

Pro Gradu -tutkielma

**Tienpientareiden merkitys vaihtoehtoisina
elinympäristöinä perinneympäristöjen luteille**

Elviira Kuusinen



Jyväskylän yliopisto
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia
29.9.2015

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Kuusinen, E.: Tienpientareiden merkitys vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinneympäristöjen luteille

Pro Gradu -tutkielma: 31 s.
Työn ohjaajat: MMT Atte Komonen, FM Teemu Rintala
Tarkastajat:
Syyskuu 2015

Hakusanat: Hemiptera, Heteroptera, häiriö, korvaava elinympäristö, luonnonsuojelu, monimuotoisuus, niitty, perinnebiotooppi

TIIVISTELMÄ

Lajistollinen monimuotoisuus vähenee maailmanlaajuisesti kiihtyvällä vauhdilla, etenkin ihmistoiminnasta aiheutuvan laajamittaisen elinympäristöjen tuhoutumisen ja huonontumisen johdosta. Niin Suomessa, kuin myös muualla Euroopassa, maatalouden tehostuminen viimeisen sadan vuoden aikana on johtanut perinteisen karjatalouden synnyttämien perinneympäristöjen rajuun vähenemiseen. Monet jäljellä olevat perinneympäristöt kärsivät lisäksi elinympäristön laadullisesta huonontumisesta, kuten umpeenkasvusta, rehevöitymisestä, sekä vieraslajien invaasioista. Perinneympäristöjen tuhoutuessa ja huonontuessa ovat myös monet niillä elävistä eliölajeista taantuneita tai luokiteltu uhanalaisiksi. Uhanalaistuneelle lajistolle ajatellaan kuitenkin löytyvän lisää elintilaa ja levittäytymisreittejä perinneympäristöjen kaltaisista vaihtoehtoisista elinympäristöistä. Tällaisia vaihtoehtoisia elinympäristöjä ovat esimerkiksi pienlentokentät, voimajohtoukeat ja tienpientareet. Tässä tutkimuksessa selvitettiin tienpientareiden merkitystä vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinneympäristöjen ludelajeille ja -yhteisöille. Tutkimuksen aineisto kerättiin Keski-Suomesta kesän 2014 aikana 12 tienpientareelta ja 24 perinneympäristöstä ikkuna-keltavatipyydyksin ja kenttäkerroksen kasvillisuutta haavien. Perinneympäristöistä puolet oli niitettyjä ja puolet laidunnettuja. Tulosten perusteella tienpientareiden ludeyhteisöt koostuivat lähes yksinomaan myös perinneympäristöissä tavatuista ludelajeista. Lajirunsaus jäi tienpientareilla kuitenkin merkittävästi niitettyjä niittyjä alhaisemmaksi. Vaikka luteiden lajistollisesta monimuotoisuudesta ei löytynyt kohdetyyppien väliltä merkitseviä eroja, tienpientareet erosivat lajikoostumukseltaan merkittävästi sekä niitetyistä, että laidunnetuista niityistä. Tienpientareiden havaittiin olevan lajikoostumukseltaan myös keskenään hyvin heterogeenisiä. Lisäksi perinneympäristöistä poiketen tienpientareilla havaittua ludemonimuotoisuutta ei voitu selittää putkilokasvien lajistollisella monimuotoisuudella. Saatujen tulosten perusteella tienpientareiden voidaan ajatella toimivan vaihtoehtoisina elinympäristöinä yksittäisille perinneympäristöjen ludelajeille, kuitenkin kykenemättä ylläpitämään kokonaisia perinneympäristöille tyypillisiä ludeyhteisöjä. Tienpientareiden merkitystä vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinneympäristöjen lajistolle voitaisiin kuitenkin luultavasti parantaa kiinnittämällä huomiota etenkin pientareen niittoajankohtaan ja -taajuuteen, sekä niittojätteen poistamiseen pientareelta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Ecology and Evolutionary Biology

Kuusinen, E.: The importance of road verges as alternative habitats to meadow Heteroptera

Master of Science Thesis: 31 p.

Supervisors: DSc Atte Komonen, MSc Teemu Rintala

Inspectors:

September 2015

Key Words: conservation, disturbance, diversity, Hemiptera, semi-natural grassland, substitutive habitat, traditionally managed rural biotope

ABSTRACT

Species diversity is decreasing globally mainly due to human induced habitat destruction and degradation. In Finland, as in other European countries, the intensification of agriculture during the last century has led to drastic declines in semi-natural grasslands created and maintained by traditional animal husbandry. Many remaining areas also suffer from eutrophication, vegetation overgrowth and invasions of alien species. Furthermore, many species typical to semi-natural grasslands have become threatened or endangered because of the destruction and degradation of their primary habitats. However, it has been suggested that these species could also exploit alternative habitats resembling semi-natural grasslands. Such alternative habitats include small airfields, power line rights-of-ways and road verges. The aim of this thesis was to study the importance of road verges as alternative habitats to meadow Heteroptera. The data was collected during the summer of 2014 from 12 road verges and 24 semi-natural grasslands located in Central Finland using vegetation sweeping and window flight trapping. Half of the semi-natural grasslands were managed by cutting and the other half by grazing. The results show that the heteroptera fauna found from road verges consisted mainly species also present in semi-natural grasslands. Yet, species richness was significantly lower in road verges than in cut semi-natural grasslands. The species composition also differed significantly between road verges and both cut and grazed semi-natural grasslands, even though species diversity did not. Furthermore, the species composition was found to be quite heterogeneous also between different road verges. Finally, contrary to semi-natural grasslands, in road verges the observed diversity of heteroptera species could not be explained by the species diversity of vascular plants. The results indicate that even if road verges can serve as alternative habitats to some heteroptera species, they are not able to sustain whole communities similar to semi-natural grasslands. To increase the value of road verges as alternative habitats in the future, it is recommended to pay more attention especially to the frequency and timing of cutting and the removal of the cut material.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
1.1. Elinympäristöjen tuhoutuminen ja huonontuminen.....	5
1.2. Perinneympäristöjen tuhoutumisen ja huonontumisen vaikutukset lajistoon.....	6
1.3. Tienpientareet vaihtoehtoisina elinympäristöinä.....	8
1.4. Perinneympäristöjen luteet	9
1.5. Tutkimuskysymykset ja hypoteesit.....	10
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	10
2.1. Tutkimusalueet	10
2.2. Aineiston keruu.....	11
2.3. Tilastollinen testaus	12
3. TULOKSET	13
3.1. Lajirunsaus ja lajiston monimuotoisuus	13
3.2. Lude- ja putkilokasvimonimuotoisuuden suhde.....	14
3.3. Ludeyhteisön samankaltaisuus	15
4. TULOSTEN TARKASTELU	16
4.1. Lajirunsaus ja lajiston monimuotoisuus	17
4.2. Lude- ja putkilokasvimonimuotoisuuden suhde.....	18
4.3. Ludeyhteisön samankaltaisuus	19
4.4. Yhteenvedo ja johtopäätökset.....	21
KIITOKSET	21
KIRJALLISUUS	22
LIITTEET	

1. JOHDANTO

Perinneympäristöt ovat perinteisen karjatalouden muovaamia elinympäristöjä, joita niitetään ja/tai laidunnetaan säännöllisesti (Vainio ym. 2001). Maatalouden tehostuminen viimeisen sadan vuoden aikana on johtanut niiden rajuun vähenemiseen etenkin Euroopan länsi- ja pohjoisosissa (Fuller 1987, Emanuelsson 2008). Suomessa perinneympäristöjen määrä lähti laskuun, kun niitä alettiin raivata 1880-luvulta lähtien viljelypelloiksi (Soininen 1974). Vuonna 2010 perinneympäristöjen pinta-alaa arvioitiin olevan jäljellä enää likimain 20 000 hehtaaria, eli vain noin 1 % sadan vuoden takaisesta tilanteesta (Soininen 1974, Vainio ym. 2001). Nykyään jäljellä olevia perinneympäristöjä uhkaa lisäksi elinympäristön laadullinen huonontuminen etenkin umpeenkasvun ja rehevöitymisen myötä (Ihse 1995, Eriksson ym. 2002, Schulman ym. 2008). Perinneympäristöjen vähenemisen ja huonontumisen johdosta myös monet niillä elävät kasvi- ja eläinlajit ovat taantuneita tai luokiteltu uhanalaisiksi (Rassi ym. 2010). Perinneympäristöjen onkin arvioitu toimivat ensisijaisina elinympäristöinä jopa yli 20 % Suomen uhanalaisista eliölajeista (Rassi ym. 2010).

Koska perinneympäristöjen tiedetään olevan lajistoltaan hyvin arvokkaita, on niiden suojeluun alettu kiinnittää huomiota enenevässä määrin jo 1980-luvulta lähtien. Aiemmin suojelussa on keskitytty pääasiassa turvaamaan säännöllisen niiton ja laidunnuksen jatkuminen niillä alueilla, joilla sitä ei ole vielä lopetettu, sekä hoitamaan umpeenkasvaneita tai muuten huonontuneita perinneympäristöjä (Mortimer ym. 1998, WallisDeVries ym. 1998). Hoitoprosessi voi kuitenkin olla hyvin pitkä, eikä aina johda haluttuun lopputulokseen (Bakker & Berendse 1999, Galvánek & Lepš 2008). Koska Perinneympäristöjen jatkuva hoito vaatii hyvin paljon resursseja, tulisi suojelun suunnittelussa kiinnittää enemmän huomiota mahdollisiin vaihtoehtoisin elinympäristöihin (*korvaavat elinympäristöt*). Tällaisia perinneympäristöjen kaltaisia elinympäristöjä ovat esimerkiksi erilaiset niittämällä avoimina pidetyt pienlentokentät, ampuma-alueet, voimajohtaukeat, sekä tienpientareet. Vaihtoehtoisten elinympäristöjen onkin ajateltu tarjoavan lisää elintilaa ja levittäytymisreittejä perinneympäristöjen lajeille jo pienin lisäinvestoinnein (Saarinen ym. 2006).

Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää, voivatko tienpientareet ylläpitää samankaltaisia ludeyhteisöjä kuin perinneympäristöt, ja näin ollen toimia vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinneympäristöjen luteille. Luteet valittiin tutkittavaksi lajiryhmäksi, sillä niiden tiedetään toimivan hyvänä monimuotoisuuden indikaattoriryhmänä (Duelli & Obrist 1998). Näin ollen niiden lajirunsaudella ja lajistollisella monimuotoisuudella voidaan mahdollisesti ennustaa koko elinympäristön lajistollisia monimuotoisuusarvoja (Duelli & Obrist 1998). Tämä tutkimus on tärkeä, sillä saadut tulokset antavat uutta ja ajankohtaista tietoa perinneympäristöjen nykytilasta, luteiden levinneisyydestä, sekä tienpientareiden monimuotoisuusarvoista.

1.1. Elinympäristöjen tuhoutuminen ja huonontuminen

Lajistollinen monimuotoisuus vähenee maailmanlaajuisesti kiihtyvällä vauhdilla (Pimm ym. 1995). Havaittu ilmiö on erittäin hälyttävä, sillä lajistollisen monimuotoisuuden väheneminen yhdistetään usein koko ekosysteemin toimintakyvyn ja pysyvyyden häiriintymiseen (Naeem ym. 1994, Tilman 1996). Suurimpina uhkina lajistolliselle monimuotoisuudelle pidetään etenkin luonnollisten elinympäristöjen tuhoutumista (*engl. habitat destruction*) ja huonontumista (*engl. habitat degradation*) (Ehrlich 1988, Pimm & Raven 2000). Elinympäristön tuhoutumisella tarkoitetaan sen muuttumista kokonaan toisenlaiseksi, jolloin se ei enää ylläpidä alkuperäisen kaltaista eliöyhteisöä (Laurance 2010). Huonontuessaan elinympäristö taas muuttuu alkuperäisen lajiston kannalta

epäsuotuisaksi, jolloin yhteisön lajit voivat olla vaarassa hävitä tai korvautua muuttuneisiin olosuhteisiin paremmin sopeutuneilla lajeilla (Stevens ym. 2004, MacDougall & Turkington 2005). Myös laajamittainen elinympäristön pirstoutuminen (*engl. habitat fragmentation*) nähdään haitallisena monimuotoisuuden säilymisen kannalta (Wilcove ym. 1986).

Elinympäristön pirstoutumisella tarkoitetaan aiemmin yhtenäisen alueen pilkkoutumista moneksi erilliseksi suotuisan elinympäristön laikuksi (Wilcove ym. 1986, Bennett & Saunders 2010). Pirstoutuminen siis paitsi lisää alueiden välistä eristäytyneisyyttä ja elinympäristöön kohdistuvaa reunavaikutusta, usein myös vähentää suotuisan elinympäristön kokonaispinta-alaa (Wilcove ym. 1986, Bennett & Saunders 2010). Pirstoutumisen monimuotoisuusvaikutusten arviointiin sovelletaankin usein saarimaantieteen teoriaa, joka ennustaa lajimäärän vähenevän alueen eristäytyneisyyden lisääntyessä ja pinta-alan pienentyessä, kun alueelle kohdistuva tulomuutto vähenee ja sukupuuttoriski kasvaa (MacArthur & Wilson 1967). Yleisesti ottaen elinympäristön pinta-alan kutistuessa myös elintilan, tarjolla olevien ekolokeroiden ja saatavilla olevien resurssien määrä vähenee, jolloin pienet elinympäristölaikut eivät pysty ylläpitämään yhtä lajirikkaita yhteisöjä kuin suuret laikut (MacArthur & Wilson 1967, Kohn & Walsh 1994).

Paitsi suotuisien elinympäristölaikkujen koko ja eristäytyneisyys, myös laikkujen välisen alueen laatu (*engl. matrix quality*) vaikuttaa pirstoutumisen monimuotoisuusvaikutusten laajuuteen (Ricketts 2001, Prevedello & Vieira 2010). Suotuisien elinympäristölaikkujen välisen alueen laadun ajatellaan heikkenevän sen muuttuessa rakenteellisilta ominaisuuksiltaan vähemmän suotuisien elinympäristölaikkujen kaltaiseksi (Åberg ym. 1995, Prevedello & Vieira 2010). Laadultaan hyvin epäsuotuisa alue elinympäristölaikkujen välillä voi muun muassa lisätä suotuisiin elinympäristölaikkuihin kohdistuvaa reunavaikutusta, sekä vaikeuttaa entisestään lajien liikkumista laikulta toiselle (Haynes & Cronin 2006). Toisaalta tämä suotuisien elinympäristölaikkujen väliin jäävä alue voi myös toimia vaihtoehtoisena elinympäristönä, tai tarjota lisäresursseja pirstoutuneen elinympäristön lajistolle (Perfecto & Vandermeer 2002, Harvey ym. 2006).

Pirstoutuminen voi myös aiheuttaa lajistolle niin kutsuttua sukupuuttovelkaa (*engl. extinction debt*) (Helm ym. 2006, Krauss ym. 2010). Sukupuuttovelalla tarkoitetaan populaation viivästynyttä sukupuuttoa, jolloin populaatio häviää vähitellen elinympäristön pirstoutumisen tai huonontumisen jälkeen (Tilman ym. 1994). Näin ollen pirstoutumisen todelliset monimuotoisuusvaikutukset voivat näkyä vasta vuosien kuluttua itse pirstoutumistapahtuman jälkeen. Sukupuuttovelasta kärsivät etenkin populaatiot, joiden elinympäristö lähestyy kooltaan kynnyksen arvoa, jonka ylitettyään se ei enää ole kykenevä ylläpitämään pysyvää populaatiota (*engl. extinction threshold*) (Lande 1987, Kuussaari ym. 2009). Myös pitkäikäisten ja hitaasti lisääntyvien lajien populaatiot ovat alttiita sukupuuttovelalle (Kuussaari ym. 2009). Koska populaation kokema sukupuuttovelka saattaa jäädä helposti huomaamatta, aiheutuu siitä hankaluuksia etenkin lajiston suojelun kannalta (Kuussaari ym. 2009).

1.2. Perinneympäristöjen tuhoutumisen ja huonontumisen vaikutukset lajistoon

Perinneympäristöjen lajistollinen monimuotoisuus on uhattuna, kun maatalouden tehostuminen ja perinteisestä karjataloudesta luopuminen ovat johtaneet niiden laajamittaiseen tuhoutumiseen, pirstoutumiseen ja huonontumiseen (Fuller 1987, Emanuelsson 2008). Nykyään jäljellä olevia perinneympäristöjä uhkaa erityisesti umpeenkasvu ja lopulta metsittyminen, säännöllisen niiton ja laidunnuksen loputtua (Hansson & Fogelfors 2000, Schulman ym. 2008). Monet perinneympäristöt kärsivät myös rehevöitymisestä lannoitteiden, ilmakehän typpipäästöjen, tai laiduntaville eläimille

tarjotun lisärehun vuoksi (Bobbink ym. 1998, Schulman ym. 2008). Myös vieraslajit uhkaavat etenkin jo rehevöityneitä perinneympäristöjä (Huenneke ym. 1990, Schulman ym. 2008). Erityisen huolestuttavaksi perinneympäristöjen vähenemisen ja laadullisen huonontumisen tekee se, että niissä tavataan tyypillisesti hyvin monimuotoista kasvi- ja hyönteislajistoa (Kull & Zobel 1991, Tiainen ym. 2004). Perinneympäristöjä voidaankin pitää etenkin Euroopan alueella niin sanottuina monimuotoisuuden keskittyminä (*engl. biodiversity hotspots*) (Habel ym. 2013).

Perinneympäristöjen laajamittaisen tuhoutumisen myötä jäljellä olevat perinneympäristölaikut ovat entistä pienempiä ja sijaitsevat entistä kauempana toisistaan, jolloin lajien liikkumiskyky alueelta toiselle on heikentynyt (Steffan-Dewenter & Tscharntke 1999, Soons ym. 2005). Perinneympäristöjen pirstoutumisesta kärsivätkin etenkin huonon levittäytymiskyvyn omaavat lajit (Franzén & Eriksson 2003). Levittäytymiskyvyn heikentyminen voi johtaa aiemmin yhtenäisen populaation vähittäiseen jakaantumiseen moneksi pienemmäksi erillispopulaatioksi, jotka voivat kärsiä pieneen populaatiokokoon liittyvistä ongelmista, kuten sisäsiitosdepressiosta tai korostuneesta sukupuuttoriskistä (Saccheri ym. 1998). Pirstoutumisen negatiiviset monimuotoisuusvaikutukset voivat lisäksi korostua maankäytön tehostuessa perinneympäristölaikkujen väliin jäävillä alueilla (Öckinger ym. 2012). Pirstoutumisen on myös havaittu aiheuttavan perinneympäristöjen lajistolle niin kutsuttua sukupuuttovelkaa (Helm ym. 2006, Krauss ym. 2010).

Perinneympäristöjen huonontumista aiheuttaa etenkin niiden umpeenkasvu ja metsittyminen säännöllisen niiton ja laidunnuksen loputtua (Hansson & Fogelfors 2000, Schulman ym. 2008). Umpeenkasvu ja metsittyminen perustuvat luonnolliseen sukkessioon, jolla tarkoitetaan kasvillisuuden luontaista vaihtumista kasvillisuustyyppistä toiseen (Odum 1969). Koska perinneympäristöjen lajit ovat sopeutuneet sukkession alkuvaiheen olosuhteisiin, korvautuvat ne vähitellen sukkession myötä muuttuneisiin olosuhteisiin paremmin sopeutuneilla lajeilla (Pykälä ym. 2005). Tämä johtaa perinneympäristön lajiston köyhtymiseen (Pykälä ym. 2005). Niitosta ja laidunnuksesta luopuminen voi myös vähentää elinympäristön rakenteellista monimuotoisuutta, jolloin lajiston tarvitsemat piilo- ja lisääntymispaikat, ravintokohteet ja muut resurssit vähenevät (Benton ym. 2003). Etenkin perinneympäristöissä laiduntavilla eläimillä on elinympäristön rakenteellista monimuotoisuutta lisäävä vaikutus valikoivan ravinnonkäytön, virtsan, ulosteiden ja maaperän tallauksen johdosta (Rook ym. 2004). Rakenteellisella monimuotoisuudella onkin havaittu olevan positiivinen vaikutus perinneympäristöjen lajistolliseen monimuotoisuuteen (Öster ym. 2007).

Monet perinneympäristöt kärsivät lisäksi maaperän nousseesta ravinnetasosta, joka johtuu pääosin elinympäristön lannoituksesta, ilmakehän tyyppipäästöistä ja laiduntaville eläimille tarjotusta lisärehusta (Bobbink ym. 1998, Schulman ym. 2008). Lisääntyneet maaperän ravinteet aiheuttavat perinneympäristöjen rehevöitymistä, jonka on todettu johtavan sekä niiden kasvi-, että hyönteislajiston köyhtymiseen (Pegtel 1987, Haddad ym. 2000, Kleijn ym. 2009). Rehevöityminen myös lisää maanpäällistä kasvibiomassaa, jolloin avoimeen elinympäristöön sopeutuneet perinneympäristön lajit vähitellen häviävät lisääntyneen valokilpailun myötä (Bobbink 1991, Hautier ym. 2009). Rehevöitymisestä kärsivien elinympäristöjen on lisäksi havaittu olevan erityisen herkkiä vieraslajien invaasioille (Huenneke ym. 1990).

Vieraslajeiksi (*engl. alien species*) kutsutaan eliölajeja, jotka ovat levittäytyneet ihmistoiminnan avustamana oman luonnollisen levittäytymisalueensa ulkopuolelle (Webb 1985, Pyšek 1995). Haitallisiksi vieraslajeiksi luokitellut lajit kykenevät lisääntymään uudella alueella nopeasti ja syrjäyttämään alkuperäistä lajistoa (Maa- ja metsätalousministeriö 2012). Suomen perinneympäristöissä alkuperäistä lajistoa uhkaa

etenkin alkujaan Pohjois-Amerikasta lähtöisin oleva komealupiini (*Lupinus polyphyllus*), joka muun muassa lisää elinympäristön rehevöitymistä maaperään sitomansa typhen avulla (Jalas 1964, Davis 1991, Valtonen ym. 2006a). Perinneympäristöihin komealupiini leviää pääsääntöisesti tienpientareita pitkin, joilla sen onkin havaittu lisääntyvän erityisen tehokkaasti (Saarinen ym. 2006, Maa- ja metsätalousministeriö 2012). Vaikka vieraslajien invaasioasteen on havaittu vähenevän etelästä pohjoiseen siirryttäessä, voi ilmastonmuutoksesta johtuva ilmaston lämpeneminen mahdollisesti edesauttaa niiden leviämistä entistä pohjoisemmaksi (Maa- ja metsätalousministeriö 2012).

1.3. Tienpientareet vaihtoehtoisina elinympäristöinä

Tienpientareet muistuttavat monilta ominaisuuksiltaan perinneympäristöjä. Kuten perinneympäristöissä, myös tienpientareilla kasvillisuus pidetään avoimena puita ja pensaikkaa raivaamalla, sekä säännöllisesti kenttäkerroksen kasvillisuutta niittämällä (Jantunen ym. 2004, Saarinen ym. 2006). Kasvillisuuden avoimuudesta johtuen tienpientareet ovat perinneympäristöjen tavoin usein myös paahteisia, sillä auringon säteily pääsee lämmittämään kenttäkerroksen kasvillisuutta ja maaperää (From 2005). Tienpientareet ovat avoimuuden lisäksi melko happamia ja niukkaravinteisia, jolloin ne muistuttavat olosuhteiltaan etenkin kuivia ja tuoreita niittyjä (Jylhäkangas & Esala 2002).

Tienpientareiden potentiaalia vaihtoehtoisiksi elinympäristöiksi perinneympäristöjen lajeille lisää se, että niiden yhteispinta-ala on valtava. Erilaisia tienpientareita on arveltu olevan Suomessa jopa 140 000 hehtaaria, eli yhteensä noin 7 kertaa niin paljon, kuin jäljellä olevia perinneympäristöjä (Vainio ym. 2001, Jantunen ym. 2004). Kun tienpientareiden määrään lisätään vielä muut niittämällä hoidetut tieympäristöt, kuten eritasoliittymien, muiden risteysalueiden, sekä kaupunkien ja kuntien katuverkostojen pientareet, niiden määrä kasvaa entisestään (Jantunen ym. 2004). Maamme suurin säännöllisesti niitetty pinta-ala muodostuukin juuri tienpientareista. Valtavan pinta-alan lisäksi tienpientareet myös muodostavat laajoja yhtenäisiä verkostoja, jolloin niiden mahdollinen merkitys perinneympäristön lajien levittäytymisreitinä korostuu (Jantunen ym. 2004).

Vaikka tienpientareet ovat monilta ominaisuuksiltaan perinneympäristöjen kaltaisia, on niillä myös muutamia huomionarvoisia eroja. Pientareilla lajisto kohtaakin paljon hyvin erilaista häiriötä kuin perinneympäristöissä. Tällaista häiriötä on muun muassa liikenteen aiheuttama häiriö ja kuolleisuus (Spellerberg 1998). Tienpientareita ei myöskään laidunneta säännöllisesti, kuten joitakin perinneympäristöjä. Myös niittotaajuus ja -intensiiviteetti eroavat usein niittämällä hoidettujen perinneympäristöjen ja tienpientareiden välillä. Perinneympäristöjä niitetään pääsääntöisesti kerran kesässä heinä-elokuun taitteessa, kun taas tienpientareilla niitto voi olla intensiivisempää ja se suoritetaan usein kerran tai kahdesti kesässä, ensimmäisen niiton ajoituessa kesäkuun puolivälin tienoille (Vainio ym. 2001, Saarinen ym. 2006). Erilainen niittoperinne johtuu erilaisesta käyttötarkoituksesta: niittoniittyjen pääasiallinen tarkoitus on tuottaa talvirehu karjalle, jolloin niitto on optimaalisinta suorittaa kasvillisuuden ollessa runsaimmillaan (Vainio ym. 2001). Tienpientareilla niiton tarkoitus on pitää kasvillisuus jatkuvasti tarpeeksi matalana liikenneturvallisuuden säilyttämiseksi.

Koska tienpientareet muistuttavat monilta ominaisuuksiltaan perinneympäristöjä, on niiden todettu toimivan tärkeinä elinympäristöinä etenkin monille perinneympäristöjen kasvi- ja perhoslajeille (Tikka ym. 2000, Saarinen ym. 2005, Valtonen & Saarinen 2005). Onkin ajateltu, että perinneympäristön lajit voisivat säilyä tienpientarilla, vaikka ne häviäisivät huonontuvista perinneympäristöistä (Eversham & Telfer 1994, Huhta & Rautio 2007). Näin ollen tienpientareilla säilyneet populaatiot voisivat myös mahdollisesti uudelleenkolonisoida ennallistettuja perinneympäristöjä (Huhta & Rautio 2007).

Tienpiennarten onkin havaittu toimivan tärkeinä levittäytymisreitteinä etenkin perinneympäristöjen kasveille (Tikka ym. 2001). Vaikka tienpientareilla tavataan usein monia perinneympäristöille tyypillisiä lajeja, on pientareiden ja perinneympäristöjen havaittu eroavan yhteisörakenteeltaan (Tikka ym. 2000, Jantunen ym. 2004, Jantunen ym. 2006).

Tienpientareiden potentiaalia vaihtoehtoisiksi elinympäristöiksi perinneympäristön lajeille on arvioitu tähän mennessä pääasiassa putkilokasveja ja perhosia tutkimalla. Tutkimukset ovat myös vahvasti painottuneet uhanalaisiin, näyttäviin ja hyvin tunnettuihin lajeihin/lajiryhmiin. Jotta perinneympäristöjen lajiston suojelu olisi tehokasta, olisi kuitenkin otettava huomioon myös muut lajiryhmät (WallisdeVries ym. 2002). Luteiden on havaittu toimivan hyvänä monimuotoisuuden indikaattoriryhmänä etenkin perinneympäristöissä, ja näin ollen niiden lajirunsaudella ja lajistollisella monimuotoisuudella voidaan mahdollisesti ennustaa koko elinympäristön lajistollisia monimuotoisuusarvoja (Duelli & Obrist 1998). Tämä monimuotoisuuskorrelaatio perustuu luultavasti luteiden monimuotoiseen ravinnonkäyttöön (Duelli & Obrist 1998). Luteissa onkin sekä peto-, että kasvinsyöjälajeja, jolloin ne ovat edustettuina usealla eri ravintoketjun tasolla (Rintala & Rinne 2011).

1.4. Perinneympäristöjen luteet

Luteet (Heteroptera) kuuluvat nivelkärsäisten (Hemiptera) lahkoon, yhdessä kaskaiden (Auchenorrhyncha) ja kirvansukuisten (Sternorrhyncha) kanssa (Cryan & Urban 2012). Suomessa luteita on tavattu tähän mennessä yhteensä 525 lajia, joista 22 on luokiteltu IUCN:n asettamilla kriteereillä uhanalaisiksi ja 33 silmälläpidettäväksi (Rassi ym. 2010, suojelubiologi Teemu Rintala, metsähallitus, suullinen tiedonanto). Vaikka luteita tavataan laajasti sekä maa-, että vesielinympäristöissä, suurin osa lajeista suosii elinympäristöinä erilaisia avoimia ja paahteisia perinneluontotyyppisiä (Rintala & Rinne 2011). Perinneympäristöt ovatkin luokiteltu ensisijaisiksi elinympäristöiksi jopa 60 % Suomen uhanalaisista ja silmälläpidettävistä ludelajeista (Rassi ym. 2010). Suomessa aikuisvaiheen luteet ovat runsaimmillaan heinä-elokuun taitteessa (Rintala & Rinne 2011).

Suurin osa perinneympäristöissä esiintyvistä luteista käyttää ravintonaan kasvien nesteitä, mutta myös petoja, loisia ja sienensyöjiä tavataan (Rintala & Rinne 2011). Kasvinsyöjäluteille on usein ominaista vahva ravintokasvisidonnaisuus, jolloin niitä tavataan vain ravintokasvin esiintymisalueella (Rintala & Rinne 2011). Kasvilajiston monimuotoisuuden onkin todettu korreloivan positiivisesti ludelajiston monimuotoisuuden kanssa, ja näin ollen kasvilajistoltaan rikkaat kedot ja niityt ovat usein myös ludelajistoltaan monimuotoisimpia (Southwood ym. 1979, Ullrich 2001, Frank & Künzle 2006, Rintala & Rinne 2011). Lisäksi ludelajirunsauden on havaittu lisääntyvän elinympäristön pinta-alan ja kytketyneisyyden lisääntyessä (Zabel & Tscharncke 1998, Helden & Leather 2004). Luteiden esiintymiseen vaikuttavat myös muut alueen abiottiset ja bioottiset olosuhteet, kuten elinympäristön kosteus ja lajien väliset vuorovaikutussuhteet (Otto 1996, Rintala & Rinne 2011). Lisäksi elinympäristön rakenteellisen monimuotoisuuden on havaittu lisäävän luteiden yksilö- ja lajirunsautta (Otto 1996, Zurbrugg & Frank 2006, Sobek ym. 2009). Perinneympäristöissä etenkin häiriöllä on todettu olevan suuri vaikutus luteiden esiintymiseen.

Koska monet luteet ovat riippuvaisia kasveista ravintonaan ja elinympäristönään, vaikuttaa kasvillisuuteen kohdistuva häiriö myös luteiden esiintymiseen ja runsauteen. Luteiden lajirunsauden on havaittu olevan suurempaa hoidetuilla, kuin hoitamattomilla niityillä (Otto 1996). Kuitenkin hyvin intensiivisen niiton tai laidunnuksen on havaittu vähentävän ludemonimuotoisuutta (Morris & Lakhani 1979, Kruess & Tscharncke 2002a, Helden & Leather 2004). Luteiden vasteet erilaisille perinneympäristön hoidosta

aiheutuville häiriöille ovat kuitenkin lajikohtaisia, jolloin kaikki ludelajit eivät reagoi häiriöön samansuuntaisesti (Di Giulio ym. 2001). Koska luteet elävät koko elinkiertonsa ajan samassa elinympäristötyypissä, niiden laji- ja yksilörunsaudet reagoivat herkästi erilaisiin elinympäristössä tapahtuviin muutoksiin, kuten muutoksiin maankäytössä (Morris 1979, Otto 1996).

1.5. Tutkimuskysymykset ja hypoteesit

Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää, voivatko tienpientareet ylläpitää samankaltaista ludelajistoa kuin perinneympäristöt, ja näin ollen toimia vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinneympäristöjen ludelajeille ja -yhteisöille. Tutkimuskysymykset ovat:

1. Onko perinneympäristöjen ja tienpientareiden välillä eroa luteiden lajirunsaudessa ja/tai lajistollisessa monimuotoisuudessa? Ennustan lajirunsauden ja lajistollisen monimuotoisuuden olevan tienpientareilla perinneympäristöjä vähäisempää, sillä tienpientareilla niittotaajuus ja -intensiteetti ovat usein korkeammalla (Morris & Lakhani 1979, Helden & Leather 2004). Lisäksi pientareen lajisto altistuu tieliikenteen aiheuttamalle häiriölle (Spellerberg 1998). Myös laiturilla häiriön taso voi olla korkealla koko kesän jatkuvan laidunnuksen myötä, mutta siellä luteiden lajirunsautta ja lajistollista monimuotoisuutta voi lisätä samanaikainen elinympäristön rakenteellisen monimuotoisuuden lisääntyminen (Otto 1996, Rook ym. 2004, Zurbrugg & Frank 2006, Öster ym. 2007, Sobek ym. 2009).

2. Voiko luteiden lajistollista monimuotoisuutta selittää putkilokasvien lajistollisella monimuotoisuudella? Ennustan putkilokasvimonimuotoisuuden lisääntymisen johtavan myös ludemonimuotoisuuden lisääntymiseen, sillä monien luteiden tiedetään olevan vahvasti ravintokasvisidonnaisia (Rintala & Rinne 2011). Lisäksi oletus saa tukea aikaisemmista tutkimuksista (Southwood ym. 1979, Ullrich 2001, Frank & Künzle 2006).

3. Eroavatko tienpientareiden ludeyhteisöt lajikoostumukseltaan perinneympäristöistä? Koska ensimmäisessä hypoteesissa ennustettiin luteiden lajirunsauden ja lajistollisen monimuotoisuuden olevan vähäisempää tienpientareilla kuin perinneympäristöissä, voidaan myös niiden lajikoostumuksen ennustaa eroavan toisistaan. Tienpientareiden ei ole myöskään aikaisemmissa tutkimuksissa havaittu kykenevän ylläpitämään kokonaisia perinneympäristöille tyypillisiä hyönteisyhteisöjä (Jantunen ym. 2004).

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Tutkimusalueet

Tähän tutkimukseen valittiin yhteensä 36 tutkimuskohdetta: 12 niittoniittyä, 12 laidunta ja 12 tienpiennarta. Kaikki valitut kohteet sijaitsivat koordinaattien N 6822796–6935766 ja E 379945–455075 välillä Keski-Suomessa, noin 90 kilometrin säteellä Jyväskylästä (Liite 1). Eteläisimmät kohteet olivat Kuhmoisissa ja pohjoisimmat Äänekoski-Keuruu akselilla. Koska ludelajiston tiedetään muuttuvan etelästä pohjoiseen siirryttäessä, kiinnitettiin tutkimuskohteiden sijaintiin erityistä huomiota (Lammes & Rinne 1990, Rintala & Rinne 2011). Tutkimuskohteet valittiinkin sijaintinsa perusteella kolmen kohteen ryppäissä siten, että jokaisessa ryppäessä oli yksi kutakin kohdetyypistä. Näin ollen maantieteellisestä sijainnista johtuva vaihtelu oli yhtä suurta jokaisen kohdetyypin sisällä ja kohdetyypit olivat siten keskenään vertailukelpoisia.

Sijainnin lisäksi tutkimuskohteiden tuli täyttää myös muita valintakriteerejä. Tutkimukseen valittiin vain kedoiksi ja tuoreiksi niityiksi luokiteltuja edustavia tai ainakin

paikallisesti arvokkaita perinneympäristöjä (Vainio ym. 2001). Ketoja luonnehditaan kuiviksi ja niukkaravinteisiksi hiekka-, sora- ja moreenimaiden niityiksi, joille on tyypillistä hyvin monimuotoinen eliölajisto (Schulman ym. 2008). Tuoreet niityt taas ovat ketoja hieman kosteampia ja niitä esiintyy kaikilla kivennäismaalajeilla (Schulman ym. 2008). Sekä kedot, että tuoreet niityt ovat pääasiassa puuttomia ja molemmat luontotyyppiryhmät on luokiteltu äärimmäisen uhanalaisiksi (Schulman ym. 2008). Perinneympäristöjen valintaan vaikutti luontotyyppin lisäksi alueen koko, sekä hoitohistoria. Valittujen perinneympäristöjen tulikin olla vähintään 0,2 hehtaarin kokosia ja niillä piti olla takanaan pitkä, edelleen käynnissä oleva niittoon tai laidunnukseen perustuva hoitohistoria. Niittoniityillä niitto suoritetaan kerran vuodessa, heinä-elokuun taitteessa. Laitumia laidunnetaan läpi kesän, ja laiduntavina eläiminä on kohteesta riippuen joko lehmä, lampaita tai hevosia.

Tienpienareet valittiin siten, että ne muistuttaisivat ominaisuuksiltaan mahdollisimman paljon tutkimukseen valittuja perinneympäristöjä. Koska vanhempien teiden on todettu ylläpitävän uudempia teitä enemmän perinneympäristöille tyypillistä lajistoa, tuli tien olla vähintään 20 vuotta vanha (Jantunen ym. 2004, Valtonen ym. 2007). Tiellä ei myöskään saanut olla viimeisen 10 vuoden aikana tehtynä suuria tietöitä, jotta pienareelle olisi ehtinyt kehittyä sille tyypillinen eliöyhteisö. Tien tuli olla lisäksi suhteellisen suuri, jotta sen pienareet olisivat tarpeeksi leveät ja niitä hoidettaisiin säännöllisesti niittämällä. Suurempien teiden pienareilta on myös aikaisemmissa tutkimuksissa havaittu löytyvän pieniä tienpienareita enemmän perinneympäristöille tyypillistä hyönteislajistoa (Saarinen ym. 2005). Tutkimukseen valitut tiet olivatkin kokoluokitukseltaan vähintään seututeitä, ja pienareen tuli olla niitetty edellisen kasvukauden aikana vähintään 2 metrin matkalta tien reunasta mitattuna. Seututiet ovat asfaltoituja ja ne on rakennettu palvelemaan seutukuntien sisäistä liikennettä, sekä toimimaan kulkuväylinä suuremmille teille liityttäessä (Liikennevirasto 2014). Koska kaupunkien keskusta-alueiden tiedetään olevan usein hyvin voimakkaasti vieraslajien valtaamia, ja näin ollen todennäköisesti niittyjen lajeille vaihtoehtoisina elinympäristöinä toissijaisia, piennarkohteiden tuli sijaita vähintään 5 kilometriä alueen suurimman kaupungin (Jyväskylä) keskustasta ja vähintään 1 kilometri seuraavaan kokoluokkaan luokitelluista kaupungeista (mm. Laukaa, Multia...) (Pyšek 1998, Roy ym. 1999, Valtonen ym. 2006a). Myös pienareen lähialueet otettiin huomioon tutkimusalueita valittaessa, sillä myös pienareen vierellä olevien elinympäristöjen laatu voi vaikuttaa sen soveltuvuuteen perinneympäristön lajien elinympäristöksi (Jantunen ym. 2004). Pienareen viereen ei hyväksytytkään vesistöä, viljeltyä peltoa, eikä rakennuksia.

2.2. Aineiston keruu

Luteita pyydettiin jokaiselta tutkimuskohteelta sekä passiivisella, että aktiivisella pyyntimenetelmällä, sillä useamman eri menetelmän käyttö antaa paremman kokonaiskuvan alueen koko ludelajistosta (Moir ym. 2005). Passiiviseksi pyyntimenetelmäksi valikoitui ikkuna-keltavatipyödyys, jonka toivottiin pyytävän etenkin kenttälerroksen kasvillisuudessa liikkuvia ja lentäviä luteita. Käytetyissä pyydyksissä vadin halkaisija oli 35 cm ja ikkunan korkeus 50 cm. Pyydykset asetettiin maan pinnalle ja tuettiin metallisilla jalustoilla. Laitumilla pyydykset suojattiin laiduntavilta eläimiltä ja ne asetettiin käytännössä aitauksen ulkopuolelle laitumen välittömään läheisyyteen. Pyydysten vati täytettiin suolavesiliuoksella, joka tappoi ja säilöi siihen tippuneet hyönteiset. Vadissa oli lisäksi loraus tiskiainetta pintajännityksen rikkomiseksi. Jokaisella tutkimuskohteella oli yksi pyydys, ja pyynti alkoi hieman kohteesta riippuen 26.–30.5.2014. Pyydykset koettiin yhteensä kaksi kertaa: ensimmäinen koenta suoritettiin 18.–22.6.2014 ja viimeinen 7.–11.7.2014. Kohteilla käytiin aina samassa järjestyksessä, jolloin

pyydykset olivat jokaisella kohteella yhtä pitkän ajanjakson. Pyydyksistä kerätyt luteet säilöttiin etanoliin jatkokäsittelyä varten.

Luteita pyydettiin myös haavimalla kenttäkerroksen kasvillisuutta. Jokaiselta kohteelta kerättiin 150 haaviniskua, halkaisijaltaan 40 cm olevalla lyöntihaavilla. Haavi tyhjennettiin 30 haaviniskun välein muoviseen pulloon suppilon avulla, jonka jälkeen näytteet pakastettiin. Haaviessa käveltiin ennalta määrättyä suoraa 50 metrin pituista linjaa pitkin. Tienpientareilla linja kulki pientareen myötäisesti, kun taas niittoniityillä ja laitumilla otettiin aiemmin arvottu linjan suunta kompassin avulla alueen keskikohdasta. Linja alkoi aina tutkimuskohteen reunalta ja eteni keskustaa kohden. Samojen tutkimuslinjojen mukaisesti oli asetettu myös 5 kappaletta 4 m² kasvuruutuja, joilta kartoitettiin samana kesänä putkilokasvilajit ja niiden peittävyysprosentit. Jokaisella tutkimuskohteella käytiin haavimassa vain kerran ajanjaksolla 6.–11.7.2014. Kohteet haavittiin maantieteellisen sijaintinsa mukaisesti kolmen kohteen ryppäissä siten, että samassa ryppäessä oli yksi kutakin kohdetyyppiä. Näin minimoitiin muuttuvien sääolosuhteiden vaikutukset tuloksiin. Haavimispäivästä riippuen lämpötila vaihtelikin 14,5–28,5°C välillä, tuulisuuden ollessa korkeintaan kohtalaista. Haavinta suoritettiin aina kello 10–15:30 välillä, jolloin luteiden tiedetään olevan aktiivisimmillaan (Rintala & Rinne 2011). Kaikki aikuisvaiheen luteet määritettiin lajilleen ”Suomen luteet” -kirjan määrityskaavojen ja mikroskooppien avulla (Rintala & Rinne 2011). Lopulta molemmilla pyyntimenetelmillä kerätyt ludeaineistot yhdistettiin tilastollisia analyysejä varten.

2.3. Tilastollinen testaus

Ludelajiston monimuotoisuuden vertailemista varten jokaiselle tutkimuskohteelle laskettiin Shannonin entropia (H) kaavalla:

$$H = - \sum p_i \ln p_i ,$$

jossa p_i = lajin yksilömäärän osuus kaikkien tutkimuskohteella havaittujen lajien yhteenlasketusta yksilömäärästä (Shannon 1948). Kun entropia kasvaa, lajistollinen monimuotoisuus lisääntyy (Magurran 2004). Koska entropia-arvoja on hankala tulkita biologisesti, johdettiin jokaiselle tutkimuskohteelle Shannonin entropian arvoista niin sanotut efektiiviset lajimäärät $\text{Exp}(H)$ (*engl. effective number of species*). Efektiivinen lajimäärä kasvaa entropian kasvaessa ja se kertoo kuinka monta yhtä runsasta lajia tarvitaan, jotta saavutettaisiin tutkimuskohteelle laskettu vastaava Shannonin entropian arvo (Jost 2006). Efektiivisen lajimäärän katsotaankin olevan tutkimuskohteen todenmukainen monimuotoisuus (*engl. true diversity*) (Jost 2006). Luteiden efektiivistä lajimäärää vertailtiin kohdetyyppien välillä yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA) ja Tukeyn parittaisilla vertailuilla, käyttäen IBM SPSS Statistics 22.0 -ohjelmaa. Myös kohdetyyppien välisiä lajirunsausta vertailtiin samalla analyysillä ja tilasto-ohjelmalla.

Ludelajiston monimuotoisuutta pyrittiin myös selittämään putkilokasvimonimuotoisuuden avulla. Analyysia varten jokaiselle kohteelle laskettiin luteiden efektiivisen lajimäärän tavoin putkilokasvien efektiivinen lajimäärä, mutta nyt p_i = lajin runsausprosentin osuus kaikkien tutkimuskohteella havaittujen lajien yhteenlasketusta runsausprosentista. Ludemonimuotoisuuden yhteyttä putkilokasvimonimuotoisuuteen tutkittiin IBM SPSS Statistics 22.0 -ohjelmalla lineaarisella regressioanalyysillä, luteiden efektiivisen lajimäärän ollessa riippuvana muuttujana ja putkilokasvien efektiivisen lajimäärän selittävänä muuttujana. Analyysi tehtiin jokaiselle kohdetyypille erikseen.

Lisäksi tutkimuskohteiden ludeyhteisöjen lajikoostumuksen samankaltaisuutta arvioitiin Chao-Jaccardin yksilörunsautteen perustuvalla estimaattorilla (Chao-Jaccard-est

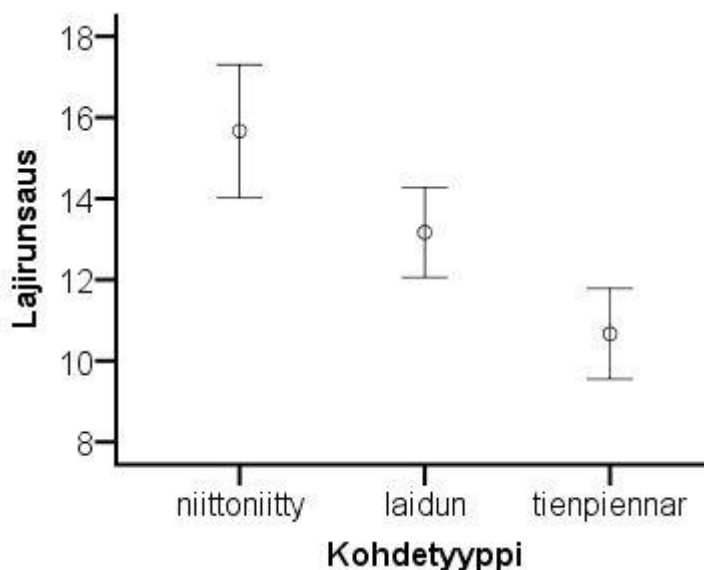
abundance-based), joka soveltuu arvioimaan klassisia samankaltaisuusindeksejä paremmin lajistoltaan keskenään erisuuria yhteisöjä, sekä yhteisöjä, joissa arvioidaan olevan paljon huomiotta jääneitä - tai harvalukuisia lajeja (Chao ym. 2005). Kaikkia tutkimuskohteita vertailtiin keskenään käyttäen EstimateS 9.1.0 -ohjelmaa, jonka jälkeen niiden samankaltaisuusprosentit luokiteltiin kuuteen vertailuryhmään: 1 = niittoniittyjen sisäinen, 2 = laidunniittyjen sisäinen, 3 = tienpientareiden sisäinen, 4 = niittoniittyjen ja laidunten välinen, 5 = niittoniittyjen ja tienpientareiden välinen, 6 = laidunten ja tienpientareiden välinen. Jokaiselle samankaltaisuusarvolle laskettiin lisäksi 95 % luottamusväli 1000 toistolla. Lopuksi vertailuryhmien välisten samankaltaisuusprosenttien merkitsevyyserot analysoitiin resampling-menetelmällä, käyttäen Excel resampling tool 4.0 -ohjelmaa. Vertailuryhmät analysoitiin pareittain siten, että jokaiselle parille laskettiin aluksi Pearsonin korrelaatiokerroin (r). Tämän jälkeen aineisto järjestettiin uudelleen täydellisesti korvaten 1000 kertaa, ja laskettiin kuinka monesti uudelleenlasketut korrelaatiot olivat alkuperäistä suurempia. Näin saatiin todennäköisyysarvot (p) tilanteelle, jossa alkuperäinen korrelaatio olisi syntynyt täysin sattuman kautta (Halme ym. 2009).

3. TULOKSET

3.1. Lajirunsaus ja lajiston monimuotoisuus

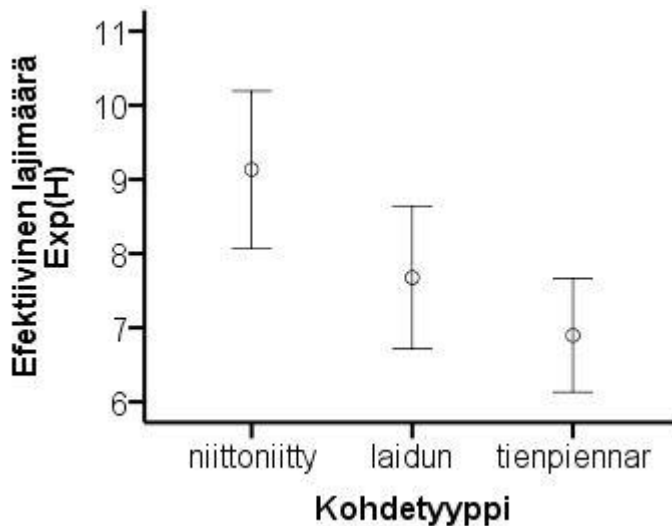
Kerätystä ludeaineistosta määritettiin kaiken kaikkiaan 95 ludelajia 13 eri heimosta (Liite 2). Niittoniityiltä lajeja tavattiin eniten, yhteensä 69. Laidunniityiltä ludelajeja havaittiin 68 ja tienpientareilta 53. Määritetyistä lajeista 16 esiintyi ainoastaan niittoniityillä, 14 laidunniityillä ja 4 tienpientareilla (Liite 2). Kaikki havaitut ludelajit on määritelty uhanalaisuusluokitukseltaan elinvoimaisiksi (Rintala & Rinne 2011).

Keskimääräisellä niittoniitykohteella havaittiin yhteensä noin 16, laidunkohteella 13 ja tienpientareella 11 ludelajia (Kuva 1). Eri kohdetyyppien välillä oli tilastollisesti merkitsevää eroa lajirunsaudessa (ANOVA: $F = 3,645$, $df = 2$, $P = 0,037$). Niittoniityillä oli keskimäärin merkitsevästi enemmän lajeja kuin tienpientareilla (Tukey: $P = 0,028$). Niittoniityt eivät kuitenkaan eronneet lajirunsaudeltaan merkitsevästi laitumista (Tukey: $P = 0,378$), eivätkä laitumet tienpientareista (Tukey: $P = 0,378$).



Kuva 1. Luteiden lajirunsauden keskiarvot ja niiden ± 1 keskivirheet kohdetyypeittäin, kun $n = 12$ jokaisessa kohdetyypissä.

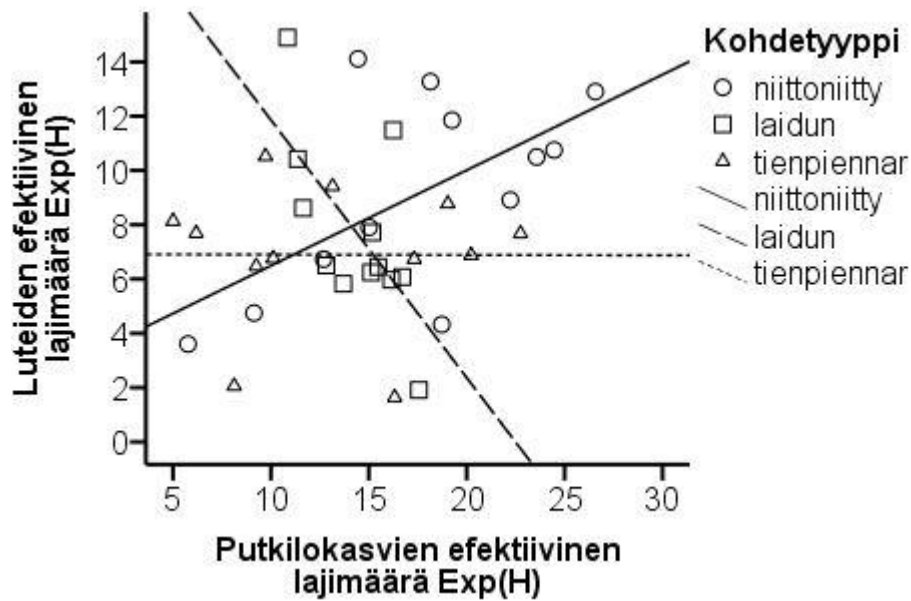
Myös lajistollisen monimuotoisuuden mittarina käytettyä efektiivistä lajimäärää (Exp(H)) vertailtiin kohdetyyppien välillä. Niittoniityt vastasivat monimuotoisuudeltaan yhteisöä, jossa olisi keskimäärin 9 runsaudeltaan tasavertaista lajia (Kuva 2). Laitumilla efektiivinen lajimäärä oli keskimäärin 8 ja tienpientareilla 7. Kohdetyyppien väliltä ei löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja luteiden efektiivisessä lajimäärässä (ANOVA: $F = 1,469$, $df = 2$, $p = 0,245$).



Kuva 2. Luteiden efektiivisen lajimäärän (Exp(H)) keskiarvot (± 1 keskivirheet) kohdetyypeittäin, kun $n = 12$ jokaisessa kohdetyypissä.

3.2. Lude- ja putkilokasvimonimuotoisuuden suhde

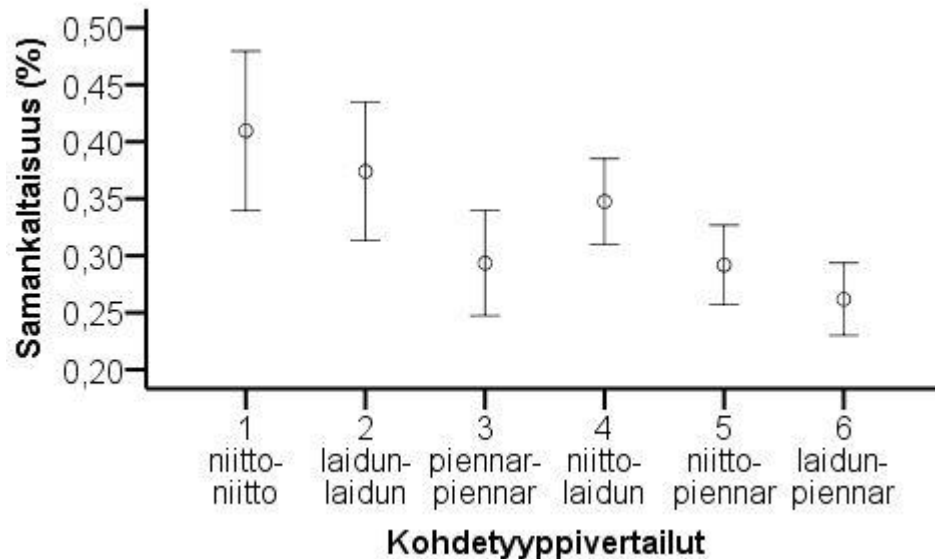
Tutkimuskohteilla havaittua luteiden lajistollista monimuotoisuutta pyrittiin selittämään putkilokasvien lajistollisella monimuotoisuudella. Niittoniityillä putkilokasvimonimuotoisuuden lisääntyessä myös ludemonimuotoisuus lisääntyi (lineaarinen regressio: $t = 2,416$, $df = 1$, $p = 0,036$) (Kuva 3). Putkilokasvimonimuotoisuus selittikin noin 37 % havaitusta ludemonimuotoisuudesta ($R^2 = 0,369$, estimaatin keskivirhe = 3,060). Laidunkohteilla tilanne oli päinvastainen: putkilokasvimonimuotoisuuden lisääntyessä ludemonimuotoisuus väheni (lineaarinen regressio: $t = -2,674$, $df = 1$, $p = 0,023$). Putkilokasvimonimuotoisuus selitti laitumilla noin 42 % havaitusta ludemonimuotoisuudesta ($R^2 = 0,417$, estimaatin keskivirhe = 2,668). Tienpientareilla havaittua ludemonimuotoisuutta ei voitu selittää putkilokasvimonimuotoisuuden avulla (Lineaarinen regressio: $t = -0,009$, $df = 1$, $p = 0,993$).



Kuva 3. Ludelajiston monimuotoisuus suhteessa putkilokasvimonimuotoisuuteen niittoniityillä, laitumilla ja tienpiennareilla, kun monimuotoisuuden mittarina on käytetty efektiivistä lajimäärää ($\text{Exp}(H)$) ($n = 12$ jokaisessa kohdetyypissä). Suorien yhtälöt ovat: niittoniityillä $y = 2,97 + 0,35x$, laitumilla $y = 21,35 - 0,95x$, ja tienpiennareilla $y = 6,91 - 1,33 \cdot 10^{-3}x$.

3.3. Ludeyhteisön samankaltaisuus

Kohdetyyppien ludeyhteisöjen sisäistä ja välistä samankaltaisuutta arvioidessa huomattiin, että niittoniittyjen ja laitumien sisäiset ja väliset samankaltaisuudet eivät eronneet toisistaan merkittävästi (Kuva 4) (Taulukko 1). Niittoniittyjen ja laidunten välinen samankaltaisuusprosentti olikin keskimäärin 34,7 % (Chao-Jaccardin yksilörunsautteen perustuva estimaattori) (Kuva 4). Sekä niittoniittyjen, että laitumien sisäinen ja välinen samankaltaisuus erosi kuitenkin merkittävästi tienpiennareiden sisäisestä - ja tienpiennareiden ja perinneympäristöjen välisestä samankaltaisuuksista (Taulukko 1). Sekä niitetyt, että laidunnetut perinneympäristöt olivatkin ludeyhteisöltään merkittävästi enemmän toistensa kaltaisia, kuin tienpiennareiden kaltaisia (Taulukko 1). Lisäksi tienpiennareet olivat keskenään jopa niin heterogeenisiä, että niiden sisäinen samankaltaisuus ei eronnut merkittävästi tilanteesta, jossa niitä verrattiin niittoniittyihin tai laitumiin (Taulukko 1).



Kuva 4. Ludeyhteisöjen samankaltaisuusprosentin (Chao-Jaccardin yksilörunsauten perustuva estimaattori) keskiarvot ja ± 95 % luottamusvälit suhteessa kohdetyypivertailuun. Kohdetyypivertailuissa: 1–3 = kohdetyypien sisäiset samankaltaisuudet, 4–6 = kohdetyypien väliset samankaltaisuudet.

Taulukko 1. Kohdetyypien ludeyhteisöjen samankaltaisuusvertailujen (Chao-Jaccardin yksilörunsauten perustuva estimaattori) väliset Pearsonin korrelaatiot (r), p -arvot (p) ja parittaisten vertailujen määrät (n). Samankaltaisuusvertailut: 1 = niittoniittyjen sisäinen, 2 = laidunten sisäinen, 3 = tienpientareiden sisäinen, 4 = niittoniittyjen ja laidunten välinen, 5 = niittoniittyjen ja tienpientareiden välinen, 6 = laidunten ja tienpientareiden välinen. * = tulos on merkitsevä 95 % merkitsevyystasolla.

samankaltaisuusvertailut	n	r	p
1 – 2	132	-0,067	0,426
1 – 3	132	-0,236	0,006*
2 – 3	132	-0,182	0,033*
1 – 4	210	-0,116	0,105
1 – 5	210	-0,225	0,001*
4 – 5	288	-0,126	0,042*
2 – 4	210	-0,053	0,472
2 – 6	210	-0,241	0,000*
4 – 6	288	-0,200	0,000*
3 – 5	210	-0,004	0,793
3 – 6	210	-0,077	0,252
5 – 6	288	-0,074	0,223

4. TULOSTEN TARKASTELU

Tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään tienpientareiden merkitystä vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinneympäristöjen ludelajeille ja -yhteisöille. Vaikka tienpientareilta löydettiin paljon perinneympäristöille tyypillisiä ludelajeja, erosivat niillä tavatut ludeyhteisöt lajikoostumukseltaan merkittävästi perinneympäristöistä. Tulosten perusteella tienpientareiden voidaankin ajatella toimivan vaihtoehtoisina elinympäristöinä yksittäisille perinneympäristöjen ludelajeille, kuitenkin kykenemättä ylläpitämään kokonaisia

perinneympäristöille tyypillisiä ludeyhteisöjä. Lisäksi tienpientareilla luteiden lajistollista monimuotoisuutta näyttäisi ajavan, perinneympäristöistä poiketen, jokin muu kuin putkilokasvien lajistollinen monimuotoisuus.

4.1. Lajirunsaus ja lajiston monimuotoisuus

Luteiden keskimääräinen lajirunsaus oli tienpientareilla merkitsevästi alhaisempaa kuin niittoniityillä. Kun tienpientareita verrattiin laitumiin ja laitumia niittoniityihin, merkitseviä eroja ei löytynyt. Myöskään lajistollisessa monimuotoisuudessa ei ollut kohdetyyppien välillä merkitseviä eroja. Sekä lajirunsaudessa, että lajistollisessa monimuotoisuudessa havaittiin kuitenkin laskeva trendi niittoniityiltä laitumille, ja laitumilta tienpientareille siirryttäessä. Laskevaa trendiä kohdetyyppien välillä voidaan selittää etenkin elinympäristöihin kohdistuvan häiriön avulla, sillä vaikka jokaisella kohdetyypillä kasvillisuus kohtaa säännöllistä häiriötä, on häiriön luonteessa, intensiteetissä ja taajuudessa vaihtelua kohdetyyppien välillä (Vainio ym. 2001, Saarinen ym. 2006). Toisaalta myös muiden alueellisten ja paikallisten tekijöiden, kuten elinympäristön pinta-alan, kytkeytyneisyyden, sekä alueen abioottisten ja bioottisten olosuhteiden vaihtelu, voi selittää havaittua trendiä luteiden lajirunsaudessa ja lajistollisessa monimuotoisuudessa (Otto 1996, Zabel & Tschardt 1998, Helden & Leather 2004).

Tienpientareilla havaittu perinneympäristöjä keskimäärin alhaisempi lajirunsaus ja lajistollinen monimuotoisuus tukevat tutkimuksen alussa asetettua hypoteesia. Hypoteesi perustui etenkin siihen, että tienpientareilla niittotaajuus ja -intensiteetti ovat usein perinneympäristöjä korkeammalla tasolla (Vainio ym. 2001, Saarinen ym. 2006). Ludelajirunsauden ja lajistollisen monimuotoisuuden onkin havaittu vähenevän häiriön intensiteetin lisääntyessä (Morris & Lakhani 1979, Kruess & Tschardt 2002a, Helden & Leather 2004). Muutamalla tienpientareella kesän ensimmäinen niitto oli jo ehditty suorittaa ennen aineistonkeruun haavimisvaihetta, kun taas niittoniityillä lajisto ei vielä ollut kohdannut kyseisen kesän niittotapahtumaa. Niiton tiedetäänkin vähentävän hetkellisesti etenkin kasvillisuuden seassa elävien hyönteisten lajirunsausta ja lajistollista monimuotoisuutta, sillä se tuhoaa lähes täydellisesti niiden käyttämät resurssikohteet, sekä piilo- ja lisääntymispaikat (Erhardt 1985, Jantunen ym. 2004, Valtonen ym. 2007). Lisäksi hyönteislajiston palautuminen niiton jäljiltä voi kestää kauan (Morris & Lakhani 1979). Niittoniityillä kasvillisuus oli myös ehtinyt kehittyä niitetyjä tienpientareita korkeammaksi, jolloin se luultavasti tarjosi luteille enemmän mahdollisia resursseja, sekä piilo- ja lisääntymispaikkoja (Helden & Leather 2004).

Kuten tienpientareilla, myös laitumilla häiriön intensiteetti oli niittoniityjä korkeampaa, sillä niitä laidunnettiin tasaisesti läpi kesän. Niillä lajirunsausta ja lajistollista monimuotoisuutta saattoi kuitenkin nostaa laidunnuksen tehostama elinympäristön rakenteellisen monimuotoisuuden lisääntyminen (Rook ym. 2004, Öster ym. 2007). Rakenteellisesti monimuotoinen elinympäristö tarjoaakin luteille enemmän mahdollisia resursseja, sekä piilo- ja lisääntymispaikkoja (Otto 1996, Zurbrugg & Frank 2006, Sobek ym. 2009). Laidunnuksen elinympäristön rakenteellista monimuotoisuutta lisäävä vaikutus perustuu laiduntavien eläinten valikoivaan ravinnonkäyttöön, maaperän ja kasvillisuuden tallaukseen, sekä virtsan ja ulosteen synnyttämiin ravinnelaikkuihin (Rook ym. 2004). Lisäksi laidunnuksen intensiteetin, eli laidunpaineen vaihtelu laitumen eri osissa eri ajanjaksoina synnyttää kasvillisuuteen rakenteellista monimuotoisuutta (Vainio ym. 2001, Tiainen ym. 2004).

Myös tienpientareiden jatkuva altistuminen tieliikenteelle voi selittää niiden keskimäärin alhaisempaa lajirunsausta ja lajistollista monimuotoisuutta suhteessa perinneympäristöihin. Tienpientareilla lajisto altistuu etenkin melu- ja valosaasteelle,

katupölylle, raskasmetalli- ja typpipäästöille, sekä tiesuolalle (Spellerberg 1998, Trombulak & Frissell 2000). Esimerkiksi elinympäristön pitkäaikaisen altistumisen typpipäästöille on todettu vähentävän hyönteisten lajirunsaattia (Haddad ym. 2000). Tieliikenne aiheuttaa lajistolle myös suoraa kuolleisuutta (Spellerberg 1998, Trombulak & Frissell 2000). Koska monet luteet ovat riippuvaisia kasveista ravintonaan ja elinympäristönään, heijastuvat tieliikenteen kasveille aiheuttamat haitat luultavasti myös luteiden lajirunsauteen ja lajistolliseen monimuotoisuuteen (Rintala & Rinne 2011).

4.2. Lude- ja putkilokasvimonimuotoisuuden suhde

Koska monien luteiden tiedetään olevan vahvasti ravintokasvisidonnaisia, oletettiin putkilokasvimonimuotoisuuden lisääntymisen johtavan myös ludemonimuotoisuuden lisääntymiseen (Rintala & Rinne 2011). Oletus saa tukea myös aikaisemmista tutkimuksista (Southwood ym. 1979, Ullrich 2001, Frank & Künzle 2006). Tässä tutkimuksessa kuitenkin ainoastaan niittoniityillä putkilokasvimonimuotoisuuden lisääntyminen johti ludemonimuotoisuuden lisääntymiseen. Laitumilla tilanne oli täysin päinvastainen; putkilokasvimonimuotoisuuden lisääntyminen johti ludemonimuotoisuuden vähenemiseen. Tienpientareilla taas ei ludemonimuotoisuuden ja putkilokasvimonimuotoisuuden välillä havaittu, perinneympäristöistä poiketen, minkäänlaista yhteyttä.

Tienpientareilla havaittua ludemonimuotoisuutta ei voitu selittää putkilokasvimonimuotoisuudella. Havainto onkin ristiriidassa aiempien tutkimustulosten kanssa, joiden mukaan kasvilajiston monimuotoisuuden lisääntyminen johtaisi myös ludemonimuotoisuuden lisääntymiseen (Southwood ym. 1979, Ullrich 2001, Frank & Künzle 2006). Toisaalta muutamassa tutkimuksessa luteiden ja putkilokasvien lajirunsaudessa ei havaittu korrelaatiota (Otto 1996, Di Giulio ym. 2001). Ludelajien ajatellaankin olevan riippuvaisempia kasviyhteisön rakenteesta, sekä elinympäristön mikroilmasto-olosuhteista (Otto 1996, Di Giulio ym. 2001). Kasvilajirunsauden tärkeys saattaaakin jäädä toissijaiseksi etenkin, jos suurin osa ludelajeista on petoja tai ravintonsa puolesta generalisteja (Di Giulio ym. 2001). Toisaalta putkilokasvilajimonimuotoisuuden lisääntyminen johtaa usein elinympäristön rakenteellisen monimuotoisuuden lisääntymiseen, jonka on havaittu vaikuttavan positiivisesti myös luteiden lajistolliseen monimuotoisuuteen (Otto 1996, Tews ym. 2004, Zurbrugg & Frank 2006, Sobek ym. 2009). Tienpientareilla havaittu lude- ja putkilokasvimonimuotoisuuden suhde voikin olla vääristynyt, sillä osa pientareista oli ehditty niittää jo ennen aineistonkeruun haavimisjaksoa. Näin ollen niitolla/niittämättömyydellä saattaa olla tässä tapauksessa putkilokasvimonimuotoisuutta suurempi vaikutus ludemonimuotoisuuteen ja saatu tulos voisi olla toisenlainen, mikäli kaikki pientareet olisivat olleet niittämättömiä koko aineistonkeruun ajan.

Myös laitumilla havaittu negatiivinen korrelaatio putkilokasvi- ja ludemonimuotoisuuden välillä riitelee aiempien tutkimustulosten kanssa (Southwood ym. 1979, Ullrich 2001, Frank & Künzle 2006). Ludemonimuotoisuuden väheneminen putkilokasvimonimuotoisuuden lisääntyessä voi kuitenkin perustua samanaikaiseen laidunpaineen lisääntymiseen, jolloin hyönteiset reagoivat putkilokasveja nopeammin elinympäristön muuttuneisiin olosuhteisiin (Mortimer ym. 1998, Kruess & Tschardtke 2002a). Kasvillisuuden seassa elävien hyönteisten herkkyys laidunnukselle perustuu etenkin samanaikaiseen kasvillisuuden madaltumiseen, jolloin niille tärkeiden resurssikohteiden, sekä piilo- ja lisääntymispaikkojen määrä vähenee (Kruess & Tschardtke 2002b, Pöyry ym. 2006). Toisaalta kasvillisuuden mataluus aiheuttaa tuloksiin myös mahdollisuuden menetelmälliselle harhalle: mitä matalampaa kasvillisuus on, sen vaikeampi sitä on haavia, ja sitä vähemmän luteita tarttuu haaviin.

4.3. Ludeyhteisön samankaltaisuus

Tienpientareet erosivat lajikoostumukseltaan perinneympäristöistä, niitettyjen ja laidunnettujen niittyjen ollessa ludeyhteisöiltään keskenään hyvin samankaltaisia. Näin ollen tutkimukseen valitut tienpientareet eivät kyenneet ylläpitämään kokonaisia perinneympäristöille tyypillisiä ludeyhteisöjä. Tulos tukee aiemmin asetettua tutkimushypoteesia. Lisäksi aiemmissa tutkimuksissa tienpientareiden on havaittu eroavan perinneympäristöistä myös kasvi- ja perhosihteisöiltään (Tikka ym. 2000, Jantunen ym. 2004, Jantunen ym. 2006). Tienpientareiden erotessa lajikoostumukseltaan perinneympäristöistä, olivat pientareet myös keskenään hyvin heterogeenisiä. Tienpientareiden ludeyhteisön sisäinen samankaltaisuus ei eronnutkaan merkittävästi tilanteesta, jossa niitä verrattiin joko niitettyihin, tai laidunnettuihin perinneympäristöihin.

Tienpientareilla perinneympäristöistä poikkeaviin lajikoostumuksiin voi johtaa etenkin erot pientareiden ja perinneympäristöjen hoitomenetelmissä, kuten niiton ajankohdassa, taajuudessa ja intensiteetissä. Perinneympäristön lajien tiedetäänkin olevan herkkiä paitsi korkealle niittotaajuudelle ja -intensiteetille, myös etenkin keskikesällä suoritettulle niitolle (Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2006b). Myös pientareiden lyhyt ja epäsäännöllinen niittohistoria saattaa vähentää niiden soveltuvuutta perinneympäristöjen lajien elinympäristöiksi (Jantunen ym. 2004). Lisäksi niittojätteen keräämättä jättäminen voi vaikuttaa tavattuun lajikoostumukseen, sillä kuolleen biomassan kertyminen elinympäristöön rehevöittää maaperää, ja muuttaa siten myös kasviyhteisön rakennetta (Facelli & Facelli 1993, Carson & Peterson 1990, Huhta ym. 2001). Hoitomenetelmät vaikuttavatkin ludeyhteisöön paitsi suoraan, myös kasvillisuuden kautta, jolloin elinympäristön erilainen kasviyhteisörakenne johtaa luultavasti myös luteiden erilaiseen lajikoostumukseen (Otto 1996, Di Giulio ym. 2001).

Myös tienpientareiden pitkä ja kapea muoto voi olla osasyynä siihen, että niillä tavatut ludeyhteisöt erosivat lajikoostumukseltaan perinneympäristöistä. Pitkä ja kapea muoto altistaakin pientareen korostuneelle reunavaikutukselle (Murcia 1995). Korostuneen reunavaikutuksen myötä tieliikenteestä aiheutuva häiriö ja päästöt vaikuttavat usein koko pientareen alueella, etenkin pientareen ollessa kapea, heikentäen sen soveltuvuutta perinneympäristöjen lajeille (Truscott ym. 2005, Spellerberg 1998). Korostuneen reunavaikutuksen myötä pientareilta odotettiin löytyvän useita perinneympäristöistä puuttuvia lajeja (Yahner 1988). Kuitenkin, tienpientareilta tavattiin ainoastaan 4 lajia, joita ei tavattu perinneympäristöissä: ruohomantelilude (*Cymus claviculus*), luhtatkarilude (*Nabis limbatus*), aholatuskalude (*Sciocoris umbrinus*) ja äkälude (*Rhynocoris annulatus*). Näistä vain äkälude on tyypillinen metsänreunojen laji, kun muut suosivat elinympäristöinänsä paahteisia ja kuivia niittyjä ja ruderaattialueita (Rintala & Rinne 2011). Lisäksi aholatuskalude elää pääasiassa maanpinnalla ja tuleekin pyydytyksi käytetyillä menetelmillä vain ani harvoin (Rintala & Rinne 2011).

Tienpientareet olivat lajikoostumukseltaan myös keskenään hyvin heterogeenisiä. Tienpiennarten sisäistä heterogeniaa lisäsi luultavasti se, että osalla tienpientareista niitto oli ehditty suorittaa jo ennen aineistonkeruun haavimisvaihetta. Koska niiton on havaittu vaikuttavan hetkellisesti lajirunsautta ja lajistollista monimuotoisuutta alentavasti, muuttaa se mahdollisesti ainakin hetkellisesti myös yhteisön koko lajikoostumusta (Erhardt 1985, Jantunen ym. 2004, Valtonen ym. 2007). Tienpientareiden hoito voi myös vaihdella pientareelta toiselle, sillä osalla niitto suoritetaan vain kerran kesässä, kun taas toisia niitetään jopa kahdesti kesässä (Saarinen ym. 2006). Ludeyhteisöjen eroihin voi johtaa myös muun muassa vaihtelu pientareen maaperän ominaisuuksissa, valaistusoloissa, sekä kaltevuudessa (Gelbard & Harrison 2003, Jantunen ym. 2004). Myös vaihtelu pientareiden lähialueiden ominaisuuksissa, voi synnyttää heterogeniaa pientareilla havaittujen ludeyhteisöjen välille (Dauber ym. 2003, Jantunen ym. 2004).

Vaikka tienpientareilta jäi havaitsematta jopa 46,2 % kaikista perinneympäristöissä tavatuista 91 ludelajista, oli tienpientareiden ja perinneympäristöjen ludelajistossa myös monia yhteneviä piirteitä. Tienpientareiden lajisto koostuikin lähes yksinomaan myös perinneympäristöissä tavatuista lajeista. Yhteisten lajien löytyminen oli odotettavaa, sillä tienpientareiden tiedetään muistuttavan monilta ominaisuuksiltaan hyvin paljon perinneympäristöjä (Jylhänkangas & Esala 2002, Jantunen ym. 2004, From 2005, Saarinen ym. 2006). Myös aikaisemmissa tutkimuksissa perinneympäristöille tyypillisten lajien on todistettu esiintyvän toistuvasti tienpientareilla (Tikka ym. 2000, Saarinen ym. 2005, Valtonen & Saarinen 2005).

Tienpientareet muistuttivat myös yksilörunsausjakaumaltaan perinneympäristöjä, sillä suurin osa (niittoniityillä 79,7 %, laitumilla 80,6 %, tienpientareilla 79,2 %) kaikkien kohdetyyppien lajistosta esiintyi runsaudeltaan harvalukuisina (<10 yksilöä/kohdetyyppi). Jokaisella kohdetyypillä yksilömäärältään runsaslukuisiksi (>50 yksilöä/kohdetyyppi) voitiinkin luokitella alle 5 % havaituista lajeista. Yksilömäärältään runsaslukuiset lajit olivat pääasiassa samoja jokaisella kohdetyypillä: ketomustapolvi (*Plagiognathus chrysanthemii*) ja nurmitähkälude (*Leptopterna dolabrata*) esiintyi runsaana kaikilla kohdetyypeillä, kun perinneympäristöissä runsaslukuisena esiintyi lisäksi okaheinälude (*Stenodema calcaratum*) ja tienpientareilla ruohikkojänölude (*Chlamydatum pulicarius*). Nämä luteet ovatkin tyypillisiä niittyelinympäristöjen lajeja, jotka esiintyvät yleisenä ja usein hyvin runsaina lähes koko Suomessa (Rintala & Rinne 2011). Myös ravintokohteiden laaja-alaisuus yhdistää lajeja: nurmitähkälude käyttää ravintonaan laajasti erilaisia heinäkasveja (Poaceae), okaheinäluteen kelpuuttaessa ravinnokseen lisäksi muutamia sarakasveja (Cyperaceae) (Rintala & Rinne 2011). Myös ruohikkojänölude käyttää ravintonaan laajalti erilaisia ruohovartisia kasveja, kun taas ketomustapolven ravinto koostuu pääasiassa herne- (Fabaceae) ja asterikasveista (Asteraceae) (Rintala & Rinne 2011).

Suurin osa perinneympäristöistä ja tienpientareilta pyydetyistä ludelajeista kuului kuneluteiden (*Miridae*) heimoon. Kasvillisuuden seassa elävien kuneluteiden vahva dominanssi oli odotettavaa etenkin käytettyjen pyyntimenetelmien johdosta (Rintala & Rinne 2011). Käytetyt pyyntimenetelmät eivät sovellukaan lähes yksinomaan maanpinnalla liikkuvien ludelajien, kuten varjoluteiden (*Lygaeidae*), pyyntiin. Toisaalta kuneluteiden suuri määrä suhteessa muiden heimojen lajeihin selittyy myös sillä, että heimo on Suomessa tavatuista ludeheimoista ylivoimaisesti suurin, kattaen jopa 40 % kaikista maassamme tavatuista ludelajeista (Rintala & Rinne 2011). Suurin osa kuneluteista myös suosii elinympäristönään nimenomaan avoimia ja paahteisia perinneympäristöjä (Rintala & Rinne 2011).

Tässä tutkimuksessa ei havaittu uhanalaiseksi luokiteltuja ludelajeja (Rintala & Rinne 2011). Uhanalaisten ludelajien puuttuminen oli odotettavaa, sillä perinneympäristöissä elävät uhanalaiset ludelajit suosivat elinympäristönään usein vain kaikista kuivimpia, hiekkapohjaisia paahdekenttiä (Rintala & Rinne 2011). Aineistoon mahtui kuitenkin muutamia mielenkiintoisia lajihavaintoja. Esimerkiksi tarhakaulusluteesta (*Calocoris affinis*) tehtiin ilmeisesti Kuhmoisista lajin tähän mennessä pohjoisin havainto (Rintala & Rinne 2011, Hemiptera-työryhmä 2015, Hyönteistietokanta 2015). Havainto voi viitata ilmastonmuutokseen liittyvän ilmastonlämpenemisen etenemiseen, sillä myös monien muiden hyönteislajien on havaittu laajentavan esiintymisaluettaan entistä pohjoisemmaksi (Parmesan ym. 1999, Hickling ym. 2005, Mason ym. 2015).

4.4. Yhteenveto ja johtopäätökset

Monimuotoisuuden suojelun kannalta tiet nähdään usein hyvin negatiivisessa valossa, sillä ne tuhoavat ja pirstovat lajiston alkuperäistä elinympäristöä (Spellerberg 1998, Trombulak & Frissell 2000). Lisäksi haitallisten vieraslajien, kuten komealupiinin on havaittu käyttävän tienpientareita elinympäristöinä ja levittäytymisreitteinä, syrjäyttäessään alueen alkuperäistä lajistoa (Spellerberg 1998, Trombulak & Frissell 2000). Tieliikenne aiheuttaa myös suoraa kuolleisuutta lajistolle, sekä huonontaa läheisiä elinympäristöjä (Spellerberg 1998, Trombulak & Frissell 2000). Kuitenkin, tienpientareiden on havaittu paikoin ylläpitävän erityisen arvokasta lajistoa, ja etenkin monien perinneympäristöille tyypillisten kasvi- ja hyönteislajien on havaittu käyttävän niitä niin kutsuttuina vaihtoehtoisina elinympäristöinä (Tikka ym. 2000, Saarinen ym. 2005, Huhta & Rautio 2007).

Tässä tutkimuksessa saatujen tulosten perusteella myös monien ludelajien voidaan ajatella käyttävän tienpientareita vaihtoehtoisina elinympäristöinä. Tienpientareiden merkitys luteille näyttää rajoittuvan kuitenkin yksittäisiin lajeihin, sillä niiden ei havaittu voivan ylläpitää kokonaisia perinneympäristöille tyypillisiä ludeyhteisöjä. Näin ollen tienpientareiden ei voida katsoa korvaavan perinneympäristöjä luteiden elinympäristöinä. Tienpientareiden merkitys voi kuitenkin kasvaa tulevaisuudessa perinneympäristöjen populaatioiden kärsiessä mahdollisesti niin kutsutusta sukupuuttovelasta, tai perinneympäristöjen vähentyessä ja pirstoutuessa entisestään (Helm ym. 2006, Krauss ym. 2010). Myös maankäytön tehostuminen perinneympäristöjä ympäröivillä alueilla voi hankaloittaa lajien liikkumista perinneympäristöstä toiseen, jolloin tienpientareet voivat muodostua etenkin levittäytymisreiteinä perinneympäristöjen eliöyhteisöjen kannalta elintärkeiksi (Öckinger ym. 2012).

Tienpientareiden merkitystä vaihtoehtoisina elinympäristöinä perinneympäristöjen lajistolle voidaan myös mahdollisesti lisätä nykyistä suunnitelmallisempien hoitotoimenpiteiden avulla (Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2007). Esimerkiksi niittokertojen vähentämisen, oikean ajoituksen ja niittojätteen poistamisen on havaittu vaikuttavan merkittävästi siihen, kuinka suotuisiksi elinympäristöiksi tienpientareet perinneympäristöjen lajien kannalta muodostuvat (Parr & Way 1988, Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2006b). Kuitenkin etenkin hyvin rehevöityneitä tienpientareita tulisi aluksi niittää useammin, jotta ravinteet vähentyisivät tehokkaasti ja olosuhteet muuttuisivat suotuisemmiksi ravinneköyhään maaperään sopeutuneille niittylajeille (Saarinen ym. 2006). Myös pientareen ositettu niitto voi mahdollisesti lisätä sen monimuotoisuusarvoja, rakenteellisen monimuotoisuuden lisääntymisen kautta (Saarinen ym. 2006, Valtonen ym. 2006b). Tienpientareita perustettaessa on lisäksi syytä kiinnittää huomiota kotimaisen maaperän ja siemenseosten käyttöön (Valtonen ym. 2007).

KIITOKSET

Suurimmat kiitokset kuuluvat ohjaajilleni, Atte Komoselle ja Teemu Rintalalle, jotka olivat valmiita jakamaan neuvojaan koko projektin edetessä. Erityiskiitos lisäksi Panu Halmeelle, jolta sain korvaamatonta apua aineiston analysoinnissa. Myös muut Jyväskylän yliopiston Interventioekologian tutkimusryhmän jäsenet, erityisesti Tinja Pitkämäki, Anna Puisto, sekä Jenni Toikkanen ovat ansainneet kiitokseni. Olen lisäksi erityisen kiitollinen tutkimusalueiden maanomistajille, joiden suostumus yhteistyöhön mahdollisti tutkimukseni. Kiitän myös tutkielmani rahoittajia: Suomen Hyönteistieteellistä Seuraa, Societas pro Fauna et Flora Fennicaa, sekä Vuokon luonnonsuojelusäätiötä. Lopuksi kiitän Susanne Varjola ja Juho Ritaria, jotka ovat olleet tukenani tämän projektin edetessä.

KIRJALLISUUS

- Bakker J. P. & Berendse F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14(2): 63–68.
- Bennett A. F. & Saunders D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. Teoksessa: Sodhi N. S. & Ehrlich P. R. (toim.), *Conservation biology for all*, Oxford University press, New York, s. 88–106.
- Benton T. G., Vickery J. A. & Wilson J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182–188.
- Bobbink R. 1991. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* 28(1): 28–41.
- Bobbink R., Hornung M. & Roelofs J. G. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86(5): 717–738.
- Carson W. P. & Peterson C. J. 1990. The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85(1): 8–13.
- Chao A., Chazdon R. L., Colwell R. K. & Shen T. J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology letters* 8(2): 148–159.
- Cryan J. R. & Urban J. M. 2012. Higher-level phylogeny of the insect order Hemiptera: is Auchenorrhyncha really paraphyletic? *Systematic Entomology* 37(1): 7–21.
- Dauber J., Hirsch M., Simmering D., Waldhardt R., Otte A. & Wolters V. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98(1): 321–329.
- Davis M. R. 1991. The comparative phosphorus requirements of some temperate perennial legumes. *Plant and Soil* 133(1): 17–30.
- Di Giulio M., Edwards P. J. & Meister E. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38(2): 310–319.
- Duelli P. & Obrist M. K. 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity & Conservation* 7(3): 297–309.
- Ehrlich P. R. 1988. The loss of diversity. Teoksessa: Wilson E. O. (toim.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington DC, s. 21–27.
- Emanuelsson U. 2008. Semi-natural grasslands in Europe today. *Grassland Science in Europe* 13: 3–8.
- Erhardt A. 1985. Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *Journal of Applied Ecology* 22: 849–861.
- Eriksson O., Cousins S. A. & Bruun H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13(5): 743–748.
- Eversham B. C. & Telfer M. G. 1994. Conservation value of roadside verges for stenotopic heathland Carabidae: corridors or refugia? *Biodiversity & Conservation* 3(6): 538–545.
- Facelli J. M. & Facelli E. 1993. Interactions after death: plant litter controls priority effects in a successional plant community. *Oecologia* 95(2): 277–282.
- Frank T. & Künzle I. 2006. Effect of early succession in wildflower areas on bug assemblages (Insecta: Heteroptera). *European Journal of Entomology* 103(1): 61–70.
- Franzén D. & Eriksson O. 2003. Patch distribution and dispersal limitation of four plant species in Swedish semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 166(2): 217–225.
- From S. (toim.). 2005. *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Fuller R. M. 1987. The changing extent and conservation interest of lowland grasslands in England and Wales: a review of grassland surveys 1930–1984. *Biological Conservation* 40(4): 281–300.

- Galváněk D. & Lepš J. 2008. Changes of species richness pattern in mountain grasslands: abandonment versus restoration. *Biodiversity and Conservation* 17(13): 3241–3253.
- Gelbard J. L. & Harrison S. 2003. Roadless habitats as refuges for native grasslands: interactions with soil, aspect, and grazing. *Ecological Applications* 13(2): 404–415.
- Habel J. C., Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C. & Wiezik, M. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22(10): 2131–2138.
- Haddad N. M., Haarstad J. & Tilman D. 2000. The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia* 124(1): 73–84.
- Halme P., Mönkkönen M., Kotiaho J. S., Ylisirniö A. L. & Markkanen A. 2009. Quantifying the indicator power of an indicator species. *Conservation Biology* 23(4): 1008–1016.
- Hansson M. & Fogelfors H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11(1): 31–38.
- Harvey C. A., Medina A., Sánchez D. M., Vélchez S., Hernández B., Saenz J. C., Maes J. M., Casanoves F. & Sinclair F. L. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986–1999.
- Hautier Y., Niklaus P. A. & Hector A. 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324(5927): 636–638.
- Haynes K. J. & Cronin J. T. 2006. Interpatch movement and edge effects: the role of behavioral responses to the landscape matrix. *Oikos* 113(1): 43–54.
- Helden A. J. & Leather S. R. 2004. Biodiversity on urban roundabouts – Hemiptera, management and the species-area relationship. *Basic and Applied Ecology* 5(4): 367–377.
- Helm A., Hanski I. & Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology letters* 9(1): 72–77.
- Hemiptera-työryhmä 2015. Suomen ludeatlas. <http://biolcoll.utu.fi/hemi/het/Caloaffi.pdf> Luettu 16.9.2015.
- Hickling R., Roy D. B., Hill J. K. & Thomas C. D. 2005. A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology* 11(3): 502–506.
- Huenneke L. F., Hamburg S. P., Koide R., Mooney H. A. & Vitousek P. M. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology* 71(2): 478–491.
- Huhta A. P. & Rautio P. 2007. A case with blue gentian blues: roadside-cutters creating neo grasslands as refugia for endangered *Gentianella campestris*. *Nordic Journal of Botany* 25: 372–379.
- Huhta A. P., Rautio P., Tuomi J. & Laine K. 2001. Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* 12(5): 677–686.
- Hyönteistietokanta 2015. Lajiselain. <http://www.insects.fi/hyonteistietokanta/plugins-html/SpeciesBrowser/SpeciesBrowser.html?order=Heteroptera&username=undefined&password=undefined> Luettu 16.9.2015.
- Ihse M. 1995. Swedish agricultural landscapes—patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31(1): 21–37.
- Jalas J. 1964. *Suuri kasvikirja II*. Kustannusosakeyhtiö Otava, Helsinki.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A., Hugg T. & Saarnio S. 2004. *Tienpientareet ja valtateiden liittymät kasvien ja perhosten elinympäristönä*. Tiehallinto, Helsinki.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A. & Saarnio S. 2006. Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Annales Botanici Fennici* 43(2): 107–117.
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363–375.
- Jylhänkangas T. & Esala M. 2002. *Niittykasvien kasvipaikkavaatimukset maaperän suhteen*. MTT, Jokioinen.
- Kleijn D., Kohler F., Báldi A., Batáry P., Concepción E. D., Clough Y., Díaz M., Gabriel D., Holzschuh A., Knop E., Kovács A., Marshall E. J. P., Tschamntke T. & Verhulst J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 276(1658): 903–909.

- Kohn D. D. & Walsh D. M. 1994. Plant species richness - the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367–377.
- Krauss J., Bommarco R., Guardiola M., Heikkinen R.K., Helm A., Kuussaari M., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Pöyry J., Raatikainen K.M., Sang A., Stefanescu C., Teder T., Zobel M. & Steffan-Dewenter I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology letters* 13(5): 597–605.
- Kruess A. & Tscharntke T. 2002a. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106(3): 293–302.
- Kruess A. & Tscharntke T. 2002b. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16(6): 1570–1580.
- Kull K. & Zobel M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. *Journal of Vegetation Science* 2(5): 715–718.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R. K., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Rodà F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M. & Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24(10): 564–571.
- Lammes T. & Rinne V. 1990. Maps of the provincial distribution of Finnish heteroptera. *Entomologica Fennica* 1(2): 209–220.
- Lande R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist* 130(4): 624–635.
- Laurance W. F. 2010. Habitat destruction: death by a thousand cuts. Teoksessa: Sodhi N. S. & Ehrlich P. R. (toim.), *Conservation biology for all*, Oxford University press, New York, s. 73–87.
- Liikennevirasto 2014. Tienumerokartat. <http://portal.liikennevirasto.fi/sivu/www/f/liikenneverkko/tiet/tienumerokartat> Luettu 17.9.2015.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2012. *Kansallinen vieraslajistrategia*. Helsinki.
- MacArthur R. H. & Wilson E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton university press, New Jersey.
- MacDougall A. S. & Turkington R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86(1): 42–55.
- Magurran A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd, Malden.
- Mason S. C., Palmer G., Fox R., Gillings S., Hill J. K., Thomas C. D. & Oliver T. H. 2015. Geographical range margins of many taxonomic groups continue to shift polewards. *Biological Journal of the Linnean Society* 115(3): 586–597.
- Moir M. L., Brennan K. E., Majer J. D., Fletcher M. J. & Koch J. M. 2005. Toward an optimal sampling protocol for Hemiptera on understorey plants. *Journal of Insect Conservation* 9(1): 3–20.
- Morris M. G. 1979. Response of grassland invertebrates to management by cutting - II Heteroptera. *Journal of Applied Ecology* 16: 417–432.
- Morris M. G. & Lakhani K. H. 1979. Response of grassland invertebrates to management by cutting - I Species Diversity of Hemiptera. *Journal of Applied Ecology* 16: 77–98.
- Mortimer S. R., Hollier J. A. & Brown V. K. 1998. Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. *Applied Vegetation Science* 1(1): 101–114.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10(2): 58–62.
- Naeem S., Thompson L. J., Lawler S. P., Lawton J. H. & Woodfin R. M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368(6473): 734–737.
- Odum E. P. 1969. The strategy of ecosystem development – An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man’s conflict with nature. *Science* 164(877): 262–270.
- Otto A. 1996. *Die Wanzenfauna montaner Magerwiesen und Grünbrachen im Kanton Tessin (Insecta: Heteroptera)*. Naturwissenschaften ETH Zürich. 11457: 1–212.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J. K., Thomas C. D., Descimon H., Huntley B., Kaila L., Kullberg J., Tammaru T., Tennent J., Thomas J. A. & Warren M. 1999. Poleward shifts

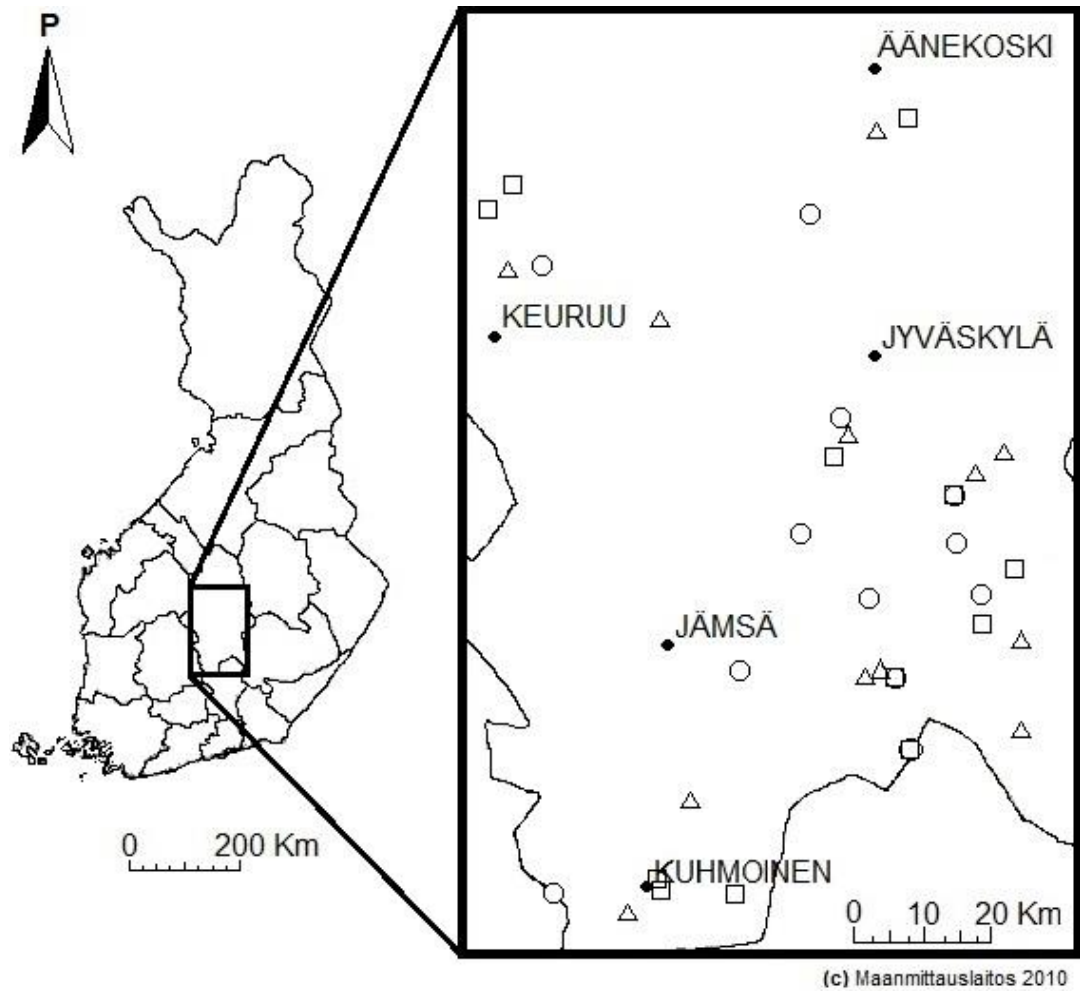
- in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399(6736): 579–583.
- Parr T. W. & Way J. M. 1988. Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25(3): 1073–1087.
- Pegtel D. M. 1987. Soil fertility and the composition of semi-natural grassland. Teoksessa: van Andel J., Bakker J. P. & Snaydon R. W. (toim.), *Disturbance in Grasslands*, Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, s. 51–66.
- Perfecto I. & Vandermeer J. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16(1): 174–182.
- Pimm S. L. & Raven P. 2000. Biodiversity: extinction by numbers. *Nature* 403(6772): 843–845.
- Pimm S. L., Russell G. J., Gittleman J. L. & Brooks T. M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269(5222): 347–349.
- Prevedello J. A. & Vieira M. V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19(5): 1205–1223.
- Pykälä J., Luoto M., Heikkinen R. K. & Kontula T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6(1): 25–33.
- Pyšek P. 1995. On the terminology used in plant invasion studies. Teoksessa: Pyšek P., Prach K., Rejmánek M. & Wade M. (toim.), *Plant invasions: general aspects and special problems*, SPB Academic Publishing, Amsterdam, s. 71–81.
- Pyšek P. 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25(1): 155–163.
- Pöyry J., Luoto M., Paukkunen J., Pykälä J., Raatikainen K. & Kuussaari M. 2006. Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115(3): 401–412.
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. 2010. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Ricketts T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158(1): 87–99.
- Rintala T. & Rinne V. 2011. *Suomen luteet*. 2. painos. Hyönteistarvike TIBIALE Oy, Helsinki.
- Rook A. J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDeVries M. F., Parente G. & Mills J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures—a review. *Biological Conservation* 119(2): 137–150.
- Roy D. B., Hill M. O. & Rothery P. 1999. Effects of urban land cover on the local species pool in Britain. *Ecography* 22(5): 507–517.
- Saari K., Jantunen J. & Valtonen A. 2006. *Niiton vaikutus tienpienareiden niittyeliöstön monimuotoisuuteen (NIINI)*. Tiehallinto, Helsinki.
- Saari K., Valtonen A., Jantunen J. & Saarnio S. 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation* 123(3): 403–412.
- Saccheri I., Kuussaari M., Kankare M., Vikman P., Fortelius W. & Hanski I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392(6675): 491–494.
- Schulman A., Alanen A., Hæggström C. A., Huhta A. P., Jantunen J., Kekäläinen H., Lehtomaa L., Pykälä J. & Vainio M. 2008. Perinnebiotoopit. Teoksessa: Raunio A. Schulman A. & Kontula T. (toim.), *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa II: Luontotyyppien kuvaukset*, Suomen Ympäristökeskus, Helsinki, s. 397–465.
- Shannon C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379–423.
- Sobek S., Gossner M. M., Scherber C., Steffan-Dewenter I. & Tschamntke T. 2009. Tree diversity drives abundance and spatiotemporal beta-diversity of true bugs (Heteroptera). *Ecological Entomology* 34 (6): 772–782.
- Soininen A. M. 1974. Vanha maataloutemme. *Suomen Historiallisen Seuran Historiallisia tutkimuksia* 96: 1–459.

- Soons M. B., Messelink J. H., Jongejans E. & Heil G. W. 2005. Habitat fragmentation reduces grassland connectivity for both short-distance and long-distance wind-dispersed forbs. *Journal of Ecology* 93(6): 1214–1225.
- Southwood T. R., Brown V. K. & Reader P. M. 1979. The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society* 12(4): 327–348.
- Spellerberg I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7(5): 317–333.
- Steffan-Dewenter I. & Tschardt T. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* 121(3): 432–440.
- Stevens C. J., Dise N. B., Mountford J. O. & Gowing D. J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303(5665): 1876–1879.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M. C., Schwager M. & Jeltsch F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31(1): 79–92.
- Tiainen J., Kuussaari M., Laurila I. P. & Toivonen T. 2004. *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Tikka P. M., Högmander H. & Koski P. S. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16(7): 659–666.
- Tikka P. M., Koski P. S., Kivelä R. A. & Kuitunen M. T. 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science* 3(1): 25–32.
- Tilman D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77(2): 350–363.
- Tilman D. & Downing J. A. 1996. Biodiversity and stability in grasslands. *Ecosystem Management* 1: 3–7.
- Tilman D., May R. M., Lehman C. L. & Nowak M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Trombulak S. C. & Frissell C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1): 18–30.
- Truscott A. M., Palmer S. C. F., McGowan G. M., Cape J. N. & Smart S. 2005. Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environmental Pollution* 136(1): 109–118.
- Ullrich K. S. 2001. *The influence of wildflower-strips on plant and insect (Heteroptera) diversity in an arable landscape*. Naturwissenschaften ETH Zürich. 14104: 75–122.
- Vainio M., Kekäläinen H., Alanen A. & Pykälä J. 2001. *Suomen perinnebiotoopit – Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti*, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Valtonen A., Jantunen J. & Saarinen K. 2006a. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biological Conservation* 133(3): 389–396.
- Valtonen A. & Saarinen K. 2005. A highway intersection as an alternative habitat for a meadow butterfly: effect of mowing, habitat geometry and roads on the ringlet (*Aphantopus hyperantus*). *Annales Zoologici Fennici* 42(5): 545–556.
- Valtonen A., Saarinen K. & Jantunen J. 2006b. Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. *Animal Biodiversity and Conservation* 29(2): 133–148.
- Valtonen A., Saarinen K. & Jantunen J. 2007. Intersection reservations as habitats for meadow butterflies and diurnal moths: Guidelines for planning and management. *Landscape and Urban Planning* 79(3): 201–209.
- WallisDeVries M. F., Bakker J. P. & Van Wieren S. E. 1998. *Grazing and conservation management*. Kluwer Academic publishers, Dordrecht.
- WallisDeVries M. F., Poschod P. & Willems J. H. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104(3): 265–273.
- Webb D. A. 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15(3): 231–236.
- Wilcove D. S., McLellan C. H. & Dobson A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology* 6: 237–256.
- Yahner R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2(4): 333–339.

- Zabel J. & Tschardt T. 1998. Does fragmentation of *Urtica* habitats affect phytophagous and predatory insects differentially? *Oecologia* 116(3): 419–425.
- Zurbrugg C. & Frank T. 2006. Factors influencing bug diversity (Insecta: Heteroptera) in semi-natural habitats. *Arthropod Diversity and Conservation* 1: 261–280.
- Åberg J., Jansson G., Swenson J. E. & Angelstam P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103(3): 265–269.
- Öckinger E., Lindborg R., Sjödin N. E. & Bommarco R. 2012. Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography* 35(3): 259–267.
- Öster M., Cousins S. A. & Eriksson O. 2007. Size and heterogeneity rather than landscape context determine plant species richness in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18(6): 859–868.

LIITTEET

Liite 1. Kohdekartta, jossa niittoniityt on merkitty ympyröin, laitumet neliöin ja tienpienareet kolmioin (jokaisessa kohdetyypissä n = 12).



Liite 2. Lajilista, jossa havaittujen lajien yksilörunsaudet on merkitty kohdetyypeittäin (N = niittoniitty, L = laidun, T = tienpiennar). Havaitut lajit on kirjattu heimoittain tieteellisen nimen mukaiseen aakkosjärjestykseen.

Heimo	Laji	Laji suomeksi	Yksilörunsaus			
			N	L	T	
Anthocoridae	<i>Anthocoris nemorum</i>	lehvänokkalude	2	2	2	
	<i>Orius niger</i>	sukarikkalude	1	1	3	
Aradidae	<i>Aradus brevicollis</i>	kantolatikka	1	-	-	
	<i>Aradus cinnamomeus</i>	punalatikka	3	2	-	
Coreidae	<i>Coreus marginatus</i>	pallelude	1	-	-	
Lygaeidae	<i>Cymus aurescens</i>	typpymantelilude	-	2	1	
	<i>Cymus clavicolus</i>	ruohomantelilude	-	-	4	
	<i>Drymus ryei</i>	kyssäkarikelude	1	2	-	
	<i>Ischnocoris angustulus</i>	auhtolude	1	-	-	
	<i>Kleidocerys resedae</i>	kalvolude	-	1	-	
	<i>Nithecus jacobaeae</i>	kuomalude	1	9	9	
	<i>Peritrechus angusticollis</i>	pamppuharmolude	1	-	-	
	<i>Peritrechus geniculatus</i>	ketoharmolude	-	1	-	
	<i>Pterotmetus staphyliniformis</i>	kärppälude	1	-	1	
	<i>Rhyparochromus pini</i>	metsäruutulude	3	-	-	
	<i>Scolopostethus thomsoni</i>	nokkoskirjolude	5	3	-	
	Microphysidae	<i>Loricula exilis</i>	karikehitulude	4	1	1
		<i>Loricula pselaphiformis</i>	oksakerilude	-	1	-
	Miridae	<i>Atractotomus magnicornis</i>	kuusenpamppulude	-	1	-
		<i>Bryocoris pteridis</i>	hiirenporraslude	7	-	-
<i>Calocoris affinis</i>		tarhakauluslude	-	1	-	
<i>Capsus ater</i>		ketomustiainen	19	11	2	
<i>Capsus wagneri</i>		kastikkamustiainen	1	8	1	
<i>Charagochilus gyllenhali</i>		poikkolude	2	1	-	
<i>Chlamydatus pulicarius</i>		ruohikkojänölude	39	33	135	
<i>Chlamydatus pullus</i>		ketojänölude	-	17	-	
<i>Closterotomus biclavatus</i>		kirjokauluslude	6	-	4	
<i>Criocoris quadrimaculatus</i>		täpläähölude	-	5	-	
<i>Dicyphus globulifer</i>		rosoailakkilude	30	22	4	
<i>Globiceps flavomaculatus</i>		nurmipallopää	3	3	7	
<i>Halticus apterus</i>		ketovirnalude	3	17	2	
<i>Hoplomachus thunbergii</i>		keltanolude	26	1	44	
<i>Labops sahlbergii</i>		tappisilmälude	15	2	11	
<i>Leptopterna dolabrata</i>		nurmitähkälude	201	15	56	
<i>Leptopterna ferrugata</i>		paahdetähkälude	1	-	2	
<i>Lygocoris pabulinus</i>		tarhaherttalude	4	1	3	
<i>Lygus gemellatus</i>		marunalude	2	-	1	
<i>Lygus pratensis</i>		ketolude	-	1	2	
<i>Lygus punctatus</i>		puolukkalude	4	-	4	
<i>Lygus rugulipennis</i>	peltolude	3	1	2		
<i>Lygus wagneri</i>	nuolilude	29	2	15		
<i>Macrolophus pygmaeus</i>	pähkämölude	9	2	2		
<i>Macrotylus cruciatus</i>	kurjenpolvilude	11	-	4		

	<i>Mecomma ambulans</i>	tummahtaislude	1	2	5
	<i>Mecomma dispar</i>	virnakahtaislude	1	1	-
	<i>Megaloceroea recticornis</i>	jäärälude	6	-	-
	<i>Monalocoris filicis</i>	saniaislude	11	3	4
	<i>Myrmecoris gracilis</i>	muurahaislude	1	-	-
	<i>Neolygus contaminatus</i>	koivuherttalude	10	7	2
	<i>Neolygus viridis</i>	puistoherttalude	-	1	-
	<i>Oncotylus punctipes</i>	pietarlude	2	-	13
	<i>Orthocephalus saltator</i>	keltanokimolude	-	13	3
	<i>Orthocephalus vittipennis</i>	juovakimolude	3	12	25
	<i>Orthops basalis</i>	koiranputkiainen	-	1	1
	<i>Orthops campestris</i>	kuultoputkiainen	4	1	-
	<i>Orthops kalmii</i>	ukonputkiainen	9	13	-
	<i>Orthotylus marginalis</i>	himmeäkaitalude	-	1	-
	<i>Phoenicocoris modestus</i>	töpöhärmelude	1	7	2
	<i>Pithanus hrabei</i>	pohjanmantulude	1	-	-
	<i>Pithanus maerkelii</i>	luhtamantulude	1	-	-
	<i>Plagiognathus arbustorum</i>	katvemustapolvi	9	4	26
	<i>Plagiognathus chrysanthemi</i>	ketomustapolvi	248	14	62
	<i>Plesiodema pinetellum</i>	neulaslude	2	13	1
	<i>Polymerus nigrita</i>	mustamataralude	2	-	-
	<i>Polymerus tepastus</i>	ahomataralude	27	6	-
	<i>Psallus ambiguus</i>	erakkosuomulude	-	2	1
	<i>Psallus betuleti</i>	koivusuomulude	1	-	-
	<i>Stenodema calcaratum</i>	okaheinälude	84	65	40
	<i>Stenodema holsatum</i>	pikkuheinälude	3	2	3
	<i>Stenodema laevigatum</i>	kastikkaheinälude	1	2	-
	<i>Strongylocoris leucocephalus</i>	ketokorppilude	-	5	-
	<i>Trigonotylus caelestialium</i>	halmekeilapää	3	17	5
	<i>Trigonotylus fuscitarsis</i>	ruskosarvikeilapää	-	3	3
Nabidae	<i>Nabis brevis</i>	pikkunaskalilude	6	6	4
	<i>Nabis flavomarginatus</i>	juovanaskalilude	8	17	17
	<i>Nabis limbatus</i>	luhtatikalilude	-	-	2
Pentatomidae	<i>Carpocoris purpureipennis</i>	kuparilude	6	1	2
	<i>Dolycoris baccarum</i>	marjalude	11	5	4
	<i>Eurydema oleraceum</i>	kaalilude	1	-	-
	<i>Neottiglossa pusilla</i>	tylppölude	2	1	1
	<i>Palomena prasina</i>	viherlude	-	1	-
	<i>Peribalus strictus</i>	jaspislude	1	-	-
	<i>Sciocoris umbrinus</i>	aholatuskalude	-	-	1
Piesmatidae	<i>Piesma maculatum</i>	jauhosavikkalude	2	3	-
Reduviidae	<i>Rhynocoris annulatus</i>	äkälude	-	-	1
Rhopalidae	<i>Corizus hyoscyami</i>	verilude	9	1	1
	<i>Myrmus miriformis</i>	juovalude	-	1	4
	<i>Rhopalus subrufus</i>	tappiruskolude	7	2	-
	<i>Stictopleurus abutilon</i>	hallavakoukerolude	-	1	1
	<i>Stictopleurus crassicornis</i>	ruostekoukerolude	5	-	-
Saldidae	<i>Saldula saltatoria</i>	osteikkohyppylude	-	1	-
Tingidae	<i>Acalypta carinata</i>	leveäsammallude	9	-	-

<i>Acalypta marginata</i>	silmäsammallude	-	1	-
<i>Acalypta nigrina</i>	metsäsammallude	6	1	-
<i>Physatocheila costata</i>	huppulude	-	1	-
