liite (3 s.)

Työn ohjaajat: Dos. Jari Haimi, Dos. Atte Komonen

Tarkastajat:

Toukokuu 2020

Hakusanat: Araneae, häiriöt, hämähäkit, laidunnus, luonnonsuojelu, maankäyttö, niitto, vaihtoehtoinen elinympäristö

Luonnon monimuotoisuuskato on tällä hetkellä ennennäkemättömän suurta. Perinnebiotoopit, perinteisin maatalouden menetelmin hoidetut ympäristöt, ovat monimuotoisuudeltaan rikkaimpia elinympäristöjämme. Niiden määrä on vähentynyt merkittävästi, mikä on heikentänyt niiden oloihin erikoistuneiden lajien elinmahdollisuuksia. Tienpientaret ovat osoittautuneet mahdollisiksi vaihtoehtoiksi elinympäristöiksi monille perinnebiotooppien lajiryhmille. Tutkimuksessani syvennyin yleiseen mutta vähän tutkittuun eläinlahkoon: hämähäkkeihin. Keräsin kuoppapyydyksillä aineistoa kolmelta elinympäristötyypiltä - niittomailta, laitumilta ja pientarilta - eri puolilta Keski-Suomea kuuden viikon ajalta. Selvitin, onko laidunten ja niittomaiden hämähäkkiyhteisöjen monimuotoisuudessa eroja, sekä kuinka hyvin pientaret pystyvät ylläpitämään perinnebiotooppien monimuotoisuutta. Hämähäkkien yksilömäärässä ympäristöt eivät poikenneet toisistaan. Sen sijaan osoittautui, että laitumet ovat lajistollisesti jonkin verran köyhempi ympäristö kuin muut vertailun elinympäristöt. Perinnebiotooppien suojelun näkökulmasta tärkeämpi havainto oli, että tienpientaret ovat jopa monimuotoisempia kuin niittomaat. Tutkimuksen tuloksia ei voi yleistää näiden elinympäristöjen koko hämähäkkilajistoon. Aihetta on syytä tutkia lisää, mutta lienee turvallista todeta, että pientarilla on merkittävää luonnonsuojelullista arvoa, joka kannattaa ottaa huomioon tulevaisuudessa, kun perinnebiotooppien väheneminen jatkunee.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Ecology and Evolutionary Biology

Jokinen, V.: Road verges maintain the spider diversity of traditional biotopes

MSc Thesis: 42 p., 1 appenix (3 p.)

Supervisors: PhD Jari Haimi, DSci. Atte Komonen

Inspectors:

May 2020

Key words: Alternative habitat, Araneae, conservation, disturbance, grazing, land use, mowing, spiders

Nature is currently under a loss of diversity at a scale unseen before. Traditional biotopes, environment maintained with traditional agricultural methods, are among our most diverse environments. Their area has decreased significantly, which has compromised the persistence of the species specialized in these habitats. Road verges have proved as a potential alternative habitat for various taxa typical of traditional biotopes. In my study, I focused on a common yet little-studied animal order: spiders. With pitfall traps, I collected material from three habitat types – meadows, pastures, and road verges – around central Finland during a six-week period. I studied if there are differences in spider diversity between meadows and pastures, and how well road verges are capable of maintaining the diversity of traditional biotopes. The numbers of individuals between the habitat types did not differ from each other. It turned out, however, that pastures are slightly more species-poor than the other two habitats. From the perspective of the conservation of traditional biotopes, the more important observation was that road verges are even more diverse than meadows. The results cannot be generalized to cover the entire spider communities of the studied habitats. The topic needs further research, but my study suggests, nevertheless, that road verges possess significant conservational value that is worth taking into consideration in the future, when the area of traditional biotopes continues to decrease.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO	1
1.1 Luonnon monimuotoisuudesta	3
1.2 Häiriöistä	6
1.3 Perinnebiotoopeista ja tienpientarista	9
1.4 Tutkimuskysymykset ja hypoteesit	13
2 TUTKIMUSAINEISTO JA -MENETELMÄT	14
2.1 Aineiston keruu	14
2.2 Hämähäkkien määrittäminen	15
2.3 Analysointi	16
3 TULOKSET	18
3.1 Lajikoostumus	18
3.2 Yksilömäärät	20
3.3 Taksonimäärät	21
3.4 Todellinen monimuotoisuus	23
4 TULOSTEN TARKASTELU	25
4.1 Laidunten ja niittomaiden väliset monimuotoisuuserot	26
4.2 Pientaret vaihtoehtoisina elinympäristöinä?	28
4.3 Yhteenveto ja johtopäätökset	31
KIITOKSET	33
KIRJALLISUUS	34
LIITE 1. LAJILISTA HAVAITUISTA TAKSONEISTA	39

1 JOHDANTO

Luonnon monimuotoisuus käsittää monta eri tasoa: siihen kuuluvat eliöiden ja niiden perimän muuntelu sekä yhteisöjen, ekosysteemien ja ekologisten ja evolutiivisten prosessien muuntelu (Noss & Cooperride 1994). Monimuotoisuus ulottuu käsitteenä paljon laajemmalle kuin lajimäärään, vaikka käytännön syistä usein keskitytäänkin vain jälkimmäiseen (MacLaurin & Sterelny 2008). Monimuotoisuutta pidetään tärkeänä sekä itseisarvoisista ja humaanisista että taloudellisista syistä (Chapin III ym. 2000). Sen säilyttäminen on tärkeää, koska lajien väliset vuorovaikutukset ekosysteemissä ovat mutkikkaita ja lajien katoaminen saattaa johtaa koko ekosysteemin toimimattomaan tilaan (Borrvall ym. 2000). Sukupuuttoihin ja muihin ongelmiin johtaneet ekosysteemien häiriöt ovat lisääntyneet 300 vuoden aikana selvästi (Chapin III ym. 2000). Ihmisen toiminnan osuus niihin on merkittävä (Stork 2010).

Ekologisessa mielessä ihmistoiminta lasketaan kuuluvaksi häiriöihin. Häiriöllä tarkoitetaan populaation, yhteisön tai ekosysteemin rakennetta sekoittavaa tapahtumaa, joka muuttaa fysikaalista ympäristöä tai tuhoaa yksilöitä suoraan tai välillisesti ja vaikuttaa yksilöiden selviytymis- ja lisääntymiskykyyn (Pickett & White 1985, Hobbs & Huenneke 1992). Vaikka häiriöiden suuruusluokka voi yleisesti ottaen olla lähes mitä vain, tarkasteltavan kohteen mittakaava vaikuttaa siihen, mikä katsotaan häiriöksi (Pickett & White 1985). Häiriön jälkeisessä vaiheittaisessa sukkessiossa ensin pioneerilajit ja myöhemmin lajit, joilla on paremmat kilpailulliset ominaisuudet, valtaavat häiriöalueen (Horn 1974, Connell & Slatyer 1977, Dalling & Hubbell 2002). Sukkession mekanismit ovat kuitenkin niin mutkikkaita, että sen kulkua on mahdotonta ennustaa kovin tarkasti (McCook 1994, Cook 1996). Häiriöt ja sukkessio kuuluvat ekosysteemien luonnolliseen

kehittymis- ja uudistumisprosessiin: ne antavat lajeille mahdollisuuden levitä uusille alueille (Hughes & Fahey 1991, Marigo ym. 2000).

Keskimääräisten häiriöiden hypoteesin (engl. intermediate disturbance hypothesis) mukaan lajimäärä on suurimmillaan, kun häiriöitä ei tapahdu liian usein eikä liian harvoin, koska tällöin eri sukkessiovaiheiden lajien on mahdollista elää alueella samanaikaisesti (Shea ym. 2004). Hypoteesia on tutkittu paljon, ja tuloksia on sekä puolesta että vastaan (mm. Mackey & Currie 2001, Molino & Sabatier 2001, Roxburgh ym. 2004). Sen mukaan häiriöt lisäävät yhteisön vakautta: monimuotoisuus nopeuttaa häiriöistä palautumista ja pienentää riskiä ajautua sukupuuttoketjuihin (Borrvall ym. 2000, Hughes ym. 2007).

Väestönkasvun myötä lisääntynyt maankäyttö on tuonut mukanaan ekologisia ongelmia, joihin lukeutuu myös monimuotoisuuden väheneminen (Haines-Young 2009). Suomalainen perinteinen maatalouskulttuuri on vuosisatojen aikana synnyttänyt hyvin omaleimaisia ympäristöjä: perinnebiotooppeja (Mussaari 2007). Ne kuuluvat lajistollisesti runsaimpiin suomalaisiin ekosysteemeihin, joiden kasvilajisto kykenee pitämään yllä runsasta niveljalkaislajistoa, ja moni kohde onkin suojeltu. Muutokset maa- ja metsätaloudessa ovat kuitenkin vähentäneet perinnebiotooppien määrää merkittävästi, mikä on ajanut ennen yleisiäkin eliölajeja uhanalaisiksi ja jopa sukupuuttoon (Vainio ym. 2001).

Perinnebiotoopeista yleisimpiä ovat niityt, joita on perinteisesti hoidettu laiduntamalla karjaa ja niittämällä. Keskimääräisten häiriöiden hypoteesin mukaan hoidetut niityt kykenevät ylläpitämään suurempaa eliöstöä kuin vastaavat hoitamattomat, koska ne altistetaan säännöllisesti häiriöille (Shea ym. 2004). Sekä laidunnuksen että niiton on kuitenkin havaittu vähentävän niveljalkaisten lajirunsautta hoitamattomiin niittyihin verrattuna (Kruess & Tschardt 2002, Cattin ym. 2003).

Perinnebiotooppien vähentyessä erääksi niitä korvaavista elinympäristöistä niveljalkaisille on ajateltu tienpientaria. Niiden kasvillisuuden kohtaamat häiriöt

ovat varsin samankaltaisia niittyjen kanssa, koska molemmat leikataan kerran-kaksi kesässä (Vainio ym. 2001). Haitoistaan huolimatta pientaret edesauttavat monimuotoisuuden säilymistä (Noordijk ym. 2009). Perinnebiotooppien niveljalkaislajistolle pientaret voisivat toimia väliaikaisena tai vaihtoehtoisena elinympäristönä (Koivula ym. 2005).

Tässä tutkimuksessa oli tavoitteena selvittää, eroavatko laidunnetut ja niitetyt niityt toisistaan lajistollisesti. Lisäksi tutkittiin, kykenevätkö tienpientaret tarjoamaan korvaavan elinympäristön perinnebiotooppien lajeille. Tutkimuskohteeksi valittiin hämähäkit. Ne eivät petolajiryhmänä ole elinympäristönsä osalta yhtä valikoivia kuin monet specialistit, jotka ovat riippuvaisia yhdestä tai muutamasta ravintokasvista. Monet lajit saalistavat maanpinnalla, eivätkä ne ole niin herkkiä sukcession eri vaiheille, mutta kasvillisuuden rakenne vaikuttaa niiden esiintyvyyteen (Duffey 1962). Tämän ansiosta hämähäkit soveltuivat alueiden hoidon vaikutusten tutkimiseen (Gibson ym. 1992).

1.1 Luonnon monimuotoisuudesta

Luonnon monimuotoisuus on huomattavan suurta. Elämän voidaan katsoa alkaneen noin 3,4 miljardia vuotta sitten (Wacey ym. 2011). Sen jälkeen pitkän ajan kuluessa ovat kehittyneet monisoluiset eliöt kuten kasvit ja eläimet. Lajeja on syntynyt ja kadonnut lukematon määrä, ja kehitys jatkuu edelleen. On arvioitu, että Maapallolla nykyisin elävien lajien lukumäärä on 2–8 miljoonaa, joista noin 1,5 miljoonaa on kuvattu ja nimetty tieteellisesti (Costello ym. 2013). Jotkin arviot tämänhetkisestä lajimäärästä liikkuvat jopa 50 miljoonassa (May 1988). Elämä saakin evoluution myötä jatkuvasti uusia muotoja, ja lajiutumista tapahtuu koko ajan.

Monimuotoisuus jaetaan useaan eri tasoon. Noss & Cooperride (1994) määrittelivät monimuotoisuuden elämän ja sen prosessien väliseksi muunteluksi,

johon kuuluvat paitsi eliöiden ja niiden perimän muuntelu myös sekä yhteisöjen ja ekosysteemien että ekologisten ja evoluutioprosessien muuntelu. Sala ym. (2000) puolestaan määrittelivät monimuotoisuuden kaikkien maanpäällisten ja vesieliöiden populaatioiden sisäisen geneettisen muuntelun tasolta lajien monimuotoisuuden kautta yhteisöjen väliseksi muunteluksi maisematasolla. Keskeinen sisältö määritelmässä on, että monimuotoisuus ei ole vain kokoelma eri lajeja vaan käsite on paljon laajempi. Usein kuitenkin käytännössä keskitytään lajimäärään, koska yksittäisiä lajeja on helpompi saada suojelluiksi, ja lajien suojelun vaikutukset ulottuvat ainakin jossain määrin myös koko eliöyhteisöön (MacLaurin & Sterelny 2008).

Luontoa ja sen monipuolisuutta pidetään biologisen tärkeytensä lisäksi arvokkaana sellaisenaan. Monimuotoisuudella on kulttuurisia, esteettisiä ja henkisiä arvoja, jotka ovat tärkeitä yhteiskunnalle (Chapin III ym. 2000). Luonto toimii ihmisille muun muassa virkistysmahdollisuutena, tästä esimerkkeinä ovat vaikkapa kansallispuistot ja kaupunkialueille rakentamattomiksi jätetyt metsät. Sosiaalisten näkökulmien tärkeyttä ei kuitenkaan arvosteta tarpeeksi päätöksenteossa, vaikka usein monimuotoisuuteen liitetäänkin positiivisia arvoja (Thompson & Starzomski 2007). Ongelmana on, että luonnon monimuotoisuuden ei-materiaalisen arvokkuuden mittaaminen on vaikeaa ja tutkimusten menetelmät ja tulokset ovat herkästi kiistanalaisia (Edwards & Abivardi 1998). Päättäjien onkin helpompi tukeutua tutkimuksiin, jotka antavat konkreettisia lukuja ja selviä tuloksia.

Luonnolla on myös runsaasti mitattavissa olevaa taloudellista arvoa. Käsite 'ekosysteemipalvelut' onkin tarkoituksellisesti luotu kiinnittämään huomiota luonnon monimuotoisuuden taloudellisiin näkökohtiin (Edwards & Abivardi 1998). Muutokset monimuotoisuudessa voivat suoraan johtaa luonnosta saatavien hyödykkeiden, esimerkiksi lääkkeiden, polttoaineiden, ruuan tai geenien, vähenemiseen (Chapin III ym. 2000). Paitsi hyötyjen poistumiseen muutokset voivat vaikuttaa myös eliöyhteisöjen ja ekosysteemien koostumuksiin ja

prosesseihin, mikä voi edelleen muuttaa yhteisöjä ja muun muassa altistaa niitä vieraslajeille. Monimuotoisuudessa tapahtuvien hyvin laajan mittakaavan muutosten, saati maailmanlaajuisen monimuotoisuuden ja sen muutosten, rahallinen arviointi on kuitenkin käytännössä mahdotonta (Nunes & van den Bergh 2001). Jopa paikallisella tasolla luonnosta saatavan taloudellisen hyödyn määrittäminen on osoittautunut vaikeaksi (Balmford ym. 2002).

Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen on keskeistä. Koska luonnon köyhtyminen voi tapahtua monella tasolla perimästä ekosysteemeihin asti, kyse ei ole vain lajien suojaamisesta sukupuutoilta (Noss & Cooperride 1994). Eliölajit muodostavat paikallisessa ekosysteemissä hyvin mutkikkaan ekologisen vuorovaikutusverkon muiden lajien kanssa (Hagen ym. 2012). Monimuotoisuus pienentää riskiä, että yhden tai useamman lajin katoaminen romahduttaa koko ekosysteemin toiminnan (Borrvall ym. 2000). Avainasemassa olevien vuorovaikutusten kautta yksilöt ja lajit vaikuttavat ekosysteemissä kaikkeen perustuotannosta yksilöiden selviytymiseen ja populaatiodynamiikkaan, minkä vuoksi on olennaista tarkastella luonnon hyvinvointia koko ekosysteemin kannalta (Burslem ym. 2005, Dyer ym. 2010).

Ihminen on toiminnallaan köyhdyttänyt luontoa monella tavalla. Merkittäviä ihmisen aikaansaamia vaikutuksia ovat ilmastonmuutos, vieraslajien leviäminen, ilmakehän saastuminen, virtavesien rajoittuminen, vesistöjen kuormittuminen ja laajamittaisen maankäytön aiheuttamat ongelmat (Cole & Landres 1996). Maailmassa tuskin on kolkkaa, jossa ihmisen jäljet eivät näkyisi. Jopa Etelämantereella kemikaalien saastuttamat alueet, vieraslajit ja lämmenneen ilmaston ohentama jääpeite ovat havaittavia ilmiöitä jo kauan tunnetun otsoniaukon lisäksi (Weller 1998, Tin ym. 2009).

Lajeja katoaa toki luonnostaankin jatkuvasti – tätä kutsutaan taustasukupuutoksi. Sukupuuttojen määrä ja ekosysteemien häiriöt ovat kuitenkin lisääntyneet viimeisten 300 vuoden aikana huomattavasti, ja usein puhutaankin kuudennesta

massasukupuutosta (Chapin III ym. 2000). Ihmisen toiminnan aiheuttamaa sukupuuttojen määrän lisääntymistä pidetään yleisesti selvänä, vaikka maailmanlaajuisella tasolla siitä onkin hyvin vähän todisteita (Stork 2010). Sen sijaan monissa tutkimuksissa on osoitettu, että paikallisten ja alueellisten sukupuuttojen määrät ovat nousseet.

1.2 Häiriöistä

Ihmisen vaikutuksia luontoon voidaan suurelta osin pitää häiriöinä, laajempänä käsitteenä. Häiriöille ei ole olemassa yhtä kaiken kattavaa määritelmää, joka huomioisi kaikki mahdollisuudet (Hobbs & Huenneke 1992). Epätasällisyydestään huolimatta termiä käytetään ekologiassa paljon, ja monet tutkijat ovatkin pyrkineet muodostamaan mahdollisimman tarkan määritelmän. Esimerkiksi Pickett & White (1985) määrittelevät häiriön ajallisesti yksittäiseksi tapahtumaksi, joka sekoittaa ekosysteemin, yhteisön tai populaation rakennetta ja muuttaa fysikaalista ympäristöä tai resurssien tai kiinnittymisalnan saatavuutta. Käsitettä on myöhemmin laajennettu ottamaan huomioon prosessit, jotka tappavat yksilöitä suoraan tai vaikuttamalla epäsuorasti resurssien, vihollisten tai kilpailun kautta ja vaikuttavat siten yksilöiden lisääntymis- ja selviytymiskykyyn (Hobbs & Huenneke 1992).

Häiriöinä pidettävät tapahtumat käsittävät kaikki mahdolliset mittakaavat. Niiden suuruusluokka voi vaihdella pienistä, hyvin paikallisista tapahtumista suuriin, laaja-alaisiin tuhoihin (Pickett & White 1985). Niin ikään niiden yleisyys ja kesto voivat olla liki mitä tahansa lähes päivittäisistä, hetkessä ohi menevistä kerran vuosisadassa, jopa vuosituhannessa tapahtuviin viikkoja tai kuukausiakin kestäviin luonnonkatastrofeihin. On myös huomioitava, että häiriö on aina suhteellinen käsite ja riippuu tarkasteltavan kohteen mittakaavasta.

Häiriötä seuraa tyypillisesti vaiheittainen sukkessio. Häiriön jälkeen paikalle leviävät ensimmäisinä pioneerilajit, joille tyypillisiä ominaisuuksia ovat hyvä

leviämiskyky, nopea kasvu lisääntymiskykyiseksi, suuri jälkeläismäärä ja kasveilla siementen koko (esim. Horn 1974, Connell & Slatyer 1977, Dalling & Hubbell 2002). Ennen pitkää sukkession toisessa aallossa pioneerilajit tulevat syrjäytetyiksi, koska niiden ominaisuudet eivät ole riittäviä kilpailussa vahvempia lajeja vastaan. Lopulta päädytään näennäisen muuttumattomaan, vakaaseen tilaan, ns. kliimaksiin, jonka olemassaolosta on esitetty myös päinvastaisia näkemyksiä (McCook 1994). Sukkessiota pidettiin pitkään deterministisenä prosessina, jossa häiriön kokenut yhteisö palaa ennalleen ajan myötä (esim. Gleason 1927). Toisen aallon mekanismit osoittautuivat myöhemmissä tutkimuksissa mutkikkaammiksi, ja monia malleja sukkession kulusta on vuosien saatossa esitetty (esim. Horn 1974, Connell & Slatyer 1977). Toiseen aaltoon liittyy kuitenkin niin paljon muuttujia, että sen – ja samalla koko sukkession – kulun ennustaminen on nykytietämyksellä käytännössä mahdotonta (McCook 1994, Cook 1996).

Häiriöt ja sukkessio ovat keskeinen osa ekosysteemien uudistumisprosessia ja luonnollista kehitystä. Koska häiriöt tyypillisesti tuhoavat jonkin verran yksilöitä joko suoraan tai välillisesti, ne vapauttavat tilaa yhteisössä. Muun muassa metsiä uudistavat usein myrskyt tai laajat tulipalot (Attiwill 1994). Nämä hävittävät suuren osan puustosta ja tulipalojen tapauksessa muustakin eliöstöstä. Häiriöt antavatkin monille lajeille mahdollisuuksia levitä uusille alueille (Hughes & Fahey 1991, Marigo ym. 2000). Ne mahdollistavat myös tulokaslajeille uusien elinalueiden löytämisen ja herkistävät yhteisön alttiimmaksi invaasioille (esim. Case 1996, Hobbs & Huenneke 1992). Osa lajeista ja yhteisöistä on riippuvaisia siitä, että häiriöitä tapahtuu riittävän taajaan (Pickett & White 1985, Bowles & Whelan 1994, Brawn ym. 2001).

Häiriöiden yhteydessä nousee usein esiin keskimääräisten häiriöiden hypoteesi (KHH, engl. intermediate disturbance hypothesis tai IDH). Sen mukaan paikallinen lajirunsaus on suurimmillaan, kun alueella ei tapahdu häiriöitä liian usein eikä liian harvoin (Shea ym. 2004). Tällöin sekä pioneerilajeilla että paremmin kilpailussa pärjäävillä lajeilla on mahdollisuus elää häiriöalueella

samanaikaisesti. 1970-luvulla varsinaisesti esitettyä hypoteesia on tutkittu paljon, ja tulokset ovat puhuneet niin hypoteesin puolesta kuin vastaankin (Roxburgh ym. 2004, Shea ym. 2004). Hypoteesi on saanut runsaasti tukea (esim. Connell 1978, Molino & Sabatier 2001, Biswas & Mallik 2010). Toisaalta muun muassa Mackey & Currie (2001) eivät kirjallisuuden perustuvassa meta-analyysissään löytäneet juurikaan tukea sille – tai sitä vastaakaan.

KHH:n mukaan satunnaiset häiriöt lisäävät monimuotoisuutta, millä on merkitystä myös yhteisön vakaudelle. Monissa tutkimuksissa on nimittäin havaittu, että lisääntynyt monimuotoisuus on yhteydessä, joskin monien eri mekanismien kautta, häiriöistä palautumisen nopeuteen (Hughes ym. 2007). Lisäksi lajistollisen monimuotoisuuden lisääntyessä häiriöt vakauttavat eliöyhteisöä yhteisötasolla, vaikka lajitasolla populaatioiden koot voivat heilahdella rajustikin (van Ruijven & Berendse 2007, Jiang & Pu 2009). Runsas lajisto pienentää myös riskiä ajautua paikallisiin sukupuuttoketjuihin, mikäli häiriön seurauksena jokin yhteisön laji katoaa (Borrvall ym. 2000).

Häiriöt vaikuttavat hoidettujen ja hoitamattomien ruohomaiden selkärangattomiin eri tavoin (Gibson ym. 1992). Hoidetuilla ruohomailla on yleensä vähemmän yksilöitä ja lajeja (Morris & Rispin 1987). Toisaalta laiduntaminen saattaa edistää harvinaisempien lajien säilymistä (Thomas 1983). Hyönteislajien määrä ja runsaus usein kasvavat sukkession etenemisen myötä (Southwood ym. 1979, Brown 1990). Sukkession varhaisessa vaiheessa lajisto dominoivat usein generalistilajit, joilla on hyvä leviämiskyky ja epävakaa populaatiodynamiikka. Spesialistit sekä lajit, jotka vaativat monimutkaisia rakenteellisia ominaisuuksia kasveissa, ilmestyvät sukkession myöhemmissä vaiheissa, kun kasvilajiston arkkitehtuurinen monimuotoisuus on kunnolla rakentunut. Kasvien arkkitehtuurisella rakenteella tarkoitetaan kasvin eri rakenteiden jakautumista, esimerkiksi kukkien määrää kasvissa, kasvin kuolleiden lehtien määrää jne. (Southwood ym. 1979). Sukkession myöhemmissä vaiheissa hyönteisten monimuotoisuus voi kasvaa, vaikka kasvilajiston monimuotoisuus

vähenee, koska kasvillisuuden arkkitehtuurinen (tai rakenteellinen) monimuotoisuus on suurempi (Southwood ym. 1979).

Koska hämähäkit ovat petoja, kasvilajiston koostumus esimerkiksi sukkession eri vaiheissa ei todennäköisesti vaikuta niihin. Sen sijaan hämähäkeille ovat tärkeitä tietyt kasvilajien rakenteelliset piirteet (esimerkiksi seittien asettelupaikoiksi) ja mikroilmasto: kosteus ja valo vaihtelevat kasvillisuuden rakenteen mukaan (Duffey 1962). Eri hämähäkkitalaksonneilla on omat keinonsa saalistaa ravintonsa, mikä sanelee kasvillisuuden ja maaperän rakenteen vaatimukset (Uetz 1991). Hämähäkit ovat siten luultavasti hyvä taksonominen ryhmä, kun tutkitaan elinympäristön rakenteen vaikutusta, esimerkiksi eri tavoin hoidettuja alueita (Gibson ym. 1992). Niiden bioindikaattoriarvo rajoittuu kuitenkin paikalliseen tasoon, eikä niistä ole juurikaan hyötyä maisematasollisessa monimuotoisuusarvioinnissa (Pearce & Venier 2006).

1.3 Perinnebiotoopeista ja tienpientarista

Maankäyttö on lisääntynyt ihmisten määrän kasvun myötä. Yhä enemmän maanalueita on muutettu asuin- ja tuotantoalueiksi, kuten kaupungeiksi, teollisuusalueiksi, talousmetsiksi ja pelloiksi. Lisääntyneellä maankäytöllä on huomattavia ekologisia vaikutuksia, ja luonnon monimuotoisuus on vähentynyt huomattavan paljon juuri sen vuoksi (Haines-Young 2009). Maatalouden maankäyttö aiheuttaa niveljalcaisten lajimäärän pienenemistä (Hendrickx ym. 2007). Toisaalta metsäekosysteemeissä maankäytön intensiteetti ei välttämättä pienennä lajimäärää (Klein ym. 2002). Pahimmassa tapauksessa maankäytön vaikutukset voivat kuitenkin olla peruuttamattomia (Dupouey ym. 2002).

Suomi oli vielä 1900-luvulle tultaessa maatalousvaltainen maa, mikä on jättänyt jälkensä suomalaiseen maisemaan ja ekosysteemeihin. Metsiä raivattiin ja kaskettiin pelloiksi, ja karja laidunsi rehevillä rannoilla ja metsissä (Mussaari 2007). Pitkän maatalouskäytön myötä syntyneitä maisematyyppejä kutsutaan

yhteisnimikkeellä perinnebiotoopit. Näihin kuuluvat muun muassa kaskimetsät, haat ja niityt. Perinnebiotoopeille ominaista on, että niitä ei erityisesti hoidettu vaan ne pysyivät kunnossa ikään kuin maataloustyön sivutuotteena. Teollistumisen myötä maatalouden merkitys elinkeinona väheni samalla, kun jäljelle jääneiden maatilojen koko kasvoi ja tehomaatalous yleistyi, mikä on johtanut perinnebiotooppien määrän vähenemiseen (Vainio ym. 2001).

Perinnebiotoopeille on maatalouskulttuurin ja sen mukaisen maankäytön myötä syntynyt hyvin omanlaisensa lajisto. Laidunnus ja säännöllinen niittäminen pitivät kasvuston matalana, eikä kariketta juuri kertynyt, mikä lisäsi maanpinnalle päässeeseen valon ja lämmön määrää (Mussaari 2007). Kasvi- ja sen myötä eläinyhteisöt sopeutuivat oloihin. Perinnebiotoopit kuuluvat lajistollisesti runsaimpiin ekosysteemeihin Suomessa. Monimuotoinen kasvillisuus kykenee pitämään yllä myös runsaslukuista hyönteislajistoa, jonka monet lajit ovat spesifistejä ja tarvitsevat tiettyä kasvilajia elinkiertoonsa. Runsa kasvi- ja niveljalkaislajisto mahdollistaa niin ikään monipuolisen linnuston, erityisesti metsäisemmillä mailla.

Suomen elinkeinoelämän muutokset viime vuosisadalla ovat johtaneet suuriin muutoksiin maataloudessa, mikä puolestaan on aiheuttanut perinnebiotooppien määrän jyrkän vähenemisen. Vuosituhannen vaihteessa niitä oli jäljellä enää pieni osa verrattuna 1900-luvun alun tilanteeseen (Vainio ym. 2001). Perinnebiotooppien lukumääräisen ja pinta-alalla mitatun vähenemisen myötä myös niiden lajisto on taantunut ja muuttunut monin paikoin uhanalaiseksi (Mussaari 2007). Osa lajeista on ollut ennen hyvinkin yleisiä. Perinnebiotooppien lajistoa onkin uhanalaisuusluettelossa metsälajien jälkeen eniten, ja liki kolmasosa uhanalaisista lajeista kuuluvat perinnebiotooppien lajeihin, hävinneistä lajeista vielä suurempi osa. Suuntauksena on ollut uhanalaisten lajien suhteellisen osuuden kasvaminen jatkuvasti (Vainio ym. 2001). Silmälläpidettävistä selkärangattomista neljäsosa elää niityillä ja laitumilla.

Niityt kuuluvat tavallisimpiin perinnebiotooppeihin. Niittyihin lasketaan kuuluviksi ruohikkoiset tai heinikkoiset aukeat maat, joilla kasvaa korkeintaan yksittäisiä puita siellä täällä (Mussaari 2007). Ominaisuuksiensa perusteella niityt jaotellaan kuiviin, tuoreisiin ja kosteisiin niittyihin. Näistä yleisimpiä ovat tuoreet niityt, joita esiintyy koko maassa, kun taas kuivia niittyjä eli ketoja on jäljellä enää hyvin vähän (Vainio ym. 2001). Perinteisesti niittyjä on hoidettu niittämällä tai laiduntamalla, mutta alueita, jotka on pidetty kunnossa yksinomaan näillä menetelmillä, on jäljellä hyvin vähän. Monet niistä ovat paikallisesti tai valtakunnallisesti arvokkaita suojelukohteita. Tuoreista ja kosteista niityistä laidunnetaan noin kahta kolmasosaa, kun taas niittäminen on kunnossapitotoimista käytössä vain neljällä prosentilla niityistä. Kuten muutkin perinnebiotoopit myös niityt vaativat jatkuvaa kunnossapitoa ja hoitotoimenpiteitä.

Ihmisen muokkaamina ympäristöinä niityt ja muut perinnebiotoopit ovat jatkuvasti häiriöille alttiina. Keskimääräisten häiriöiden hypoteesin mukaan hoidettujen niittyjen kyky ylläpitää monimuotoista kasvi- ja eläinlajistoa – ja sen myötä niveljalkaislajistoa – on suurempi kuin vastaavilla hoitamattomilla tai luonnonvaraisilla niityillä tai niittymäisillä alueilla (Shea ym. 2004). Laidunnuksen aiheuttamat häiriöt ovat jatkuvia mutta jaksottaisia laidunnettavan alueen vaihtamisen vuoksi. Niitto puolestaan toteutetaan yleensä kerran kesässä (Vainio ym. 2001).

Niitto ja laidunnus vaikuttavat lähtökohtaisesti hieman eri mekanismien kautta niittyjen lajistoon. Karja talloo maata laiduntaessaan, mikä muuttaa maan ominaisuuksia ja vaikuttaa kasvilajistoon (Curry 1994, Morris 2000). Lisäksi karja myös valikoi ravintokasvinsa ja muuttaa näin kasvilajien välisiä suhteita, mikä vaikuttaa puolestaan tietyistä kasvilajeista riippuvaan niveljalkaislajistoon (Morris 2000), joskin naudat valikoivat ravintokasvinsa tarkemmin kuin lampaat. Nautakarjan laiduntamalla maalla muun muassa hämähäkkejä on runsaammin kuin lampaiden laiduntamalla (Bell ym. 2001). Laidunnetulla maalla yleisesti

ottaen hyönteisten lajimäärä on alhaisempi kuin laiduntamattomalla, ja edelleen laidunnuksen lisääminen vähentää lajistoa (Kruess & Tschardt 2002). Saalistajien ja saaliiden välisiin suhteisiin laidunnuksen intensiteetti ei vaikuta, joten saalistajalajien määrän tulisi vähentyä laidunnuksen lisääntyessä. Kuitenkin Batáry ym. (2008) toisaalta havaitsivat, että laidunnuksen intensiteetillä ei ole vaikutusta hämähäkkien yksilö- eikä lajimäärään.

Niitossa niitettävät kasvilajit eivät valikoidu, vaan koko kasvustosta tulee tasapitkä, ja sitä voidaan perustellusti pitää katastrofaalisena häiriönä (Morris 2000). Lyhentynyt kasvusto vähentää sekä niveljalkaisten yksilö- että lajimäärää, joskin jotkin lajiryhmät, esimerkiksi kovakuoriaiset, hyötyvät matalasta kasvustosta. Hämähäkkien, erityisesti vain vähän liikkuvien lajien, on todettu vähenevän niittämisen myötä (Cattin ym. 2003). Niiton ajankohdalla on myös merkitystä hämähäkkien runsauteen ja monimuotoisuuteen (Bell ym. 2001). Kesäaikaan sijoittuva niitto on monille niveljalkaisyhteisöille haitallisempaa kuin keväeseen tai syksyyn sijoittuva.

Tieverkosto halkoo ja sen myötä pirstoo metsiä, niittyjä ja monia muita luontaisia elinympäristöjä. Teitä reunustavilla pientarilla on jonkin verran yhtäläisyyksiä niittyihin, erityisesti niittomaihin. Ne ovat ravinteikkuudeltaan varsin samankaltaisia (Saarinen ym. 2005). Pientaret myös leikataan tyypillisesti kerran tai kaksi kesässä kuten niittomaatkin (Saarinen ym. 2006). Leikkaamisen lisäksi myös liikenne aiheuttaa pientarille merkittäviä häiriöitä (Spellerberg 1998), ja pienemmilläkin teillä se lisää eläinten kuolleisuutta (Yamada ym. 2010, Magioli ym. 2019).

Tienpiennarten on kuitenkin todettu auttavan ylläpitämään niveljalkaislajiston monimuotoisuutta ja tarjoavan elinympäristön harvinaisemmillekin lajeille (Noordijk ym. 2009). Pientaret tarjoavat paitsi kesän ajalle suojaavaa kasvillisuutta elinympäristöksi myös talvehtimismahdollisuuksia laajalle kirjolle niveljalkaisia (Schaffers ym. 2012), minkä takia pientaria voisi hyödyntää mahdollisesti

luonnonsuojelussakin (Noordjik ym. 2009). Pientarilla kykenee elämään muun muassa uhanalaisia mehiläis- ja ampiaislajeja, jotka ovat elinympäristönsä osalta spesialisteja (Heneberg ym. 2017).

Suomessa pientaret voisivat toimia ponnahtuslautana tai väliaikaisena elinympäristönä lajeille, jotka elävät harvinaistuvissa elinympäristöissä kuten juuri niityillä ja muissa maatalousmaisissa ympäristöissä (Koivula ym. 2005). Peltojen ympäristössä muun muassa maakiitäjäisten on havaittu liikkuvan viljelymaiden ja niitä reunustavien tienvierusten välillä sopivamman elinympäristön perässä (Varchola & Dunn 1999), mutta esimerkiksi pientarista leviämisyvälinä eri lajeille on toistaiseksi verrattain niukasti tutkimusta (Villemey ym. 2018).

1.4 Tutkimuskysymykset ja hypoteesit

Tämän tutkimuksen päämääränä on selvittää, voidaanko perinnebiotooppien eri hoitotavoilla ylläpitää yhtä runsasta ja monimuotoista hämähäkkilajistoa. Toiseksi näitä perinteisten hoitomenetelmien muovaamia lajistoja verrataan tienpiennarten lajistoon, jotta nähdään, voivatko pientaret toimia vaihtoehtoisina elinympäristöinä tai pakopaikkoina lajeille perinnebiotooppien vähentyessä.

Ensimmäinen tutkimuskysymykseni: eroavatko laidunten ja niittomaiden hämähäkkien runsaus ja monimuotoisuus toisistaan? Tätä tutkitaan mittaamalla kohdealueille hämähäkkien yksilömäärä, lajimäärä sekä monimuotoisuusindeksi. Odotettavissa on, että laidunten hämähäkkiyhteisö ei ole yhtä monimuotoinen ja runsas kuin niittomaiden (muun muassa Kruess & Tscharrntke 2002).

Toinen tutkimuskysymykseni: eroavatko tienpiennarten ja perinnebiotooppien hämähäkkien runsaus ja monimuotoisuus toisistaan, ja voiko tästä päätellä piennarten pystyvän toimimaan vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinnebiotooppien hämähäkkilajistolle? Pientarillekin mitataan hämähäkkien yksilömäärä, lajimäärä sekä monimuotoisuusindeksi ja verrataan tätä

perinnebiotooppien vastaaviin tuloksiin. Piennarten hämähäkkilajistoa on tutkittu vähän, joten varsinaista ennustetta ei ole.

2 TUTKIMUSAINEISTO JA -MENETELMÄT

2.1 Aineiston keruu

Tutkimuksessa käytetty aineisto kerättiin kesällä 2014 osana interventioekologian tutkimusryhmän suurempaa hanketta, jossa tutkittiin niittyjen hoidon ja eliöstön vuorovaikutussuhteita. Aineisto kerättiin kuoppapyydyksillä kolmea eri hoitomenetelmää edustavilta kohteilta: laitumilta, niittomailta ja koneellisesti leikattavilta tienpientarilta. Kohteet sijaitsivat eri puolilla Keski-Suomen maakuntaa. Niittomaa- ja laidunkohteet olivat perinteisten tapojen mukaisesti hoidettuja, pientaret puolestaan sijaitsivat päällystettyjen teiden varsilla, minkä lisäksi niiden tuli olla riittävän leveitä ja tarpeeksi kaukana asutuksista, jotta ne muistuttaisivat riittävästi niittyjä.

Kultakin tyypiltä oli mukana kaksitoista kohdetta, yhteensä siis 36 kohdetta, joista laidunten ja niittomaiden kymmenen pyydystä sijoitettiin seuraavalla tavalla: noin alueen keskikohdasta valittiin satunnaisesti suunta, jonka varrelle vasemmalle puolelle asetettiin kymmenen metrin välein 2 m × 2 m -kokoiset kasviruudut. Kuhunkin kaivettiin pyydyksiä varten kaksi kuoppaa, jotka sijaitsivat ruudun vastakkaisissa kulmissa.

Jokaiseen kuoppaan asetettiin 2 dl:n kertakäyttömuki siten, että mukin reuna oli mahdollisimman samalla tasolla maanpinnan kanssa. Mukeihin kaadettiin vahvaa, lähes kylläistä ruokasuolaliuosta, johon oli lisätty saippuaa. Suolaliuoksen tehtävä oli tappaa ja lyhytaikaisesti säilöä kuoppaan pudonneet eläimet, saippua puolestaan poisti liuksesta pintajännityksen, jotta eläimet eivät päässeet kiipeämään ulos vaan upposivat nesteeseen. Lopuksi pyydyksen päälle asetettiin

naulojen avulla katos siten, että mukin ja katon väliin jäi noin yhden senttimetrin korkuinen rako, josta eläimet mahtuivat kulkemaan pyydykseen.

Tienpiennarkohteilla asetelma oli muuten samanlainen, mutta ruutujen linja kulki tien suuntaisesti, joten suuntaa ei ollut satunnaistettu. Tietä lähempi pyydyksistä sijoitettiin tien leveysuunnassa kohtaan, jossa kasvillisuus alkoi.

Pyydykset vietiin paikoilleen toukokuun viimeisten päivien aikana. Ne käytiin kokemassa kahdesti, kun ne olivat saaneet olla paikoillaan kolme viikkoa. Ensimmäinen pyyntijakso päättyi hieman kesäkuun puolivälin jälkeen ja toinen vähän ennen heinäkuun puoliväliä. Kohteet käytiin läpi aina samassa järjestyksessä pyyntijaksojen pituuksien yhdenmukaistamiseksi. Pyydyksiin päätyneet, tutkimuksessa analysoitavat eläimet säilöttiin noin 70-prosenttiseen etanoliin. Ensimmäisellä koennalla pyydykset täytettiin tyhjennyksen jälkeen uudella suola-saippualliuoksella; toisen koennan yhteydessä, ennen tienpiennarten niittoa, pyydykset kerättiin pois maastosta.

2.2 Hämähäkkien määrittäminen

Hämähäkit poimittiin aineistosta erilleen ja määritettiin sen jälkeen niin pitkälle kuin mahdollista, mieluiten lajilleen asti. Nuoria yksilöitä ei pääsääntöisesti ollut mahdollista tunnistaa sukutasoa pidemmälle eikä toisinaan kuin heimolleen, mutta osassa tapauksista lajitasoinenkin määrittäminen oli mahdollinen. Lisäksi jo ennen määrittämisen alkua oli tehty linjaus, että Linyphiidae-heimon yksilöitä ei määritettäisi heimotasoa pidemmälle. Syitä oli kaksi: heimon lajit ovat suurimmaksi osaksi pieniä ja keskimääräistä selvästi vaikeampia määrittettäviä, ja soveltuvaa määrittämiskirjallisuutta ei ole juurikaan saatavilla. Heimotasoa pidemmälle menevä määrittäminen olisi lisännyt virheellisten määrittämisten lukumäärää ja tuonut tuloksiin epätarkkuutta.

Oman ongelmansa toivat vielä huonokuntoiset yksilöt, jotka olivat tuhoutuneet joko käsittelyssä tai säilytyksessä niin pahoin, että määrittäminen ei ollut

mahdollista käytössä olleiden menetelmin tiettyä taksonitasoa pidemmälle. Tällaisia tapauksia ei ollut kovin monta, joten sen vaikutus tuloksiin ei ole oleellinen.

Määrittämisessä oli käytössä vakio-objektiivilla ja -okulaareilla 50-kertaiseen suurennukseen kykenevä Prodin stereomikroskooppi mallia SMZ-168, jonka objektiiviin oli kiinnitetty led-rengasvalo. Suurennus riitti lähes poikkeuksetta riittävän pienten yksityiskohtien tutkimiseen. Voimakkaampi suurennus olisi edellyttänyt optiikalta parempaa resoluutiota.

Määrittämissäkirjallisuutena toimi ensisijaisesti Sven Almqvistin kaksiosainen kirja *Swedish Araneae, part I & II* (2005 ja 2007) sekä toissijaisesti Michael J. Robertsin kirja *Collins field guide to the spiders of Great Britain and Northern Europe* (1995) ja kolme hämähäkkien tunnistamiseen ja määrittämiseen keskittyvää verkkosivustoa (<https://araneae.nmbe.ch/>, <https://wiki.arages.de/> ja <https://arachno.piwigo.com/>). Käytetty tieteellinen nimistö on ensin mainitun sivuston mukainen, koska se on ajantasaisin. Lajilistan (Liite 1) suomenkielinen, uudistettu, vielä osin keskeneräinen nimistö on kirjasta *Hämikki ja seitsemän seittiä* (Pajarre 2014), ja teoksesta puuttuvat lajinimet ovat Markku Huttusen toistaiseksi julkistamattomasta nimiehdotuslistasta. Määrittäykset (yksilöiden heimo, suku ja laji sekä sukupuoli) oheistietoineen (kohde, pyydystenkoentajakso, kuopan tiedot, muut huomiot) syötettiin taulukko-ohjelmaan, jolla tehtiin myös aineiston esikäsittely eri tarkoituksiin ja analyysiin.

2.3 Analysointi

Analyysien taksonien välisiä vertailuja varten kunkin kohteen kunkin taksonin yksilömäärät laskettiin yhteen. Näin jokaisen kohteen jokaista taksonia kuvaa pelkästään taksonien kokonaisuusyksilömäärä, koska tutkimuksessa ei ollut kiinnostuttu taksonien sukupuolijakaumista eikä toisaalta pyydyskuoppien välillä oletettu olevan tutkimuksen kannalta ekologisesti olennaisia eroja.

Ensimmäisenä aineistosta vertailtiin eri kohdetyypeiltä pyydyksiin kertyneitä kokonaisyksilömääriä yksisuuntaisella varianssianalyysillä. Lisäksi, jos sen mukaan eroja oli, kohteiden yksilömääriä verrattiin pareittain toisiinsa Tukeyn parittaisvertailulla, jotta nähtiin, mitkä kohdetyypit erosivat toisista. Koska kaikilta kohteilta ei löydetty jokaista pyydystä, yksilömäärien suora vertailu keskenään olisi tuottanut tilastollisesti vääristyneitä tuloksia. Tämän korjaamiseksi kohteiden kokonaisyksilömäärät jaettiin kohteilta löydettyjen pyydysten lukumäärällä ja vertailtiin pyydysten keskimääräisiä taksonimääriä. Analyyseissa käytettiin IBM SPSS Statics -ohjelmaa (versio 24).

Seuraava askel oli vertailla keskenään kohteilta löytyneiden taksonien määriä taksonitasoittain huomioimatta niiden välisiä runsaussuhteita. Tähänkin käytettiin yksisuuntaista varianssianalyysia ja Tukeyn parittaisvertailua tai, jos muuttujien homoskedastisuusoletus ei toteutunut, Brownin–Forsythen testiä ja parittaisvertailuun Dunnetin T3-testiä.

Viimeisenä vaiheena oli verrata kohdetyyppien välistä monimuotoisuutta. Ekologisen monimuotoisuuden mittaamiseksi on kehitetty useita erilaisia laskentatapoja eri tarkoituksiin ja eri lähtökohtien pohjalta. Yksi yleisimmin käytetyistä on Shannonin indeksi H , joka tässäkin tutkimuksessa laskettiin kullekin kohteelle lajimääritysten perusteella (Shannon 1948). Sen lauseke on

$$H = -\sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$$

missä p_i on taksonin i yksilöiden osuus koko tutkittavan kohteen yksilömäärästä.

Vaikka Shannonin indeksi onkin monimuotoisuusindeksi, sille ei ole suoraa biologista tulkintaa. Sen pohjalta voidaan kuitenkin määrittää kullekin tutkitulle kohteelle niin sanottu todellinen monimuotoisuus 1D , joka saadaan korottamalla e (luonnollisen logaritmin kantaluku) potenssiin H (Tuomisto 2010):

$${}^1D = e^H$$

Saatu suure kuva sellaista taksonimäärää, joka keskenään yhtä runsaina esiintyessään antaisi saman Shannonin indeksin arvon kuin se, jonka pohjalta 1D laskettiin. Todellinen monimuotoisuus on puhtaasti laskennallinen ja huomioi lajien keskinäiset runsaussuhteet: samalla yksilömäärällä saadaan suurempi monimuotoisuus, kun eri lajien yksilömäärät ovat lähellä toisiaan. Vastaavasti yksi hallitseva laji johtaa pienempään todelliseen monimuotoisuuteen. 1D :n voi laskea yhtä hyvin heimojen kuin lajienkin pohjalta, ja tässä tutkimuksessa laskettiin 1D niin lajeille, suvuille kuin heimoillekin. Näin saatuja kohteittaisia monimuotoisuuksia verrattiin toisiinsa kohdetyypeittäin niin ikään samoilla analyyseilla kuin yllä.

3 TULOKSET

3.1 Lajikoostumus

Kaikkiaan aineistossa oli 11 129 hämähäkkiyksilöä, jotka jakautuivat 15 eri heimoon, 37 sukuun ja 71 lajiin. Kokonaisyksilömäärästä niittomaiden osuus oli 4 191 yksilöä (12 heimoa, 24 sukua, 48 lajia), laidunten 3 507 yksilöä (10 heimoa, 22 sukua, 47 lajia) ja piennarten 3 431 yksilöä (15 heimoa, 37 sukua, 60 lajia). Havaintojen tarkempi erittely on lajilistassa (Liite 1).

Vallitsevana hämähäkkiheimona oli Lycosidae, jota oli selvästi enemmän kuin puolet havainnoista jokaisella kohdetyypillä (niittomailla 62,9 %, laitumilla 56,6 % ja pientarilla 58,3 %). Toiseksi runsain heimo kaikilla kohdetyypeillä oli Linyphiidae (niittomailla 16,8 %, laitumilla 20,8 % ja pientarilla 19,4 %). Kolmanneksi runsain heimo oli Tetragnathidae sekä niittomailla (7,2 %) että laitumilla (13,3 %), pientarilla puolestaan Gnaphosidae (8,8 %).

Jokaisella kohdetyypillä selvästi runsain suku oli *Pardosa* (osuus niittomailla 57,8 % sukutasolle määritetyistä yksilöistä, laitumilla 58,7 % ja pientarilla 40,3 %).

Seuraavaksi runsaimmat suvut olivat niittomailla *Trochosa* (13,7 %), *Pachygnatha* (8,8 %), *Phrurolithus* (3,5 %) ja *Drassyllus* (1,9 %), laitumilla *Pachygnatha* (17,0 %), *Piratula* (5,1 %), *Drassyllus* (4,8 %) ja *Trochosa* (4,4 %) ja pientarilla *Trochosa* (11,3 %), *Xerolycosa* (10,0 %), *Phrurolithus* (9,7 %) ja *Piratula* (6,8 %).

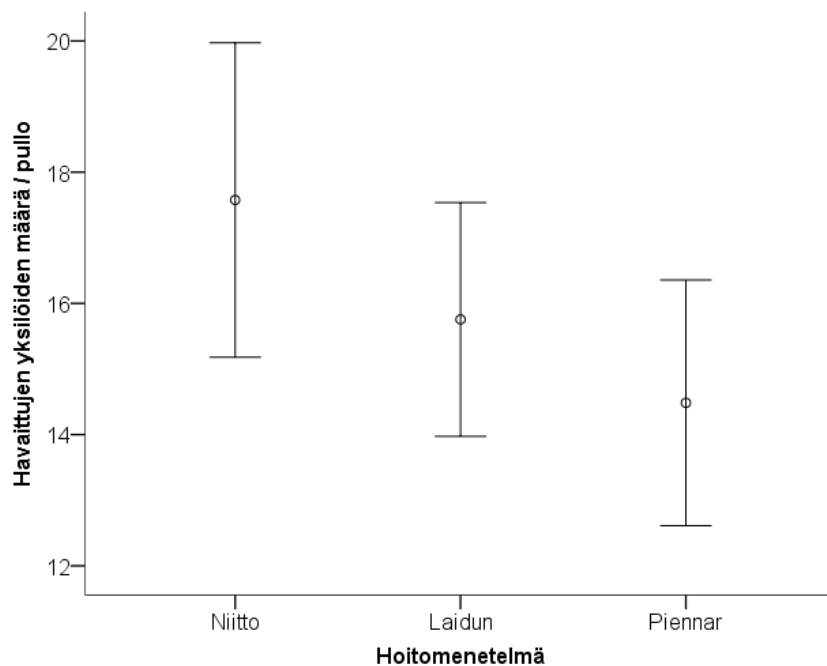
Niittomaiden runsaimmat lajit olivat *Pardosa riparia* (37,9 % lajilleen määritetyistä yksilöistä), *Pardosa fulvipes* (13,2 %), *Pachygnatha degeeri* (11,4 %), *Pardosa lugubris* (8,0 %) ja *Phrurolithus festivus* (4,7 %). Laidunten runsaimmat lajit puolestaan olivat *Pardosa palustris* (26,3 %), *Pachygnatha degeeri* (18,9 %), *Pardosa pullata* (11,5 %), *Pardosa fulvipes* (8,7 %) ja *Pardosa lugubris* (7,6 %). Pientarilla runsaimmat lajit taas olivat *Pardosa lugubris* (16,3 %), *Phrurolithus festivus* (12,9 %), *Pardosa fulvipes* (11,2 %), *Pardosa riparia* (9,5 %) ja *Piratula hygrophila* (8,4 %).

Löydetyistä heimoista 3 tuli yksinomaan pientarilta, vastaavia eksklusiivisia heimoja ei niittomailla ja laitumilla ollut ainuttakaan. Sukujen kohdalla oli samankaltainen tilanne: niittomailta ja laitumilta ei löytynyt ainuttakaan sukua, jota ei olisi löytynyt joltakin toiselta kohdetyypiltä. Pientarilta puolestaan löytyi tällaisia sukuja peräti 12. Lajeista 3 esiintyi vain niittomailla ja 15 yksinomaan pientarilla. Laitumilta ei lajeistakaan havaittu sellaisia, joita ei ainakin yhdeltä muulta kohdetyypiltä olisi löytynyt. Huomioitavaa on, että suurin osa kaikista eksklusiivisista havainnoista – erityisesti suku- ja heimotasoisista – on sellaisia, että kyseistä taksonia tuli pyydyksistä vain yksi yksilö.

Heimoista 2 oli sellaisia, joita esiintyi kahdella muulla kohdetyypillä mutta puuttui laitumilta. Suvuista laitumilta puuttui 3, niittomailta 1. Lajeista puolestaan laitumilta puuttuvia oli 6, niittomailta 6 ja pientarilta niin ikään 6. Ehkä huomionarvoisinta oli, että tutkimuksessa havaituista *Xysticus*-suvun (Thomisidae) 5 lajista 4:ää ei löytynyt pientarilta lainkaan, ainoa poikkeus oli *X. ulmi*. *Xysticus*- ja *Drassyllus*-sukujen edustajia (2 lajia, joita ei löytynyt pientarilta) lukuun ottamatta kaikkia muilta kohdetyypeiltä löydettyjä lajeja havaittiin myös pientarilla.

3.2 Yksilömäärät

Kohdetyypit eivät yksilömäärien puolesta eronneet toisistaan ($F = 0,562$, $df_1 = 2$, $df_2 = 11\,129$, $P = 0,575$). Yksilömääriä verrattiin laskemalla yhteen kunkin kohteen hämähäkkiyksilömäärät ja jakamalla löydettyjen kuoppien lukumäärällä. Niittomaiden pyydyskuopista tuli keskimäärin 18 hämähäkkiyksilöä (Kuva 1). Hajonta kuoppien välillä oli suurta: niittomaakohteiden vähiten hämähäkkejä sisältäneiden kuoppien yksilömäärien keskiarvo oli noin 8 yksilöä, eniten yksilöitä sisältäneiden kuoppien keskiarvo puolestaan oli noin 37 yksilöä. Vastaavasti laidunten kuopista tuli keskimäärin 16 yksilöä vaihteluvälillä 10–29 ja piennarten kuopista keskimäärin 14 yksilöä vaihteluvälillä 5–31. Yksittäisten kuoppien välinen vaihtelu oli vielä tätäkin suurempaa.

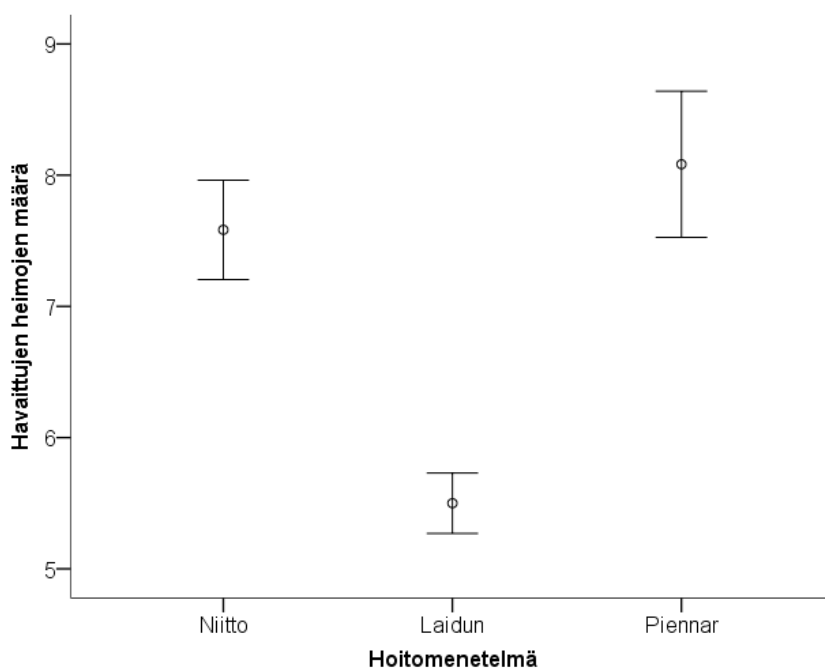


Kuva 1. Eri kohdetyyppien pyydyskuoppien hämähäkkien yksilömäärien keskiarvot keskivirheineen. Erojen havainnollistamiseksi pysty akseli ei kuvassa ala nolasta.

3.3 Taksonimäärät

Heimoja löytyi sekä niittomailta että pientarilta keskimäärin 8. Keskimääräinen vaihteluväli oli niittomailla 5-10 ja pientarilla 6-11. Laitumilla heimolöytöjen keskiarvo jäi alle 6:een, ja vaihteluväli niillä oli 4-7.

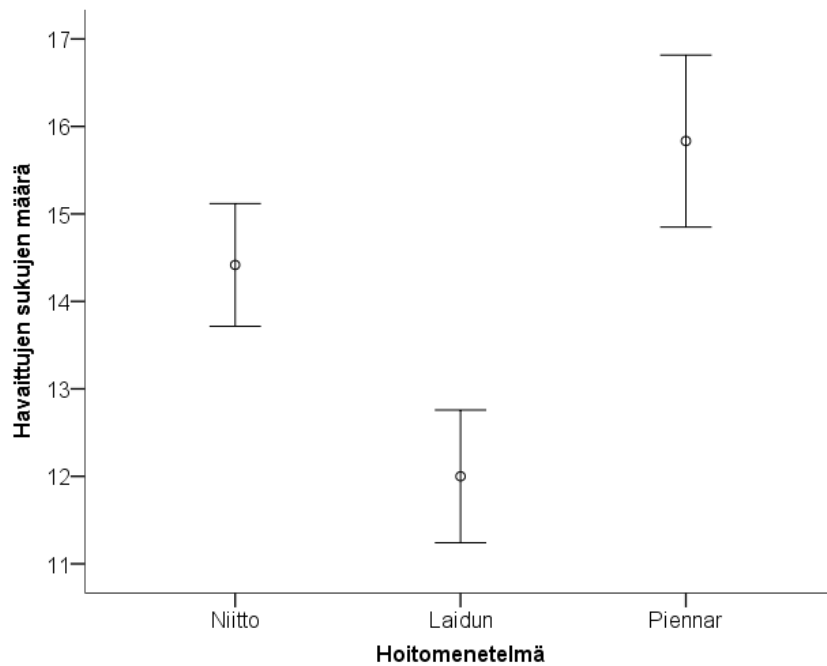
Kohdetyypit erosivat toisistaan havaituissa heimomäärissä ($F_{B-W} = 11,12$, $df_1 = 2$, $df_2 = 23,61$, $P < 0,001$) (Kuva 2). Parittaisvertailussa laitumet erosivat sekä niittomaista ($P = 0,001$) että pientarista ($P = 0,002$): laidunten heimomäärä on pienempi kuin muilla kohdetyypeillä. Sen sijaan niittomaiden ja piennarten heimomäärät eivät eronneet toisistaan ($P = 0,84$).



Kuva 2. Havaittujen heimojen määrien keskiarvot keskivirheineen eri kohdetyypeillä. Erojen havainnollistamiseksi pysty akseli ei kuvassa ala nolasta.

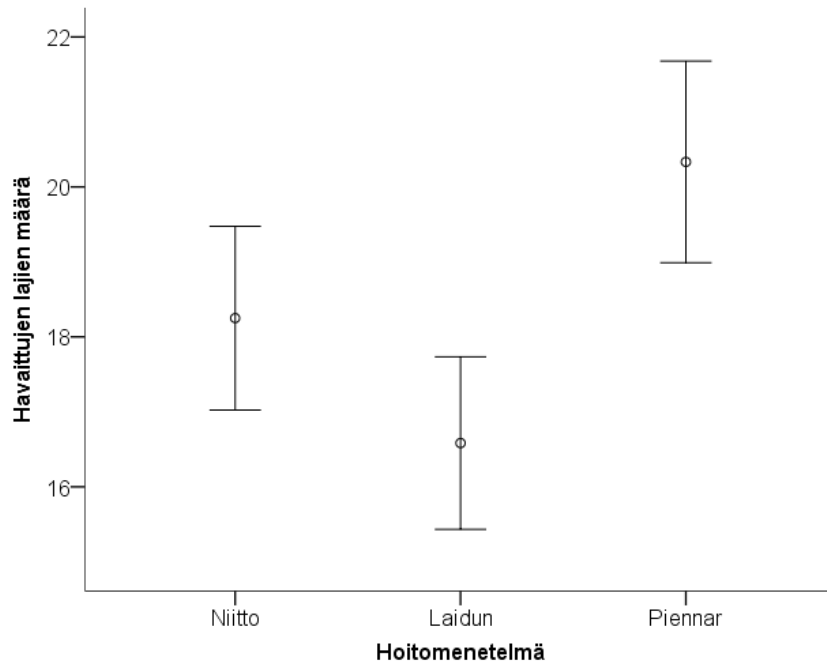
Hämähäkkisukuja löytyi niittomailta keskimäärin noin 14. Vähäsukuisimpien kohteiden keskiarvo oli 11, runsassukuisimpien 19. Laitumilla sukuja havaittiin keskimäärin 12, kohteiden keskivaihteluväli oli 7-17. Piennarten keskimääräinen sukihavaintojen määrä oli 16 vaihteluväliltään 12-23.

Myös hämähäkkipokkujen osalta kohdetyypit erosivat toisistaan ($F = 5,539$, $df = 2$, $P = 0,008$), joskin erot kohdetyyppien välillä tasoittuivat heimotasoon verrattuna (Kuva 3). Sukujen osalta laitumet erosivat edelleen pientarista ($P = 0,007$) mutta eivät niittomaista ($P = 0,111$). Myöskään piennarten ja niittomaiden välillä ei ollut eroa ($P = 0,452$).



Kuva 3. Havaittujen sukujen määrät keskimääräiseen eri kohdetyypeillä. Erojen havainnollistamiseksi pystyakseli ei kuvassa ala nolasta.

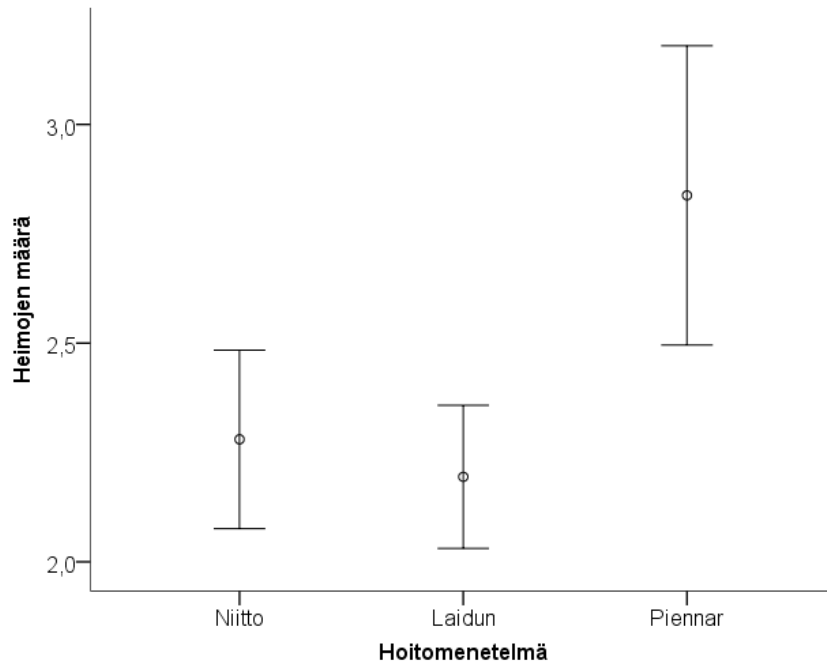
Hämähäkkilajien määrän osalta kohdetyypit eivät eronneet toisistaan ($F = 2,285$, $df = 2$, $P = 0,118$) (Kuva 4). Lajeja esiintyi kohdetyypeistä niittomailla keskimäärin 18, kohteiden keskivaihteluväli oli niillä 12–26. Laitumilla keskimääräinen lajihavaintojen lukumäärä oli 17, niillä keskivaihteluväli oli 8–24. Piennarten lajihavaintomäärä oli hieman suurempi, 20 lajia, keskimääräinen vaihteluväli oli 13–29.



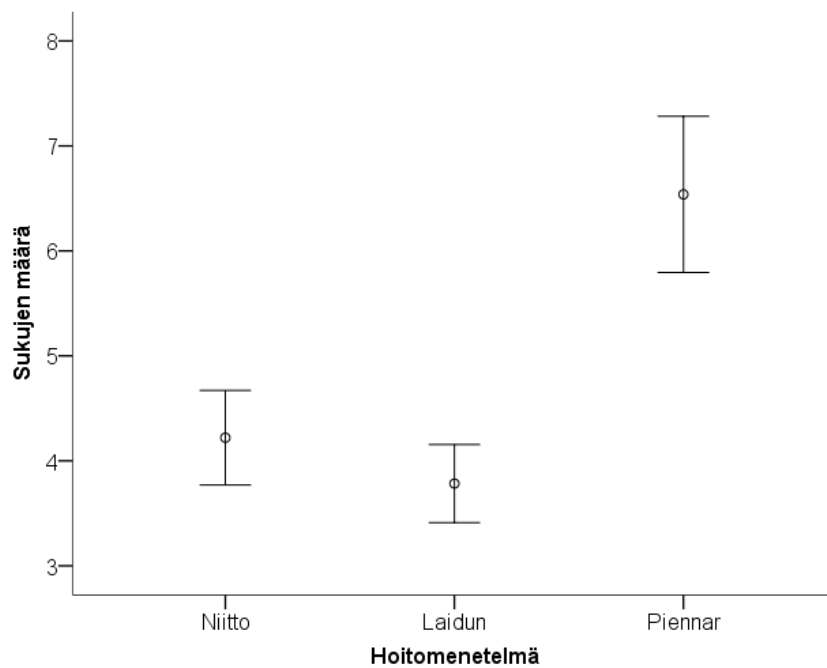
Kuva 4. Kohdetyyppien keskimääräiset havaitut lajimäärät keskivirheineen. Erojen havainnollistamiseksi pysty akseli ei kuvassa ala nolasta.

3.4 Todellinen monimuotoisuus

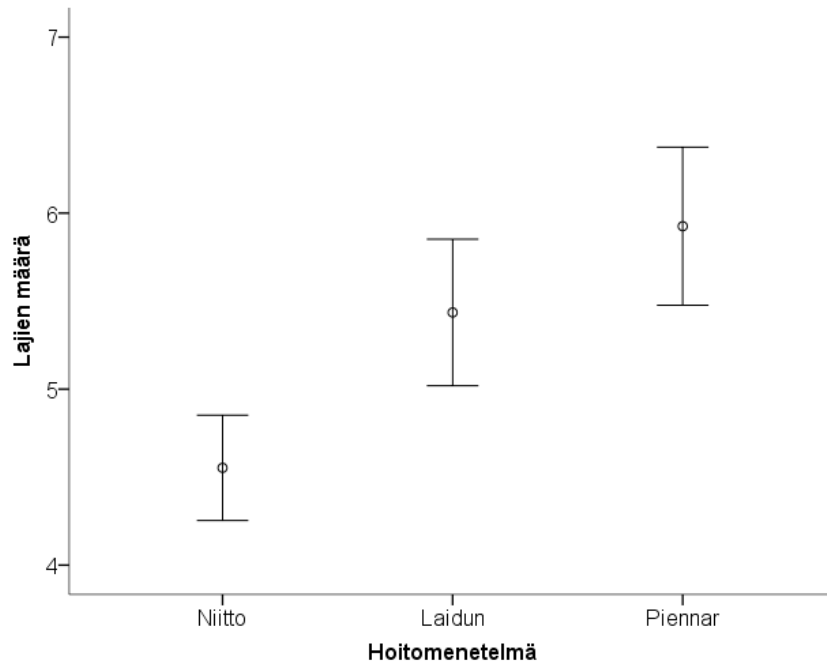
Shannonin indeksin pohjalta johdettujen kohdetyyppien todellisten monimuotoisuuksien analyysi eri taksonitasoilla tuotti vaihtelevia tuloksia. Kohdetyypit eivät eronneet hämähäkkiheimojen monimuotoisuuden puolesta toisistaan ($F = 1,396$, $df = 2$, $P = 0,262$) (Kuva 5). Sen sijaan hämähäkkipuissa kohdetyyppien välillä oli selvä ero ($F = 6,479$, $df = 2$, $P = 0,004$) (Kuva 6). Parittaisvertailu osoitti pientaret monimuotoisemmiksi elinympäristöiksi kuin niittomaat ($P = 0,03$) ja laitumet ($P = 0,005$). Niittomaiden ja laidunten välillä eroa ei sukutasollakaan ollut ($P = 0,74$). Lajitasoisessa tarkastelussa eroja ei ollut havaittavissa ($F = 3,125$, $df = 2$, $P = 0,057$) (Kuva 7).



Kuva 5. Hämähäkkiheimojen keskimääräiset todelliset monimuotoisuudet keskivirheineen eri kohdetyypeillä. Erojen havainnollistamiseksi pysty akseli ei kuvassa ala nolasta.



Kuva 6. Hämähäkkisukujen keskimääräiset todelliset monimuotoisuudet keskivirheineen eri kohdetyypeillä. Erojen havainnollistamiseksi pysty akseli ei kuvassa ala nolasta.



Kuva 7. Hämähäkkilajien keskimääräiset todelliset monimuotoisuudet keskivirheineen eri kohdetyypeillä. Erojen havainnollistamiseksi pystyakseli ei kuvassa ala nolasta.

4 TULOSTEN TARKASTELO

Tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään, voidaanko perinnebiotooppien erilaisilla hoitotavoilla ylläpitää yhtä runsasta ja monimuotoista hämähäkkilajistoa ja toisaalta voivatko pientaret toimia vaihtoehtoisina elinympäristöinä hämähäkeille niittomaiden ja laidunten vähentyessä. Monimuotoisuus vaikutti olevan tienpientarilla jossain määrin jopa suurempaa kuin niittomailla ja erityisesti laitumilla. Havaittavissa oli jonkin asteinen laskeva trendi siirryttäessä pientarilta perinnebiotoopeille. Tulokset viittaavat siihen, että tienpientaret voisivat toimia vaihtoehtoisina elinympäristöinä ainakin osalle hämähäkkilajeista.

4.1 Laidunten ja niittomaiden väliset monimuotoisuuserot

Tutkimuksen perusteella hämähäkkejä esiintyy yksilömääräisesti yhtä runsaasti laitumilla ja niittomailla. Jälkimmäisiltä saatu kokonaisyksilömäärä oli korkeampi, mikä se johtui osittain siitä, että laitumilta ei joko löydetty kaikkia pyydyksiä tai eläimet olivat talloneet ne rikki, ja mikä huomioitiin analyysissä. Hajonta kohteiden välillä oli suurta molemmilla kohdetyypeillä, joten pieni ero pyydysten keskimääräisessä yksilömäärässä menee täysin satunnaisvaihtelun rajoihin. Tulos on samansuuntainen muun muassa maakiitäjäisistä tehtyjen havaintojen kanssa (Grandchamp ym. 2005): niittomaiden kokonaisyksilömäärä oli suurempi kuin laidunten, mutta kohteiden keskiyksilömäärät eivät eronneet toisistaan. Toisaalta esimerkiksi suorasiipisillä on havaittu, että etelään avautuvilla laidunmailla yksilömäärät ovat suurempia kuin niittomailla (Weiss ym. 2012).

Yhtenevistä yksilömääräistä huolimatta niittomailla havaittiin yksilöitä useammista heimoista. Selittävä tekijä on todennäköisesti häiriöiden laadusta aiheutuva kasvillisuuden rakenne: laitumilla laiduntajat pitävät sen jatkuvasti matalana, kun taas kerran kesässä niitettävällä niittomaalla kasvillisuus pääsee kasvamaan korkeaksi. Korkea kasvillisuus puolestaan tarjoaa enemmän elinympäristöjä erilaisissa ekologisissa lokeroissa eläville eliöille (Murdoch ym. 1972, Southwood ym. 1979). Tämän vuoksi verkolla saalistavia yksilöitä päätyy saalistuspaikkaa vaihtaessaan toisinaan kuoppapyydyksiin, mikä voi nostaa havaittujen ylempien taksonien lukumäärää.

Pyydyksiin päätyneiden verkolla saalistavien hämähäkkien osuus oli kuitenkin suhteellisesti pieni: lajitasoisista määrityksistä, joista puuttui Linyphiidae-heimon edustus, verkolla saalistavia yksilöitä oli tutkimuksen hämähäkkien kokonaisyksilömäärästä noin prosentin verran, pääasiassa Theridiidae-heimon yksilöitä useammasta suvusta. Kun pidemmälle määrittämättömät Linyphiidae-heimon yksilöt lasketaan mukaan, verkolla saalistavia yksilöitä oli noin 19,3 prosenttia kokonaisyksilömäärästä.

Siirryttäessä heimoista sukujen kautta lajitasolle tuloksissa havaitaan taksonimäärien trendimäinen lähentyminen niittomaiden ja laidunten välillä. On mahdollista, että molemmilla kohdetyypeillä tavallisemmista heimoista esiintyy sen verran paljon eri sukujen ja lajien edustajia, että näiden taksonien havaitut lukumäärät häivyttävät erot kohdetyyppien väliltä.

Todellista monimuotoisuutta verrattaessa niittomaat eivät eronneet laitumista millään tutkituista taksonitasoista. Todellinen monimuotoisuus huomioi taksonien keskinäiset runsaussuhteet osiossa 2.3 kuvatulla mekanismilla, ja erojen häviäminen selittynee sillä, että niittomailla on yhdellä tai kahdella taksonilla vahva yliedustus muihin verrattuna – erityisesti heimotasolla. Heimon Lycosidae yksilöiden osuus niittomailla olikin edellä mainittu 62,9 %, kun vastaava osuus laitumilla oli 56,6 %. Havaituissa heimomäärissä ollut selvä tilastollinen ero katosikin laskettaessa todellista monimuotoisuutta. Myöskään Warui ym. (2005) eivät havainneet eroa kuoppapyydyksistä kerättyjen hämähäkkien monimuotoisuudessa laidunnettujen ja laiduntamattomien alueiden välillä. Heidän tutkimuksessaan tosin juoksemalla saalistavat lajit menestyivät laidunnetuilla alueilla paremmin kuin laiduntamattomilla, kun taas tässä tutkimuksessa niittomailla esiintyi yksilömääräisesti selvästi enemmän juoksemalla saalistavia hämähäkkejä (Liite 1).

Heimojen määrissä havaittu ero tukee keskimääräisten häiriöiden hypoteesia (Connell 1978). Kerran tai kaksi kesässä niitettävien niittyjen kasvillisuus ehtii niittojen välillä kasvaa korkeammaksi, mikä tarjoaa enemmän erilaisia elinympäristöjä ja mahdollistaa useamman, elintavoiltaan erilaisen eliöryhmän elämisen ympäristössä (Southwood ym. 1979). Vastaavanlaisia tuloksia on saatu aiemminkin tutkittaessa, millaisia vaikutuksia niveljalkaisiin on kasvillisuuden koneellisella leikkaamisella, joka on häiriönä samankaltainen niittämisen kanssa. Luteiden ja kaskaiden runsauden ja monimuotoisuuden on havaittu vähenevän kasvillisuuden leikkaamisen myötä (Morris 1979, Morris 1981). Toisaalta

vaikutukset eivät ole yhtä voimakkaita kaikissa niveljalkaisryhmissä, kuten Morris & Rispin (1987) ovat osoittaneet kovakuoriaisilla.

Häiriöiden voimakkuus ja intensiteetti vaikuttavat alueiden eliöyhteisöjen koostumukseen. Ympäristöt, jotka kokevat voimakkuudeltaan keskitasoisia häiriöitä, voivat ylläpitää monimuotoisempaa lajistoa kuin intensiivisempien häiriöiden ympäristöt. Tähän viittaavat muun muassa aiemmin toteutetut tutkimukset hämähäkeillä (Lyons ym. 2018a, Szmatoña-Túri ym. 2019) ja hyppyhäntäisillä (Komonen & Kataja-aho 2017). Tämä tutkimus ei suoraan tue tätä käsitystä, koska niittomailla ja laitumilla ei ollut eroavaisuuksia monimuotoisuudessa. Toisaalta laidunnettujen niittyjen osalta ei eritelty niiden laidunnusintensiteettiä, vaikka kohteiden joukossa oli niin nautojen ja hevosten kuin lampaidenkin laiduntamia kohteita.

Tässä tutkimuksessa laidunkohteita ei ollut jaoteltu myöskään niiden tyyppin mukaan esimerkiksi niitty- ja metsälaitumiin. Kuitenkin laidunnetulla ympäristöllä voi olla vaikutusta lajirunsauteen ja monimuotoisuuteen. Muun muassa Szmatoña-Túri ym. (2018) havaitsivat, että pensaikkosilla laitumilla laidunnus vähensi monimuotoisuutta, kun taas niittylaitumilla monimuotoisuus lisääntyi ei-intensiivisen laidunnuksen myötä. Tämän ja edellä mainitun laidunnuksen intensiteettitason huomiotta jättäminen kohteiden jaottelussa yhtäältä vähentää muuttujien määrää mutta tuo toisaalta lisää epätarkkuutta tuloksiin. Kohdealueiden pienehkö lukumäärä ei myöskään olisi mahdollistanut vaikutusten arviointia, koska tilastolliset menetelmät olisivat menettäneet tehoaan.

4.2 Pientaret vaihtoehtoisina elinympäristöinä?

Tienpientarilla elää yhtä paljon hämähäkkejä kuin niittomailla ja laitumilla. Piennarpyydyksistä tuli kohdetyypeistä lukumääräisesti vähiten yksilöitä, mutta ero laitumiin oli marginaalinen. Kun lisäksi eri piennarkohteiden välinen hajonta

yksilömäärissä oli suurta niittomaa- ja laidunkohteiden tapaan, havaitut erot kohdetyyppien välillä mahtuivat helposti satunnaisvaihtelun rajoihin.

Pientarilla esiintyy enemmän eri hämähäkkiheimoja ja -sukuja kuin laitumilla, mutta vastaavaa eroa niittomaihin ei ole. Lajitasolla kohdetyyppien sisäinen hajonta oli niin suurta, että eroa ei ollut enää laitumiinkaan. Havaittavissa oli kuitenkin jonkin asteista trendiä näiden kolmen kohdetyypin kesken: niittomaiden taksonimäärä vaikuttaisi lähestyvän laidunten taksonimäärää, kun siirrytään alemmaa taksonomista tasoa kohti. Vastaavasti piennarten ero näihin vaikuttaisi kasvavan.

Todellisen monimuotoisuuden kohdalla pientaret erosivat niittykohdetyypeistä hämähäkkisukujen osalta. Tulos on hieman yllättävä, koska pelkkiä havaittuja taksonimääriä tarkasteltaessa sukujen runsaudessa merkitseviä eroja ei ollut vaan eroavaisuus näkyi ainoastaan heimomäärissä. Hieman samansuuntaisiin tuloksiin päätyivät myös esimerkiksi Kaur ym. (2019): heidän tutkimuksessaan hämähäkkien ja muurahaisten lajikirjo oli suurempaa tienpientarilla kuin puisilla aroilla, joilla taas oli enemmän hämähäkkilajistoa kuin laitumilla. Samoin piennarten hämähäkkilajiston funktionaalinen monimuotoisuus oli korkeampaa.

Miksi pientarilla vaikuttaisi olevan runsaampi lajisto kuin hyvin monimuotoisina pidetyillä perinnebiotoopeilla? Vai onko kyse harhasta? Ensinnäkin on huomioitava, että yksilömäärä oli pientarilla käytännössä sama kuin laitumilla ja alhaisempi kuin niittomailla. Tämä viittaa piennartenkin tapauksessa siihen, että yksilöt ovat jakautuneet tasaisemmin eri taksonien kesken eikä erityisen hallitsevia taksoneja, erityisesti sukuja, ole toisin kuin niittomailla. Shannonin indeksin ja sen pohjalta lasketun todellisen monimuotoisuuden laskentatapa, joka huomioi taksonien väliset runsaussuhteet, selittää piennarten erottumista muista kohdetyypeistä. Tämä ei kuitenkaan selitä, miksi pientarilla vaikuttaisi elävän runsaammin eri hämähäkkitaksoneja kuin niityillä.

Yhtenä selittävänä tekijänä voisi olla eri kohdetyyppien keskinäinen homo- tai heterogeenisuus. Perinnebiotooppien hoidossa käytetään perinteisen maatalouden menetelmiä, joskin niiden soveltaminen on kirjavaa ja puutteellistakin, eikä läheskään kaikille kohteille ole erityistä hoitosuunnitelmaa (Vainio ym. 2001, Mussaari 2007). Tienpientaria puolestaan ei hoideta lukuun ottamatta koneellista leikkaamista pari kertaa kasvukaudessa. Tältä osin pientaret muistuttavatkin niittomaita: molemmat leikataan kerran tai kaksi kesässä. Molempien maaperän rakenne on myös varsin samankaltainen (Saarinen ym. 2005). Toisaalta niityt ovat tyypillisesti laajahkoja alueita, joiden sisällä ei ole suurta vaihtelua eikä reunavaikutuksia.

Pientarilla reunavaikutus kuitenkin korostuu: yhdellä puolella piennarta rajaa ajorata, mutta toisella puolella voi olla kuivaa kangasta, koivuvaltaista rehevää talousmetsää tai kostea oja. Metsän reunustamalla pientarilla on havaittu elävän monimuotoisempi perhoslajisto kuin maatalousympäristön pientarilla (Saarinen ym. 2005, Villemey ym. 2018). Toisaalta piennarten perhoslajisto ei ole kuitenkaan yhtä monimuotoista kuin niittyjen (Valtonen ym. 2007). Pientarilla on kuitenkin tarjolla enemmän erilaisia mikroilmastoja ja niiden myötä ekologisia lokeroita (Lyons ym. 2018b), mikä suosinee maanpinnassa eläviä hämähäkkejä verrattuna perinnebiotooppeihin. Reunavaikutuksella voi olla osuutensa myös hajahavaintoihin. Monesta verkolla saalistavasta lajista tuli vain yksi yksilö (Liite 1), mikä nosti laji- ja sukuhavaintomääriä mutta ei juurikaan vaikuttanut todelliseen monimuotoisuuteen. Sukuja, joista tuli vain yksi yksilö, oli pientarilla peräti 9, muilla kohdetyypeillä ei ainuttakaan. Siitäkään huolimatta pientaret eivät eronneet sukujen runsaudessa kuin laitumista.

Toinen heimomäärään mahdollisesti vaikuttava piirre pientarissa on niiden välinen kytkeytyneisyys. Siinä, missä niityt ovat metsien, ihmisasutusten tai muiden ympäristöjen toisistaan eristämiä, pientaret voivat olla hyvinkin pitkien etäisyyksien matkalta yhtenäisiä tai toisiinsa kytkeytyneitä. Lajistollisen monimuotoisuuden näkökulmasta eri piennarkohteet eroavat toisistaan (Vona-

Túri ym. 2016), mutta on perusteltua olettaa lajien pystyvän leviämään pientaria pitkin uusille alueille, mikä ei välttämättä ole mahdollista perinnebiotoopeilla eläville, mahdollisesti tietyistä ravintokasvista riippuvaisille lajeille. Pientaria pitkin tapahtuvasta levittäytymisestä on kuitenkin varsin vähän tutkimuksia, ja nekin harvat ovat keskenään jossain määrin tulkinnanvaraisia tai ristiriitaisia (Villemey ym. 2018).

Vaikka pientaret ovat ympäristönä varsin erilaisia kuin perinnebiotoopit, myös niillä häiriöiden voimakkuus ja ajankohta vaikuttavat lajistoon ja monimuotoisuuteen. Kuten aiemmin on todettu, keskimääräisten häiriöiden hypoteesin mukaan harvakseltaan tapahtuvat häiriöt tuottavat korkeimman lajistollisen monimuotoisuuden. On tutkittu, että kahdesti kesässä tapahtuva piennarten leikkaaminen on monimuotoisuuden näkökulmasta parempi tapa kuin leikkaaminen kerran kesässä tai ei lainkaan (Noordijk ym. 2010). Myös käsillä olevan tutkimuksen voidaan ajatella tukevan jossain määrin KHH:ta sen kautta, että monimuotoisuus oli kohdetyypeistä suurimmillaan juuri pientarilla.

Leikkuuajankohdan vaikutusta hämähäkkien monimuotoisuuteen on puolestaan tutkittu peltojen reuna-alueilla (Baines ym. 1998): keskikesään ajoittuva leikkuu on haitallisempaa hämähäkeille kuin kevääseen tai syksyyn ajoittuva leikkuu. Tuloksen voisi olettaa olevan saman myös piennarympäristössä. Toisaalta piennarten rakenteellisella monimuotoisuudella ei ole yhteyttä hämähäkkilajiston koostumukseen (Leonard ym. 2018). Avoimeksi kysymykseksi jää, millä tavalla Suomen pientarilla heinä-elokuussa toteutettava leikkuu vaikuttaa lajistoon. Olisiko loppukesästä suoritettavalla leikkuulla vieläkin suotuisampi vaikutus lajirunsauteen ja monimuotoisuuteen?

4.3 Yhteenveto ja johtopäätökset

Tutkimuksessa laitumet osoittautuivat lajistolliselta monimuotoisuudeltaan niittomaita köyhemmiksi. Niillä voimakas, jatkuvaluonteinen laidunnuspaineen

aiheuttama häiriö estää kasvillisuutta kasvamasta täyteen mittaansa, mikä vähentää monien hämähäkeille sopivien elinympäristöjen määrää. Osalle lajistosta, erityisesti juoksemalla saalistaville lajeille, avoimempi, paahteisempi laidunympäristö sopii kuitenkin paremmin, jolloin ne hyötyvät jatkuvasta häiriöstä suhteessa kilpaileviin saalistajiin. Laidun sopii paremmin myös pioneerilajeille. Niittomailla kasvillisuus taas on rakenteellisesti monimuotoisempaa, minkä ansiosta myös lajistoa on runsaammin ja mikä mahdollistaa ekologisia lokeroita myös kasvillisuuden sekaan saalistusverkon kutoville hämähäkkilajeille.

Tienpientaria ei intuitiivisesti ajateltane monimuotoisuuden kannalta hyviksi paikoiksi vaan lähinnä haitaksi eläimille. Tässä tutkimuksessa ne osoittautuivat silti vähintään yhtä monimuotoisiksi ympäristöiksi kuin niittomaat. Molempien elinympäristöjen kohtaamat häiriöt ovat hyvin samankaltaisia, samoin niiden maaperän rakenne. Tämä merkittävä ero laitumiin saattaa selittää, miksi laitumet eivät ole yhtä monimuotoisia kuin niittomaat ja pientaret. Kun pientaret ovat lisäksi yhteyksissä toisiinsa hyvinkin suurten etäisyyksien päähän, niillä on potentiaalia tarjota tehokas leviämisyväylä lajeille, mikä mahdollistaa suuremman lajistollisen monimuotoisuuden.

Tutkimuskohteena olivat vain juoksemalla saalistavat tai muuten maassa liikkuvat hämähäkit sekä niiden runsaus ja monimuotoisuus, eikä verkolla saalistavia hämähäkkejä huomioitu lukuun ottamatta yksittäisiä kuoppapyydyksiin päätyneitä yksilöitä. Näin saatu aineisto ei ole riittävän kattava pidemmälle menevien päätelmien tekemiseen. Kasvillisuuden rakenteellinen monimuotoisuus suosii verkon avulla saalistavia taksoneja, joten niittomaiden ja piennarten lajistosta jäi todennäköisesti paljon havaitsematta lukuun ottamatta yksittäisiä pyydyskuoppaan harhautuneita yksilöitä. Toisaalta, koska piennarympäristön rakenteellinen monimuotoisuus ei vaikuta niillä elävien yhteisöjen koostumukseen, tämän tutkimuksen tulosten voisi päätellä olevan vähintään suuntaa-antavia. Lisäksi eri kohdetyyppien suhteellisen pienet eroavaisuudet

yksilömäärissä voi viitata niiden samansuuntaiseen kykyyn tarjota resursseja hämähäkkien saaliseläimille ravintoverkon alemmilla tasoilla.

Perinnebiotooppien ja tienpiennarten lajistollisia yhteneväisyyksiä olisi hyvä tutkia hieman pidemmälle. Tässä tutkimuksessa ei analysoitu lainkaan kohdetyyppien lajikoostumuksellisia samankaltaisuuksia, joten olisi jossain määrin vaarallista pelkkien taksonimäärien ja monimuotoisuusindeksien perusteella väittää, että pientaret voivat toimia turvapaikkoina juuri näiden elinympäristöjen lajeille huolimatta kohdetyypeillä esiintyvien taksonien varsin kattavasta päällekkäisyydestä (Liite 1). Voitaneen silti päätellä, että piennarten kyky ylläpitää vähintään yhtä monimuotoista maanpinnassa saalistavaa hämähäkkilajistoa kuin laitumet ja niityt tukee ajatusta mahdollisesta "turvapaikasta".

Tienpientaria pidetään usein joutomaana, jolle ei ole juurikaan käyttötarkoitusta ihmisen näkökulmasta. Tutkimusten valossa niistä olisi kuitenkin syytä välittää nykyistä enemmän.

KIITOKSET

Haluan kiittää ohjaajiani Jari Haimia ja Atte Komosta heidän kärsivällisyydestään sekä tuestaan ja avustaan pitkän prosessin kuluessa. Kiitokset ansaitsevat myös muu interventioekologian tutkimusryhmä ja erityisesti Elviira Ritari, jonka kanssa maastotyöt sujuivat kevyemmin. Kiitän niin ikään työnantajiani ja esimiehiäni Marja-Liisa Tiittoa sekä Kirsi ja Tero Lehtosta heidän ymmärryksestään ja joustavuudestaan pro gradu -projektini aikana. Viimeisenä muttei suinkaan vähäisimpänä erityiskiitokset kuuluvat yhtä hyvälle puoliskolleni, elämänkumppanilleni Jasmin Nevalalle, joka on ollut tukenani koko uuvuttavan projektin ajan.

KIRJALLISUUS

- Attiwill P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems – the ecological basis for conservative management. *Forest Ecol. Manag.* 63: 247–300.
- Baines M., Hambler C., Johnson P.J., Macdonald D.W. & Smith H. 1998. The effects of arable field margin management on the abundance and species richness of Araneae (spiders). *Ecography* 21: 74–86.
- Balmford A., Bruner A., Cooper P., Constanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K. & Turner R.K. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950–953.
- Batáry P., Báldi A., Samu F., Szűts T. & Erdős S. 2008. Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biol. Conserv.* 141: 2062–2070.
- Bell J.R., Wheeler C.P. & Cullen W.R. 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *J. Zool.* 255: 377–387.
- Biswas S.R. & Mallik A.U. 2010. Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. *Ecology* 91: 28–35.
- Borrvall C., Ebenman B. & Jonsson T. 2000. Biodiversity lessens the risk of cascading extinction in model food webs. *Ecol. Lett.* 3: 131–136.
- Bowles M.L. & Whelan C.J. 1994. *Restoration of endangered species: conceptual issues, planning and implementation*. Cambridge University press, New York.
- Brawn J.D., Robinson S.K. & Thompson III F.R. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 251–276.
- Brown V.K. 1990. Insect herbivores, herbivory and plant succession. Teoksessa: Gilbert F. (toim.), *Insect life cycles*, Springer, London, s. 183–196.
- Burslem D.F.R.P., Pinard M.A. & Hartley S.E. 2005. *Biotic interactions in the tropics: their role in the maintenance of species diversity*. Cambridge University Press, New York.
- Case T.J. 1996. Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. *Biol. Conserv.* 78: 69–96.
- Cattin M.-F., Blandenier G., Banašek-Richter C. & Bersier L.-F. 2003. The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biol. Conserv.* 113: 179–188.
- Chapin III F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234–242.
- Cole D.N. & Landres P.B. 1996. Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. *Ecol. Appl.* 6: 168–184.
- Connell J.H. & Slatyer R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111: 1119–1144.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.
- Cook J.E. 1996. Implications of modern successional theory for habitat typing: a review. *Forest Sci.* 42: 67–75.
- Costello M.J., May R.M. & Stork N.E. 2013. Can we name Earth's species before they go extinct? *Science* 339: 413–416.
- Curry J.P. 1994. *Grassland invertebrates: ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth*. Chapman & Hall, London.

- Dalling J.W. & Hubbell S.P. 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *J. Ecol.* 90: 557–568.
- Duffey E. 1962. A population study of spiders in limestone grassland – description of study area, sampling methods and population characteristics. *J. Anim. Ecol.* 31: 571–599.
- Dupouey J.L., Dambrine E., Laffitte J.D. & Moares C. 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83: 2978–2984.
- Dyer L.A., Walla T.R., Greeney H.F., Stireman J.O. & Hazen R.F. 2010. Diversity of interaction: a metric study of biodiversity. *Biotropica* 42: 281–289.
- Edwards P.J. & Abivardi C. 1998. The value of biodiversity: where ecology and economy blend. *Biol. Conserv.* 83: 239–246.
- Gibson C.W.D., Hambler C. & Brown V.K.. 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *J. Appl. Ecol.* 29: 132–142.
- Gleason H.A. 1927. Further views on the succession-concept. *Ecology* 8: 299–326.
- Grandchamp A.-C., Bergamini A., Stofer S., Niemelä J., Duelli P. & Scheidegger C. 2005. The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agr. Ecosyst. Environ.* 110: 307–317.
- Hagen M., Kissling W.D., Rasmussen C., De Aguiar M.A.M., Brown L.E., Carstensen D.W., Alves-Dos-Santos I., Dupont Y.L., Edwards F.K., Genini J., Guimaraes P.R., Jenkins G.B., Jordano P., Kaiser-Bunbury C.N., Ledger M.E., Maia K.P., Marquitti F.M.D., McLaughlin O., Morellato L.P.C., O’Gorman E.J., Trojelsgaard K., Tylianakis J.M., Vidal M.M., Woodward G. & Olesen J.M. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Adv. Ecol. Res.* 46: 89–210.
- Haines-Young R. 2009. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy* 26: 5178–5186.
- Hendrickx F., Maelfait J.-P., van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Herzog F., Liira J., Roubalova M., Vandomme V. & Bugter R. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 44: 340–351.
- Heneberg P., Bogusch P. & Rezac M. 2017. Roadside verges can support spontaneous establishment of steppe-like habitats hosting diverse assemblages of bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in an intensively cultivated central European landscape. *Biodivers. Conserv.* 26: 843–864.
- Hobbs R.J. & Huenneke L.F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6: 324–337.
- Horn H.S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5: 25–37.
- Hughes A.R., Byrnes J.E., Kimbro D.L. & Stachowicz J.J. 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecol. Lett.* 10: 849–864.
- Hughes J.W. & Fahey T.J. 1991. Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed northern hardwood forest. *J. Ecol.* 79: 605–616.
- Jiang L. & Pu Z. 2009. Different effects of species diversity on temporal stability in single-trophic and multitrophic communities. *Am. Nat.* 174: 651–659.
- Kaur H., Torma A., Gallé-Szpisjak N., Šeat J., Lőrinczi G., Módra G., & Gallé R. 2019. Road verges are important secondary habitats for grassland arthropods. *J. Insect Conserv.* 23: 899–907.

- Klein A.-M., Steffan-Dewenter I., Buchori D. & Tschamntke T. 2002. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on coffee flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. *Conserv. Biol.* 16: 1003–1014.
- Koivula M.J., Kotze D.J., & Salokannel J. 2005. Beetles (Coleoptera) in central reservations of three highway roads around the city of Helsinki, Finland. *Ann. Zool. Fennici* 42: 615–626.
- Komonen A. & Kataja-aho S. 2017. Springtails (Collembola) in meadows, pastures and road verges in Central Finland. *Entomol. Fennica* 28: 157–163.
- Kruess A. & Tschamntke T. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biol. Conserv.* 106: 293–302.
- Leonard R.J., McArthur C. & Hochuli D.F. 2018. Habitat complexity does not affect arthropod community composition in roadside greenspaces. *Urban For. Urban Gree.* 30: 108–114.
- Lyons A., Ashton P.A., Powell I. & Oxbrough A. 2018a. Epigeal spider assemblage responses to vegetation structure under contrasting grazing management in upland calcareous grasslands. *Insect Conserv. Diver.* 11: 383–395.
- Lyons A., Ashton P.A., Powell I. & Oxbrough A. 2018b. Habitat associations of epigeal spiders in upland calcareous grassland landscapes: the importance for conservation. *Biodivers. Conserv.* 27: 1201–1219.
- Mackey R.L. & Currie D.J. 2001. The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology* 82: 3479–3492.
- MacLaurin J. & Sterelny K. 2008. *What is biodiversity?* The University of Chicago press, Chicago.
- Magioli M., Bovo A.A.A., Huijser M.P., Abra F.D., Miotto R.A., Andrade V.H.V.P., Nascimento A.M., Martins M.Z.A. & Micchi de Barros Ferraz K.M.P. 2019. Short and narrow roads cause substantial impacts on wildlife. *Oecologia Australis* 23: 99–111.
- Marigo G., Peltier J.-P., Girel J. & Pautou G. 2000. Success in the demographic expansion of *Fraxinus excelsior* L. *Trees-Struct. Funct.* 15: 1–13.
- May R.M. 1988. How many species are there on Earth? *Science* 241: 1441–1449.
- McCook L.J. 1994. Understanding ecological community succession: causal models and theories, a review. *Vegetatio* 110: 115–147.
- Molino J.-F. & Sabatier D. 2001. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science* 294: 1702–1704.
- Morris M.G. 1979. Responses of grassland invertebrates to management by cutting. II. Heteroptera. *J. Appl. Ecol.* 16: 417–432.
- Morris M.G. 1981. Responses of grassland invertebrates to management by cutting. III. Adverse effects on Auchenorrhyncha. *J. Appl. Ecol.* 18: 107–123.
- Morris M.G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biol. Conserv.* 95: 129–142.
- Morris M.G. & Rispin W.E. 1987. Abundance and diversity of the coleopterous fauna of a calcareous grassland under different cutting regimes. *J. Appl. Ecol.* 24: 451–465.
- Murdoch W.W., Peterson C.H. & Evans F.C. 1972. Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* 53: 819–829.
- Mussaari M. 2007. Keski-Suomen perinnebiotooppien hoito-ohjelma. –Keski-Suomen ympäristökeskuksen raportteja I.
- Noordijk J., Raemakers I., Schaffers A., & Sýkora K. (2009). Arthropod richness in roadside verges in the Netherlands. *Terrestrial Arthropod Reviews* 2: 63–76.

- Noordijk J., Schaffers A.P., Heijerman T., Boer P., Gleichman M. & Sýkora K.V. 2010. Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecol. Eng.* 36: 740–750.
- Noss R.F. & Cooperride A. 1994. *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island press, Washington, DC.
- Nunes P.A.L.D. & van den Bergh J.C.J.M. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecol. Econ.* 39: 203–222.
- Pearce J.L. & Venier L.A. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. *Ecol. Indic.* 6: 780–793.
- Pickett S.T.A. & White P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press, Orlando.
- Roxburgh S.H., Shea K. & Wilson J.B. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85: 359–371.
- van Ruijven J. & Berendse F. 2007. Contrasting effects of diversity on the temporal stability of plant populations. *Oikos* 116: 1323–1330.
- Saarinen K., Jantunen J. & Valtonen A. 2006. Niiton vaikutus tienpientareiden niittyeliöstön monimuotoisuuteen (NIINI): hankkeen loppuraportti. –Tiehallinnon selvityksiä 9 / 2006.
- Saarinen K., Valtonen A., Jantunen J. & Saarnio S. 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* 123: 403–412.
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000. Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Schaffers A.P., Raemakers I.P. & Sykora K.V. 2012. Successful overwintering of arthropods in roadside verges. *J. Insect Conserv.* 16: 511–522.
- Shannon C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Labs Tech. J.* 27: 379–423.
- Shea K., Roxburgh S.H. & Rauschert E.S.J. 2004. Moving from patterns to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecol. Lett.* 7: 491–508.
- Southwood T.R.E., Brown V.K. & Reader P.M. 1979. The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biol. J. Linn. Soc.* 12: 327–348.
- Spellerberg I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7: 317–333.
- Stork N.E. 2010. Re-assessing current extinction rates. *Biodivers. Conserv.* 19: 357–371.
- Szmatona-Túri T., Vona-Túri D., Urbán L. & Magos G. 2018. Effect of grazing intensity on diversity of ground-dwelling spiders of grassy and shrubby habitats. *Acta Zool. Bulgar.* 70: 195–202.
- Szmatona-Túri T., Vona-Túri D., Urbán L., Weiperth A. & Magos G. 2019. How grassland management methods affect spider diversity. *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture, and Environment* 11: 23–37.
- Thomas J.A. 1983. The ecology and conservation of *Lysandra bellargus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Britain. *J. Appl. Ecol.* 20: 59–83.
- Thompson R. & Starzomski B.M. 2007. What does biodiversity actually do? A review for managers and policy makers. *Biodivers. Conserv.* 16: 1359–1378.

- Tin T., Fleming Z.L., Hughes K.A., Ainley D.G., Convey P., Moreno C.A., Pfeiffer S., Scott J. & Snape I. 2009. Impacts of local human activities on the Antarctic environment. *Antarct. Sci.* 21: 3–33.
- Tuomisto H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2–22.
- Uetz G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. Teoksessa: Bell S.S., McCoy E.D. & Mushinsky H.R. (toim.), *Habitat structure*, Springer, Dordrecht, pp. 325–348.
- Vainio M., Kekäläinen H., Alanen A. & Pykälä J. 2001. Suomen perinnebiotoopit: perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. –Suomen ympäristö 527.
- Valtonen A., Saarinen K. & Jantunen J. 2007. Intersection reservations as habitats for meadow butterflies and diurnal moths: guidelines for planning and management. *Landscape Urban Plan.* 79: 201–209.
- Varchola J.M. & Dunn J.P. 1999. Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agr. Ecosyst. Environ.* 73: 41–49.
- Villemeys A., Jusset A., Vargac M., Bertheau Y., Coulon A., Touroult J., Vanpeene S., Castagneyrol B., Jactel H., Witte I., Deniaud N., de Lachapelle F.F., Jaslier E., Roy V., Guinard E., le Mitouard E., Ruel V. & Sordello R. 2018. Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environmental Evidence* 7: UNSP 5, doi: 10.1186/s13750-018-0117-3.
- Vona-Túri D., Szmátóna-Túri T., Kádár F., Kiss B., Weiperth A. & Gál B. 2016. Ground-dwelling arthropod (Araneae, Coleoptera: Carabidae, Isopoda: Oniscidea) assemblages on Hungarian main road verges. *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture, and Environment* 8: 96–111.
- Wacey D., Kilburn M.R., Saunders M., Cliff J. & Brasier M.D. 2011. Microfossils of sulphur-metabolizing cells in 3.4-billion-year-old rocks of Western Australia. *Nat. Geosci.* 4: 698–702.
- Warui C.M., Villet M.H., Young T.P. & Jocqué R. 2005. Influence of grazing by large mammals on the spider community of a Kenyan savanna biome. *J. Arachnol.* 33: 269–279.
- Weiss N., Zucchi H. & Hochkirch A. 2012. The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. *Biodivers. Conserv.* 22: 2167–2178.
- Weller G. 1998. Regional impacts of climate change in the Arctic and Antarctic. *Ann. Glaciol.* 27: 543–552.
- Yamada Y., Sasaki H., & Harauchi Y. 2010. Effects of narrow roads on the movement of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in Nopporō Forest Park, Hokkaidō. *J. Insect Conserv.* 14: 151–157.

LIITE 1. Lajilista havaituista taksoneista

Lajilistassa on kultakin kohdetyypiltä löytyneiden ja määritettyjen hämähäkkien yksilömäärät aakkosjärjestyksessä heimojen mukaan. Listattuina ovat myös suku- ja heimotasoiset yksilömäärät, jotka sisältävät alempien taksonitasojen yksilömäärät. Luvuissa on yhteenlaskettuina kunkin kohdetyypin jokaisen kuopan taksonit molemmilta pyyntijaksoilta.

Tieteellinen nimi	Suom. nimi	Yksilömäärä		
		Niittomaa	Laidun	Piennar
Clubionidae	pussihämähäkit	3	-	5
Clubiona		3	-	5
C. kulczynskii	pohjanpussikki	1	-	-
C. lutescens	keltapussikki	1	-	5
Gnaphosidae	kivikkohämähäkit	282	241	302
Drassodes		21	9	17
D. pubescens	vaaleahiirikki	19	6	13
Drassyllus		66	132	60
D. lutetianus	luhtaviuhukki	1	1	-
D. praeficus	ketoviuhukki	21	92	-
D. pusillus	hietaviuhukki	31	28	34
Gnaphosa		46	22	38
G. bicolor	punaharjakki	36	15	25
G. montana	havuharjakki	-	1	-
Haplodrassus		47	35	37
H. moderatus	luhtamyyräkki	2	6	7
H. signifer	kangasmyyräkki	9	15	6
H. silvestris	lehtomyyräkki	-	1	1
H. soereneni	corpimyyräkki	6	4	10
H. umbratilis	hietamyyräkki	15	4	1
Micaria		60	23	77
M. nivosa	kirjokiillokki	-	3	1
M. pulicaria	metallikiillokki	45	15	43
M. silesiaca	hietakiillokki	-	-	13
Zelotes		36	19	67
Z. clivicola	varpuviuhukki	11	9	37
Z. latreillei	niittyviuhukki	3	2	1
Z. petrensis	kiviviuhukki	2	3	1
Z. subterraneus	maaviuhukki	1	-	-
Hahniidae	karikehämähäkit	16	4	29
Antistea		-	3	2
A. elegans	luhtamannukki	-	3	2
Hahnia		16	1	27

H. nava	kanervamannukki	4	1	11
H. ononidum	kangasmannukki	1	-	3
H. pusilla	rahkamannukki	11	-	11
Liocranidae	lyhtyhämähäkit	17	3	22
Agroeca		15	3	17
A. brunnea	ruskolyhdykki	8	3	9
Lycosidae	juoksuhämähäkit	2635	1984	1994
Acantholycosa		-	-	1
A. lignaria	louhipantrikki	-	-	1
Alopecosa		65	56	94
A. cuneata	muskelileokki	1	-	-
A. pulverulenta	raitaleokki	32	29	58
A. taeniata	metsäleokki	-	3	-
Pardosa		1974	1615	1077
P. agrestis	peltosusikki	-	2	2
P. amentata	niittysusikki	2	41	44
P. fulvipes	keltajalkasusikki	328	208	225
P. lugubris	kenttäsusikki	198	182	326
P. paludicola	mustasusikki	-	2	1
P. palustris	suosusikki	71	632	1
P. pullata	kosteikkosusikki	46	276	70
P. riparia	ahosusikki	942	95	191
P. sphagnicola	rahkasusikki	-	-	1
Pirata		1	4	1
P. piraticus	lampirosvokki	-	4	1
Piratula		64	139	182
P. hygrophila	luhtarosvokki	53	136	169
Trochosa		468	122	303
T. ruricola	peltokarhukki	-	-	4
T. spinipalpis	suokarhukki	6	-	4
T. terricola	maakarhukki	70	19	49
Xerolycosa		2	20	266
X. miniata	hietahukakki	1	2	86
X. nemoralis	nummihukakki	1	16	151
Mimetidae	hämähäkinsyöjät	-	-	1
Ero		-	-	1
E. cambridgei	soikkopedokki	-	-	1
Miturgidae	vaanijahämähäkit	18	7	52
Zora		18	7	52
Z. nemoralis	lehto-odakki	7	3	10
Z. spinimana	kangasodakki	8	4	39
Philodromidae	nopsahämähäkit	-	-	2
Philodromus		-	-	1
Tibellus		-	-	1
T. oblongus	viirukorsikki	-	-	1
Phrurolithidae	mauriaishämähäkit	118	40	258
Phrurolithus		118	40	258
P. festivus	täplämaurikki	118	40	258

Pisauridae	kiitohämähäkit	-	-	1
Dolomedes		-	-	1
Salticidae	hyppyhämähäkit	2	-	17
Evarcha		-	-	1
E. falcata	kangassirppihyppykki	-	-	1
Neon		2	-	12
N. levis	kalliopikkuhyppykki	-	-	1
N. reticulatus	karikepikkuhyppykki	2	-	6
N. robustus	paasipikkuhyppykki	-	-	5
Sibianor		-	-	2
S. larae	muskelihyppykki	-	-	2
Tetragnathidae	sauvaristihämähäkit	302	468	20
Metellina		-	-	3
M. mengei	kevätaukokki	-	-	3
Pachygnatha		302	468	16
P. degeeri	niittyleuakki	283	453	9
P. listeri	metsäleuakki	19	11	7
Tetragnatha		-	-	1
T. extensa	rantasauvakki	-	-	1
Theridiidae	pallohämähäkit	23	7	31
Crustulina		-	-	1
C. guttata	täplänupikki	-	-	1
Enoplognatha		2	-	1
E. ovata	valkohelmikki	2	-	1
Episinus		-	-	5
E. angulatus	kulmalangakki	-	-	5
Euryopis		11	2	5
E. flavomaculata	täpläköytökki	11	2	5
Phylloneta		-	-	1
P. sisyphia	naamiopallokki	-	-	1
Robertus		8	5	17
R. lividus	metsähelmikki	8	5	17
Thomisidae	rapuhämähäkit	69	24	23
Ozyptila		32	4	21
O. trux	ruohoravukki	14	3	9
Xysticus		37	20	2
X. bifasciatus	raitaravukki	23	7	-
X. cristatus	samoravukki	3	3	-
X. lineatus	luhtaravukki	3	2	-
X. luctuosus	metsäravukki	4	5	-
X. ulmi	suoravukki	3	2	2