

**Pro gradu -tutkielma**

**Perinnebiotooppikasvit teiden pientareilla, niittyjen kyt-  
keytyneisyys ja vanha maatalousasutus**

**Liisa Maria Karhu**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

31.7.2014

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta  
Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Ympäristötiede ja -teknologia

Karhu Liisa: Perinnebiotooppikasvit teiden pientareilla, niittyjen kytkeytyneisyys ja vanha maaseutuasutus  
Pro gradu -tutkielma: 32 s, 1 liite (9 s.)  
Työn ohjaajat: Lehtori Minna-Maarit Kytöviita  
Tarkastajat: Lehtori Minna-Maarit Kytöviita ja yliopisto-opettaja Elisa Valius  
Heinäkuu 2014

---

Hakusanat: teiden pientareet, korvaavat elinympäristöt, perinnebiotooppikasvit, kytkeytyneisyys, perinnebiotoopit

## TIIVISTELMÄ

Perinnebiotooppien määrä on vähentynyt hyvin voimakkaasti 1800-luvulta lähtien ja 1950-luvun jälkeen. Sen seurauksena useat perinnebiotooppien kasvilajit ovat harvinaistuneet ja uhanalaistuneet. Perinnebiotooppien määrän romahdus lisää mahdollisten korvaavien elinympäristöjen merkitystä perinnebiotooppilajien säilymiselle. Tutkin tässä pro gradu -tutkielmassa pientareiden merkitystä perinnebiotooppilajien korvaavana elinympäristönä kokonaislajimäärän, perinnebiotoopeille tyypillisten lajien määrän ja huomionarvoisten lajien määrän osalta. Selittävän muuttujana on niittyjen kytkeytyneisyys säteeltään kilometrisellä ympyrällä kolmella aikatasolla: 1800-luvulla, sekä vuosina 1971 ja 2010. Myös vanhan maaseutuasutuksen vaikutusta lajimäärämuuttujiin tutkittiin. Tutkimuksessa oli kolme käsitteilyä: 1) tien piennar, lähellä vanhaa maatalousasutusta, 2) tien piennar, lähellä ei vanhaa maatalousasutusta, 3) perinnebiotooppi. Käsittelyiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa missään lajimäärämuuttujassa. 1800-luvun kytkeytyneisyys selitti hieman yli 40 % perinnebiotooppien kokonaislajimäärän ja perinnebiotooppilajimäärän vaihtelusta. Pientareilla vain 1970-luvun kytkeytyneisyys oli lajimäärää selittävä tekijä, ja sekin vain kokonaislajimäärän osalta. Nykyinen kytkeytyneisyys ei vaikuttanut lajimäärämuuttujiin kummassakaan elinympäristössä. Tutkimus osaltaan vahvistaa aiempia tuloksi pientareiden merkityksestä perinnebiotooppilajien korvaavana elinympäristönä sekä sitä, että perinnebiotoopeilla kasviyhteisöt perustuvat osittain jäännepopulaatioihin. Pientareilla populaatiot ovat dynaamisempia johtuen mahdollisesti tehostuneesta kasvien leviämisestä ja pientareiden heterogeenisyydestä elinympäristönä. Siten kytkeytyneisyyttä tarkastelemalla ei voida ennustaa perinnebiotooppilajistoltaan runsaimpia pientareita.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science  
Department of Biological and Environmental Science  
Environmental Science and Technology

Karhu Liisa: Grassland plants on the road verges, grassland connectivity and traditional agriculture settlement  
Master thesis: 32 p., 1 appendice (9 p.)  
Supervisors: Lecturer Minna-Maarit Kytöviita  
Inspectors: Lecturer Minna-Maarit Kytöviita, University Teacher Elisa Valius  
July 2014

---

Key words: road verges, substitute environments, grassland plants, connectivity, grasslands

## ABSTRACT

There has been a considerable loss of semi-natural grasslands since the end of nineteenth century and 1950s. As a consequent many characteristic plants of semi-natural grasslands have become rare or threatened. Loss of grasslands has raised a question about human-made substitute environments for grassland plants. I investigated on my master thesis the significance of road verges to vascular plants, and especially which are characteristic to semi-natural grasslands. As an explanatory variable was semi-natural grassland connectivity in three different time spans: year 2010, year 1971 and nineteenth century. The effect of old rural settlement was also studied. There were three treatments in the study: 1) road verge, nearby old rural settlement, 2) road verge without old rural settlement nearby, 3) semi-natural grassland. I found no significant difference between treatments neither in amount of all vascular plants, vascular plants characteristic to grasslands or vascular plants that are clearly committed to grasslands. In semi-natural grasslands almost half of variation in species richness was explained by connectivity in nineteenth century. Later connectivity did not have explanatory power. In road verges only connectivity in 1971 explained slightly over 40 % of variation in all vascular plants and other time spans had no explanatory power. Connectivity in any time span could not explain species richness of grassland plants in road verges. This study supports the role of road verges as a substitute environment to many grassland plants. Plants populations are more dynamic in road verges, whereas in semi-natural grasslands populations are partly based on remnant population. That's why grassland plant species richness in road verges cannot be predicted by considering grassland connectivity.

## Sisällysluettelo

<b>1 JOHDANTO .....</b>	<b>1</b>
1.1 Perinnebiotoopit ja niiden väheneminen .....	1
1.2 Korvaavat elinympäristöt.....	1
1.3 Kytkeytyneisyys.....	2
1.3.1 Määritelmä .....	2
1.3.2 Vaikutusmekanismit .....	3
1.3.3 Historiallinen ja nykyinen kytkeytyneisyys .....	5
1.4 Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset .....	7
<b>2 AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>7</b>
2.1 Tutkimusalueet.....	7
2.2 Koeasetelma .....	8
2.3 Tilastomenetelmät .....	11
<b>3 TULOKSET .....</b>	<b>12</b>
3.1 Lajimäärä .....	12
3.2 Runsaimmat lajit ja yleisimmät lajit .....	15
3.3 Niittyjen kytkeytyneisyyden vaikutus kokonaislajimäärään ja perinnebiotooppilajien määrään .....	16
<b>4 TULOSTEN TARKASTELO .....</b>	<b>19</b>
4.1 Lajimäärä pientareilla ja perinnebiotoopeilla .....	19
4.2 Kytkeytyneisyyden ja vanhan maaseutuasutuksen vaikutus lajimäärään .....	21
4.3 Otokoko ja muut mahdolliset virhelähteet.....	25
<b>5 JOHTOPÄÄTÖKSET .....</b>	<b>26</b>
<b>KIITOKSET .....</b>	<b>26</b>

# 1 JOHDANTO

## 1.1 Perinnebiotoopit ja niiden väheneminen

Perinnebiotoopit ovat perinteisen maatalouden työmenetelmien seurauksena muovautuneita elinympäristöjä, jotka vaativat säilyäkseen perinteistä tai sen kaltaista hoitoa (Schulman ym. 2008). Tärkeää näiden elinympäristöjen synnyssä ja säilymisessä on ollut ihmistoiminnan tuottama häiriö ja ravinteiden poisto niittäen tai laiduntamalla karjaa. Hoidon loppuminen tai sen oleelliset muutokset muuttavat kasviyhteisöä, ja luontotyyppi voi muuttua toiseksi, sekä usein myös hävitä kokonaan (Schulman ym. 2008, Gustavsson ym. 2007). Perinnebiotoopit ovat vähentyneet voimakkaasti 1950-luvulta lähtien maatalouden koneellistumisen seurauksena (Schulman ym. 2008, Luoto ym. 2003, Hansson & Fogelfors 2000). Euroopan unionin ympäristötukijärjestelmä on edistänyt perinnebiotooppien hoitoa, ja 90-luvulta lähtien määrä on ollut hienoisessa nousussa (Luoto ym. 2003). Perinnebiotooppien väheneminen on tapahtunut kahdessa aikajaksossa: 1800- ja 1900-luvun taitteessa sekä 1950-60-luvulla (Ympäristöministeriö 2014). Jo 1950-luvulle tultaessa määrä oli vähentynyt oleellisesti verrattuna 1800-luvun tilanteeseen. 1950-luvulla niittyjä on ollut jäljellä 240 000 hehtaaria, mutta 1990-luvulla arvokkaiden kohteiden määrä oli romahtanut noin 18 000 hehtaariin. Perinnebiotooppeja on jäljellä noin sadasosa 1800-luvun lopun ja alle kymmenesosa 1950-luvun alun pinta-alasta. Maisema onkin muuttunut perustavanlaatuisesti perinnebiotooppeihin erikoistuneiden lajien näkökulmasta, kun niiden käyttämien elinympäristöjen määrä on vähentynyt hyvin voimakkaasti ja jäljellä olevien laikkujen välinen tilallinen jatkuvuus on katkennut. Tätä ilmiötä kutsutaan pirstoutumiseksi. Suuri määrä perinnebiotooppeihin sitoutuneita lajeja eri eliöryhmistä on uhanalaistunut. Uhanalaisista putkilokasveista 28 % esiintyy ensisijaisesti perinnebiotoopeilla (Rassi ym. 2010).

## 1.2 Korvaavat elinympäristöt

Perinnebiotooppien määrän romahdus lisää mahdollisesti korvaavien elinympäristöjen merkitystä luonnon monimuotoisuudelle ja perinnebiotooppien lajiston säilymiselle (Eriksson ym. 2002, Cousins 2006, Tikka ym. 2000, Jantunen ym. 2004a ja 2004b, Tikka ym. 2001, Runesson 2009, Cousins & Lindborg 2009, Hovd & Skogen 2005). Korvaavina elinympäristöinä on tutkittu radan varsia, voimajohtolinja-alueita sekä teiden ja peltojen pientareita. Tien pientareilla ja perinnebiotoopeilla on ajateltu olevan yhtäläisyyksiä, sillä molemmat ovat avoimia ja hoidon johdosta säännöllisesti häirittyjä elinympäristöjä. Juuri niiton syn-

nyttämän häiriön ja sen säilyttämän avoimuuden vuoksi pientareilla on ajateltu olevan potentiaalia perinnebiotooppilajien elinympäristönä. Pientareiden merkitys perinnebiotooppilajien korvaavana elinympäristönä on kuitenkin kiistanalainen (Tikka ym. 2000, Jantunen ym. 2006). Pientareiden kokonaislajimäärä on varsin suuri (Tikka ym. 2000, Jantunen ym. 2006, Runesson 2009, Cousins 2006). Osa lajeista on kuitenkin rikka-, viljelys-, ja satunnaislajistoa, ja varsinaisten perinnebiotooppikasvien lajimäärä on pientareilla pienempi kuin perinnebiotoopeilla (Tikka ym. 2000). Jantunen ym. (2006) mukaan pientareet häviävät perinnebiotoopeille vain perinnebiotooppilajiston peittävyuden, mutta eivät lajimäärän osalta. Pientareilta voi löytyä uhanalaisia, silmälläpidettäviä ja perinnebiotooppien huomionarvoisia lajeja (Uusitalo 2007). Useat tienpientareen kasvupaikkatekijät ja ympäröivä maisema vaikuttavat piennarlajiston monimuotoisuuteen. Monimuotoisin piennarlajisto löytyy suhteellisen pienipiirteistä maatalousmaisemaa halkovan tien pientareelta (Tikka ym. 2000, Wrobel 2006). Iällä on vaikutusta siten, että yli 25 vuotta vanhojen pientareiden kasvillisuus on havaittu uudempia pientareita monimuotoisemmaksi, sillä kasviyhteisö on kehittynyt ilman häiriöitä pidempään (Jantunen ym. 2004b).

### **1.3 Kytkeytyneisyys**

#### **1.3.1 Määritelmä**

Kytkeytyneisyys on käänteinen pirstoutumiselle: kun pirstoutuminen kasvaa, kytkeytyneisyys vähenee ja toisinpäin. Elinympäristöjen kytkeytyneisyys muodostaa perustan niin maisemaekologian kuin metapopulaatiobiologiankin tutkimukselle (Moilanen & Hanski 2001). Maisemaekologiassa kytkeytyneisyys on kvantitatiivinen määritelmä maiseman ominaisuuksista jonkin elinympäristön suhteen (Tischendorf & Fahrig 2000). Sen kuvaa elinympäristön jatkuvuutta maisemassa, ja siten se on mitta siitä, kuinka helposti jokin organismi voi liikkua elinympäristölaikkujen välillä (Kindlmann & Burel 2008). Kytkeytyneisyys on maisemaekologisessa tutkimuksessa selittävä ja ennustava muuttuja monimuotoisuuden, kuten lajimäärän ja -tiheyden, muuttujille (Tischendorf & Fahrig 2000). Kytkeytyneisyys voidaan jakaa edelleen rakenteelliseen ja toiminnalliseen kytkeytyneisyyteen (Kindlman & Burel 2008). Rakenteellinen kytkeytyneisyys voidaan määritellä tarkastelemalla näkyviä maismaelementtejä. Se muodostuu laikuista, jotka voivat toimia paitsi lajin elinympäristönä, myös askelkivenä tai leviämiskäytävänä uudelle laikulle. Toiminnallista kytkeytyneisyyttä määritettäessä näkyvien maismaelementtien lisäksi huomioidaan organismin todennäköisyys siirtyä laikulta toiselle. Tähän vaikuttavat lajin leviämisen- ja kolonisaatiokyvyn lisäksi

laikkujen laatu elinympäristönä, sekä niiden koko ja muoto. Kaikkien rakenteellisten ja toiminnallisten muuttujien määrällistämisen vaikeuden vuoksi sekä metapopulaatio- että maisematutkimuksessa käytetään voimakkaasti yksinkertaistettuja mittareita kytkeytyneisyyden mittaamiseen (Moilanen & Nieminen 2002). Yleinen selitys kytkeytyneisyyden monimuotoisuutta lisäävälle vaikutukselle on se, että kytkeytyneisyys voimistaa lajien leviämistä elinympäristölaikusta toiseen ja siten lähde- ja nielupopulaatioista koostuvien osapopulaatioiden pysyvyyttä (Hanski 1998). Kasvien populaatiodynamiikassa voidaan erottaa lähde- ja nielupopulaatioiden lisäksi myös jäännepopulaatiot (Eriksson 1996). Populaatiodynamiikan tyyppi on seurausta lajikohtaisista ominaisuuksista. Yksi- tai kaksivuotiset lajit, joille tyyppillistä on pitkän matkan leviäminen, muodostavat tyyppillisesti lähde-nielupopulaatorakenteen. Monivuotiset lyhyen matkan leviäjät taas muodostavat jäännepopulaatorakenteen.

### **1.3.2 Vaikutusmekanismit**

Leviämis- ja kolonisaatiokyky määrittävät kasvin mahdollisuuksia levitä uusiin elinympäristöihin. Leviämiskyvyllä tarkoitetaan siemenen, hedelmän tai itiön kykyä siirtyä kasvupaikoille, joilla ei ole yksilöitä sen lähdepopulaatiosta (Soons & Heil 2002, Poschlod ym. 1998). Leviämistä voidaan tarkastella ajassa ja tilassa (Poschlod ym. 1998). Ajallisella leviämisellä tarkoitetaan siemenpankkia, joka voi säilyä dormantissa tilassa parhaassa tapauksessa vuosikymmeniä, ja joka itää kasvuun olosuhteiden ollessa sopivat. Tilallinen leviäminen taas viittaa siementen leviämiseen esimerkiksi tuulen tai jonkin muun vektorin avulla. Kolonisaatiokyky taas on kyky lähteä kasvuun uudessa paikassa. Se määrittyy tuotettujen siementen määrän sekä niiden leviämis- ja itämiskyvyn yhteisvaikutuksena (Soons & Heil 2002). Leviämis- ja itämiskyky ovat sidoksissa toisiinsa (Jakobsson & Eriksson 2000). Niiden välillä vallitsee vaihtokauppa siten, että suuri siemenkoko lisää itämiskykyä, mutta vähentää leviämiskykyä ja siementen määrää, kun taas pienten siementen tuotanto on suurempi ja niiden itämiskyky parempi, mutta näiden kääntöpuolena on heikompi itämiskyky. Kasviyhteisön lajikoostumukseen vaikuttaa paikalla esiintyvä kasvillisuus, maaperän siemenpankki ja siementen leviäminen alueelle (Auffret & Cousins 2011). Siementen koko, määrä ja itämiskyky ovat paljolti näitä ominaisuuksia määrittäviä tekijöitä (Jakobsson & Eriksson 2000).

Niin tilallinen leviäminen ilman vektoria kuin ajallinenkin leviäminen on perinnebiotoopilajeilla yleisesti ottaen melko rajoittunutta (Fischer ym. 1996). Tyyppillisesti perinnebiotoop-

pilajien siemenet säilyvät itämiskykyisinä varsin lyhyen ajan, ja vain harvat lajit muodostavat pitkäksi aikaa maaperän siemenpankin (Davies & Waite 1998, Milberg 1992). Tilalliselta leviämislajien heikkojen lajien migraationopeus on korkeintaan viisi metriä vuodessa ilman vektoria (Van Dorp ym. 1997). Kasvien leviäminen ei kuitenkaan ole vain siemenen ominaisuuksien mahdollistaman leviämiskyvyn varassa, vaan siementen kuljettajina eli vektoreina voivat toimia niin elolliset kuin elottomatkin tekijät (Soons ym. 2004a, Schmidt 1989, Fischer ym. 1996, Hodgkinson & Thompson 1989, Soons ym. 2004b). Puolet perinnebiotooppilajeista onkin leviämässään riippuvaisia vektoreista (Poschlod ym. 1998, Fischer ym. 1996). Perinteisessä maataloudessa laidunkiertoa tapahtui niin kylien välillä kuin sisälläkin, ja siemeniä kulkeutui laajalti eläinten sorkissa, karvapeitteessä ja ruuansulatuskanavassa. Siten useat perinnebiotooppeihin sitoutuneet lajit ovat sopeutuneet vektoriaivusteeseen leviämistapaan. Tuulileviämisen tilallinen ulottuvuus on varsin alhainen monilla lajeilla, ja siihen vaikuttavia tekijöitä ovat siemenen koon ohella myös sen irtoamiskorkeus, ympäröivän kasvillisuuden korkeus ja tuulennopeus (Soons & Heil 2002).

Pirstoutumisen vaikutuksiin vaikuttaa lajin populaatiokoko, leviämiskyky, kolonisaatiokyky sekä elinympäristövaatimuksen erikoistuneisuus (Henle ym. 2004). Paikallispopulaatioiden sukupuuton todennäköisyyttä lisää pieni populaatiokoko, yksilön lyhyt elinkaari ja erikoistunut elinympäristövaatimus (Fischer & Stöcklin 1997). Heikolla leviämisen- ja kolonisaatiokyvyllä yhdistettynä erikoistuneeseen elinympäristövaatimukseen on sellainen seuraus, että elinympäristölaikulla tapahtuu laji yksilöiden häviämisiä nopeammin kuin rekolonisaatiota, ja ajan myötä populaatio pienenee, mahdollisesti kadoten lopulta kasvupaikaltaan (Van Dorp ym. 1997). Rajoittunut leviäminen laikkujen välillä myös voimistaa leviämisen- ja kolonisaatiokykyä heikentäviä prosesseja. Pienessä populaatiossa yksilö tuottaa vähemmän siemeniä (Morgan 1999, Kery ym. 2000, Severns 2002, Jennersten 2005, Soons & Heil 2002). Siementuotto heikkenee etenkin hyönteispölytteisillä lajeilla, sillä vähäinen kukintojen määrä ei houkuttele pölyttäjähönteisiä (Jennersten 2005, Tschardt & Brandl 2004). Myös kasveilla on havaittu sukusiitosdepressiota (Severns 2002). Tuotettujen siementen itämiskyky voi heikentyä (Kery ym. 2000, Soons & Heil 2002), mutta toisaalta pienentynyt populaatiokoko ei aina vaikuta yksittäisen siementen itämiskykyyn (Morgan 1999). Jäljellä olevien alkuperäisten elinympäristöjen laikkuja verkostoksi yhdistävät toissijaiset elinympäristöt voivat olla kasveille tärkeitä leviämiskäytäviä ja lisäävät myös laikkujen monimuotoisuutta verrattuna tilanteeseen, jossa käytäviä ei ole (Damschen ym. 2006). Käytävien merkitys kuitenkin vaihtelee lajeittain. Niillä on merkitystä enemmän sellaisille lajeille, joilla on hyvä



leviämis- ja kolonisaatiokyky, kun taas lajeille, joilla nämä ominaisuudet ovat heikompia, käytävien merkitys on vähäisempi. Se, että laikku voi toimia leviämiskäytävänä ja elinympäristönä, edellyttää tietenkin kasvupaikkatekijöiden sopivuutta (Laurance 2004).

### **1.3.3 Historiallinen ja nykyinen kytkeytyneisyys**

Koska perinnebiotooppien määrä on romahtanut maatalouden muutosten seurauksena, on maiseman rakenteellinen ja toiminnallinen kytkeytyneisyys muuttunut perusteellisesti perinnebiotooppilajien näkökulmasta (Luoto ym. 2003, Pochlod ym. 1998, Fischer & Stöcklin 1997). Pirstoutuminen voi olla alueellisen ohella myös paikallista, tapahtuen yksittäisen perinnebiotoopin mittakaavassa esimerkiksi pensaiden ja heinäkasvien lisääntyessä (Lennartson 2002). Kasvilajien esiintymisvasteet pirstoutumiselle ovat kuitenkin yleisesti ottaen varsin hitaita (Eriksson ym. 2002) ja käytössä olevien perinnebiotooppien lajimäärän vaihtelu kuvastaa nykypäivänkin perinnebiotooppien kytkeytyneisyyttä perinteisen maatalouden aikaan (Helm ym. 2005, Gustavsson ym. 2007, Lindborg & Eriksson 2004). Selvimmin nykyään esiintyvään lajistoon heijastuu noin sadan vuoden takainen kytkeytyneisyys, ja vielä kuudenkymmenenkin vuoden takaisella perinnebiotooppien kytkeytyneisyydellä on vaikutus perinnebiotoopeilla nykyään esiintyvään lajistoon (Lindborg & Eriksson 2004). Sen sijaan nykyajan kytkeytyneisyydellä ei ole havaittu olevan vaikutusta perinnebiotooppien lajimääriin. Toisaalta kaikki tutkimukset eivät tue havaintoa historiallisen kytkeytyneisyyden vaikutuksesta nykyiseen lajimäärään ja lajitiheyteen (Cousins ym. 2007). Historiallisen kytkeytyneisyyden vaikutus voidaan ymmärtää siten, että perinteisen maatalouden aikana suuren rakenteellisen ja toiminnallisen kytkeytyneisyyden omaaville perinnebiotoopeille on kolonisoitunut lajeja lähialueiden perinnebiotoopeilta. Perinteisen hoidon edelleen jatkuessa jäännepopulaatiot ovat säilyneet kasvupaikoillaan nykypäivään saakka. Joissain tapauksissa harvinaisetkin lajit voivat säilyä esiintymispaikallaan useita vuosikymmeniä perinteisen hoidon päätymisen jälkeen, vaikkakin pienessä populaatiokoossa (Pykälä ym. 2005).

Perinteisessä maataloudessa ei tehty rajoja pihan ja viljelyalueen välille, vaan myös pihaille sijoittui karjataloutta (Suominen 1997). Siten myös piholla oli usein pienialaisia niittyjä ja ketoja, jotka olivat syntyneet karjan laidunnuksen tai heinän niiton seurauksena, jonka lajistoa on voinut säilyä alueilla näihin päiviin saakka. Koska karjatalous oli keskittynyt kylien läheisyyteen, oli niittyjen kytkeytyneisyys kylien läheisyydessä muita alueita suurempi. Pe-

rinnebiotooppien kasviyhteisöistä on havaittu, että historiallisen kylän läheisyys lisää lajiston monimuotoisuutta, sillä tällaisilla alueilla historiallinen kytkeytyneisyys niin rakenteellisessa kuin toiminnallisessakin mielessä on ollut suurta (Reitalu ym. 2010).

Suuri osa nykyisistä tielinjauksista on ollut olemassa pienimuotoisena väylänä jo perinteisen maatalouden aikaan. Voimakkaasti kasvanut moottoriliikenne on kuitenkin edellyttänyt rakenteellisia muutoksia teiden leveyden lisäämiseksi ja kantavuuden parantamiseksi. Nykyinen tieverkosto on rakennettu kokonaisuudessaan autoliikenteelle kelpoiseksi 1960-70-luvulla (Hänninen & Masonen 1999) ja näin ollen teiden pientareet ovat elinympäristöinä huomattavasti perinnebiotooppeja nuorempia elinympäristöjä. Myös ajallinen jatkuvuus pientareiden elinympäristöissä on pienempi, sillä kasvillisuuden kehitys katkeaa noin 20-30 vuoden välein tehtävään tien parannuksen (Jantunen ym. 2004b). Siten kasviyhteisön koostumuksen muotoutumisen prosessi on erilainen verrattuna perinnebiotooppeihin, koska kasviyhteisö joutuu uudistumaan useammin. Perssonin (1996) mukaan maaperän siemenpankki ei vaikuta merkittävästi pientareiden kasviyhteisöön. Siten on todennäköistä, että lajien kolonisaatio pientareita ympäröivästä maisemasta onkin siemenpankkia merkittävämpi tekijä kasviyhteisön muodostumisessa. Pientareiden rakenteellinen kytkeytyneisyys toisiinsa nähdessä on suuri, sillä kaikki tieosuudet ovat yhteydessä muihin tieosuuksiin. On myös mahdollista, että niittokoneiden terät ja autojen pyörät voimistavat toiminnallista kytkeytyneisyyttä toimien kasvien vektoreina (Tikka ym. 2001, Hodkinson & Thompson 1997, Schmidt 1989).

On viitteitä siitä, että niittyjen määrä ja kytkeytyneisyys maisemassa vaikuttavat pientareella esiintyvään lajistoon, vaikkakin kyseistä seikkaa on tutkittu varsin vähän tutkimuksen ollessa enemmänkin keskittynyt pientareen fyysikaalisen ja kemiallisen ympäristön kasvistollisiin vaikutuksiin. Cousinsin (2006) mukaan niittyjen nykypäivän kytkeytyneisyys lisää pientareiden lajimäärää ja -tiheyttä modernin, suurimittakaavaisen maatalouden leimaamassa maisemassa, mutta pienipiirteisessä maatalousmaisemassa kytkeytyneisyydellä ei ole vaikutusta kyseisiin lajistollisiin muuttujiin. Lindborgin ym. (2014) mukaan pientareiden perinnebiotooppilajien määrä on suurempi niittyjen lähellä ja se vähenee etäisyyden kasvaessa. Pientareiden lisäksi myös erilaisilla avoimilla joutomailla on suuri merkitys perinnebiotooppilajiston säilymisessä ja leviämisessä. Pientareiden ja joutomaiden runsaus voi vaikuttaa siihen, että piennarlajisto on runsaslukuisempi pienipiirteisessä maatalousmaisemassa kulkevan tien pientareella (Tikka ym. 2000, Wrobel 2006).

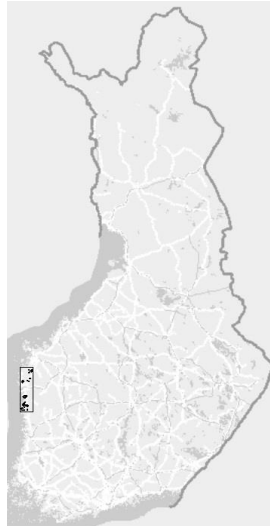
#### **1.4 Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset**

Tässä tutkimuksessa on kolme tutkimuskysymystä. Ensinnäkin tutkin, onko pientareiden ja perinnebiotooppien kokonaislajimäärässä, perinnebiotooppilajien määrässä (Pykälä 2001) tai huomionarvoisten lajien (Raatikainen 2009) määrässä eroa. Kysymyksenä on myös, vaikuttaako vanhan maatalousasutuksen läheisyys edellä mainittuihin lajimäärämuuttujiin verrattuna tilanteeseen, jossa tällaista asutusta ei ole. Selittävän muuttujana kokonaislajimäärälle ja perinnebiotooppilajien määrälle niittyjen kytkeytyneisyys kolmella maankäytöllisesti ja ajallisesti erilaisella aikatasolla. nämä aikatasot ovat 1800-luku, 1971 ja 2010. 1800-Tutkimuksella saadaan selvennystä hieman ristiriitaisiin tutkimustuloksiin pientareiden merkityksestä perinnebiotooppilajien korvaavana elinympäristönä. Kytkeytyneisyyden vaikutusta pientareiden putkilokasvilajistoon on tutkittu vain yhdessä tutkimuksessa (Cousins 2006), ja sekin Ruotsissa, missä maatalouden historia ulottuu huomattavasti pidemmälle menneisyyteen kuin Suomessa. Perinnebiotooppien pirstoutuneisuuden vuoksi korvaavilla elinympäristöillä voi parhaimmillaan olla suuri merkitys alueen perinnebiotooppilajiston säilymiselle. Siksi olisi tärkeä löytää tehokas menetelmä arvokkaimpien pientareiden paikantamiseksi, jotta ne on mahdollista huomioida osana perinnebiotooppiverkoston hoitoa.

## **2 AINEISTO JA MENETELMÄT**

### **2.1 Tutkimusalueet**

Tutkimusalueet sijaitsivat eteläborealisen kasvillisuusvyöhykkeen 2a -lohkossa Pohjanmaan rannikolla Kristiinankaupungin, Närpiön ja Maalahden kuntien alueilla (Kuva 1). Eteläisimmän ja pohjoisimman tutkimusalueen välimatka oli 90 kilometriä, ja itäisimmän ja läntisimmän välimatka 20 kilometriä.



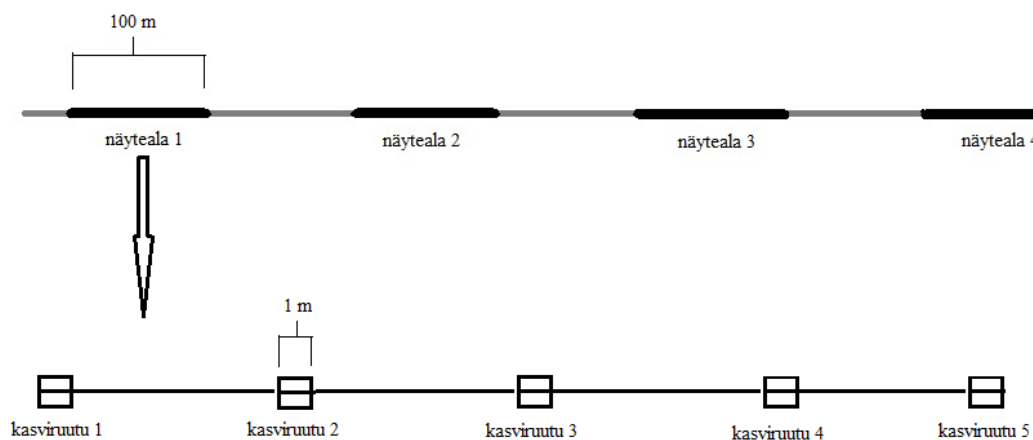
Kuva 1. Tutkimusalueen maantieteellinen sijainti.

## 2.2 Koeasetelma

Koeasetelmassa oli kolme käsittelyä: 1) tien piennar, jonka läheisyydessä oli vanha maatalo tai kylä, 2) tien piennar, jonka läheisyydessä ei vanhaa maataloa tai kylää, 3) perinnebiotooppi. Käsittelyn 1 ja 2 teiden linjaukset kulkivat verrattain avoimessa maastossa, missä ei ollut merkittävää puuston tai metsän varjostusta. Osa teistä oli sorateitä ja osa päällystettyjä teitä. Kaikki pientareet olivat sellaisia, että niillä ei ollut havaittavissa laajamittaisia merkkejä hiljattaisesta kasvillisuuden häiriöstä, kuten ojituksesta tai tien parannuksesta. Teiden valinta perustui osittain Liikenneviraston ylläpitämään tierekisteriin, jonka avulla suljettiin sellaiset tiet pois, joilla oli viimevuosien aikana tehty perusparannus. Teiden valinnassa ympäröivän maiseman vaatimusten osalta hyödynnettiin Kansalaisen Karttapaikan ilmakuvia sekä Google Maps -sivuston Street View -toimintoa. Myös tutkimusalojen sijoittuminen määritettiin näiden avulla. Perinnebiotooppi oli luokiteltu perinnemaisemiksi 1990-luvulla tehdyssä perinnemaisemainventoinnissa (Kekäläinen & Molander 2004). Arvo-luokka vaihteli paikallisesti merkittävästä maakunnallisesti merkittävään. Ne olivat hoidettuja, tai siten niiden hoito oli päätynyt vasta viime vuosien aikana. Tiedot hoidosta perustuivat Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen perinnebiotooppeja koskeviin tietoihin.

Tutkimuksessa oli 10 tutkimustietä, 6 kontrollitietä ja 10 perinnebiotooppia. Tutkimuksessa pientareeksi määriteltiin alue tien pinnoitteen reunan ja viereisen ojan pohjan välissä. Jokaisella piennarkohteella oli neljä sadan metrin pituista näytealaa sijoitettuna sadan metrin välein (kuva 2). Kunkin perinnebiotoopin näytealojen määrään vaikutti tutkimuskohteen pinta-ala, sillä pienelle perinnebiotoopille ei ollut mielekäästi sijoittaa neljää näytealaa kuten teille.

Näytealojen kohdekohtainen määrä perinnebiotoopeilla vaihteli yhdestä viiteen, ja kunkin pituus oli sata metriä, samoin kuin pientareilla. Perinnebiotooppien usein pieni koko rajoitti näytealojen keskinäisen etäisyyden määrittämistä samaksi kuin pientareilla. Perinnebiotooppien näytealojen etäisyys toisistaan oli kuitenkin vähintään 25 metriä. Perinnebiotooppien näytealan leveydeksi määriteltiin kaksi metriä, kun taas pientareella määrittelevä tekijä oli pientareen leveys. Jokaisella näytealalla niin perinnebiotoopeilla kuin teilläkin oli viisi 1 x 1 metrin kokoista kasviruutua sijoitettuna 25 metrin välein. Kullakin näytealalla esiintyneet kasvilajit kirjattiin. Jokaiselta kasviruudulta arvioitiin viisi runsaimpaa esiintyvää lajia runsausjärjestyksessä. Runsain sai arvon viisi ja viidenneksi runsain arvon yksi.



Kuva 2. Näytealat ja niiden kasviruudut.

Tutkimuksessa oli yhteensä 92 näytealaa. Näytealoista 40 oli tutkimusteiden pientareilla, 24 kontrolliteiden pientareilla ja 28 perinnebiotoopeilla. Näytealoilla oli kasviruutuja yhteensä 460. Kasviruuduista 200 oli tutkimusteiden pientareilla, 120 kontrolliteiden pientareilla ja 140 perinnebiotoopeilla. Aineisto kerättiin kesäkuun viimeisen viikon ja heinäkuun aikana vuonna 2013.

Aineistosta luokiteltiin jälkikäteen perinnebiotooppien positiiviset indikaattorilajit, josta käytetään myöhemmin käsitettä perinnebiotooppilajit, ja perinnebiotooppien huomionarvoiset lajit. Perinnebiotoopeilla esiintyessään positiiviset indikaattorilajit kertovat siitä, että hoito ei ole rehevöittävä. Perinnebiotooppilajit on määritelty tässä tutkimuksessa siten, että kaikki Pykälän (2001) mukaan niukkana, melko runsaana tai runsaana esiintyvät perinnebiotooppien heikot-voimakkaat positiiviset indikaattorilajit on luokiteltu perinnebiotoopeille.

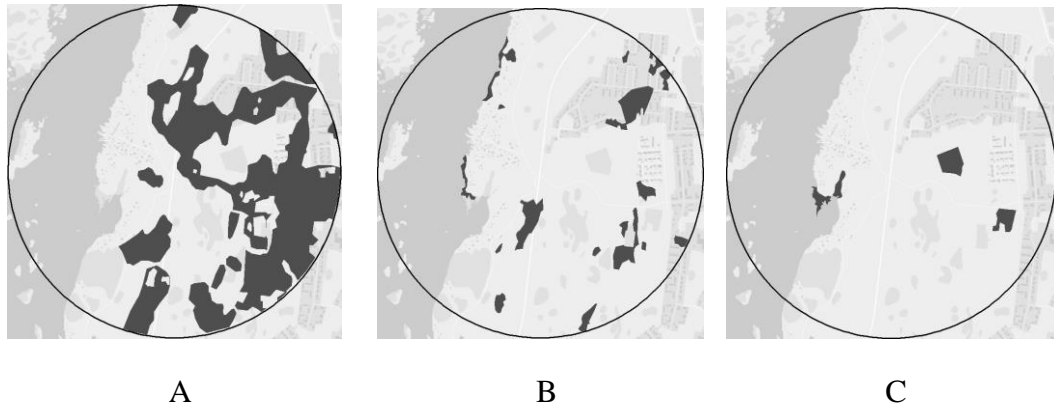
tyypillisiksi lajeiksi riippumatta esiintymän runsaudesta. Lajit, joiden ensisijainen elinympäristö on metsä, jätettiin pois. Nämä olivat variksenmarja (*Empetrum nigrum*), mustikka (*Vaccinium myrtillus*) ja puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*). Esiintymän runsautta ei voitu tutkimuksessa huomioida, koska lajien peittävyttä ei arvioitu prosentteina, ja koska joillakin perinnebiotoopeilla oli vain yksi näyteala, joka ei mahdollistanut runsauden arviointia kasviesiintymän sisältävien näytealojen suhteellisina osuuksina. Huomionarvoiset lajit on luokiteltu aineistosta Raatikaisen (2009) mukaan. Huomionarvoisten lajit ovat perinnebiotooppeihin sitoutuneita lajeja, joiden esiintymiselle keskeistä on perinteisen maatalouden leimaama hoitohistoria.

Kytkeytyneisyyttä tarkasteltiin säteeltään kilometrisellä ympyrällä, jonka keskelle tutkimusalan keskipiste sijoittui (Kuva 3). Siten tarkastelualan pinta-ala muodostui 3,14 km<sup>2</sup>. Peruskartat vuodelta 1971 ja 1800-luvun pitäjänkartat asemoitiin EUREF FIN -koordinaattijärjestelmään Mökköstä (2006) mukailleen ArcGis10 -ohjelmassa. Vuoden 1971 peruskartat asemoitiin ensin, ja pitäjänkarttojen asemointi perustui niihin. Ennen pitäjänkarttojen asemointia kartoista leikattiin alue, jolle sijoittui kytkeytyneisyysympyrän lisäksi riittävä määrä vastinpisteitä asemointia varten. Toimenpide tehtiin pitäjänkarttojen tallennustavasta johtuvien vääristymien poistamiseksi, sillä pitäjänkartat on digitaalista tallentamista varten valokuvattu, ja kameran linssin rakenne aiheuttaa kartan reunaosien pienenemistä suhteessa kartan keskiosaan.

Eri aikatasojen karttoihin niitty-karttamerkillä kuvatut kohteet digitoitiin käyttäen mittakaavaa 1:5000. Kullekin kuviolle laskettiin pinta-ala ja kuvion keskipisteen etäisyys tutkimuskohteen keskipisteestä. Kytkeytyneisyys laskettiin yhtälöllä (Hanski 1999)

$$\sum \exp(-\alpha d)A$$

missä  $d$  on niityn etäisyys tutkimuskohteesta ja  $A$  on niityn pinta-ala. Arvo  $\alpha$  kuvaa sitä, kuinka nopeasti uuteen kasvupaikkaan siirtyvien kasviyksilöiden määrä pienenee etäisyyden kasvaessa. Eri lajeille on laskettu tämä arvo (Bastin & Thomas 1999), joka vaihtelee välillä 1-5. Tässä tutkimuksessa käytettiin jokaisen tutkimusalan kohdalla arvoa 1, koska ympäröivien alueiden lajistosta ei ollut tietoa. Yhtälö kuvaa niittyjen pinta-alaa tutkimusalueen sisällä etäisyydellä painotettuna. Myös esimerkiksi Lindborg ja Eriksson (2004) ovat käyttäneet menetelmää.



Kuva 3. Niittyjen sijoittuminen maisemaan kolmella aikatasolla erään tutkimustien alueella: A) 1800-luku, B) 1971, C) 2010

### 2.3 Tilastomenetelmät

Näytealojen pinta-alan normaalijakautuneisuus testattiin Kolmogorov-Smirnov -testillä, jonka mukaan muuttuja ei ollut normaalijakautunut ( $p=0,007$ ). Käsittelyryhmien kohteiden näytealojen yhteispinta-alan tilastollinen ero testattiin Kruskal-Wallis testillä, sillä näytealojen pinta-alassa epäiltiin olevan merkittävä ero otantatavasta johtuen. Pinta-aloissa ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ( $p=0,233$ ) ja ryhmien välisen vertailun muuttujana päätettiin siten käyttää lajimäärää. Harkitsin myös lajitiheyden, eli havaitun lajimäärän ja näytealojen pinta-alan jakojäännöksen käyttöä käsittelyiden välisten erojen testaamisen muuttujana. Gotellin ja Golwellin (2004) mukaan tämä mittaustapa kuitenkin kasvattaa suhteettomasti lajitiheyttä pinta-alaltaan pienillä alueilla, sillä lajimäärä ei nouse lineaarisesti pinta-alan mukana. Käsittelyjen välisen eron testaamisen lajimäärämuuttujien osalta käytettiin SPSS-ohjelmaa. Kokonaislajimäärän, perinnebiotooppilajimäärän ja huomionarvoisten lajien määrän normaalijakautuneisuus kussakin käsittelyssä testattiin Kolmogorov-Smirnov -testillä ja varianssien saman suuruisuus Levenen testillä. Kokonaislajimäärä ja perinnebiotooppilajimäärä olivat normaalijakautuneita ( $p=0,200$  molemmissa) ja myös varianssien saman suuruuden oletus toteutui. Sitä vastoin huomionarvoisten lajien lajimäärä ei ollut normaalijakautunut ( $p=0,011$ ). Niinpä kokonaislajimäärän ja perinnebiotooppilajien määrän eron testaamiseen tutkimuksen käsittelyjen välillä käytettiin yksisuuntaista varianssianalyysiä. Huomionarvoisten lajien määrän eroa käsittelyjen välillä testattiin Kruskal-Wallis -testillä. Kytkeytyneisyyden vaikutusta kokonaislajimäärän ja perinnebiotooppilajimäärän vaihteluun testattiin SPSS-ohjelman lineaarisella regressionanalyysillä. Huomionarvoisten lajien osalta regressioanalyysiä ei voitu tehdä, koska aineisto ei ollut normaalijakautunut.

## 3 TULOKSET

### 3.1 Lajimäärä

Tutkimuksessa määritettiin kaikkiaan 183 putkilokasvilajia (liite 1). Käsittelyn 1 pientareilla oli 141 lajia ja käsittelyn 2 pientareilla 125 lajia. Perinnebiotoopeilta määritettiin 140 lajia. Kaikista lajeista 54 % oli kaikille käsittelyryhmille yhteisiä, eli ne esiintyivät jokaisessa käsittelyssä vähintään kerran. Vain perinnebiotoopeilla esiintyneitä lajeja oli 12 %. Ainoastaan pientareilla esiintyi puolestaan 20 % havaituista lajeista. Tutkimuksessa määritettiin perinnebiotooppilajeja 53, mikä on 29 % kokonaislajimäärästä (taulukko 1, liite 1). Pientareilla esiintyneistä lajeista 28 % oli perinnebiotoopeille tyypillisiä lajeja, kun perinnebiotoopeilla vastaava luku oli hieman suurempi, 32 %. Perinnebiotooppilajeista 53 % oli kaikille käsittelyryhmille yhteisiä. Vain pientareilla esiintyi 17 %, samoin kuin perinnebiotoopeilla. Huomionarvoisia lajeja tutkimuksessa esiintyi yksitoista (taulukko 2). Kaikki lajit esiintyivät perinnebiotoopeilla, kun puolestaan pientareilla esiintyi näistä yhdestätoista lajista viisi. Tutkimusteiden pientareilla tavattiin viisi ja kontrolliteiden pientareilla kolme huomionarvoista lajia. Lajimäärässä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa käsittelyiden välillä niin kokonaislajimäärän, perinnebiotooppilajimäärän kuin huomionarvoistenkaan lajien määrän suhteen (kuva 4).

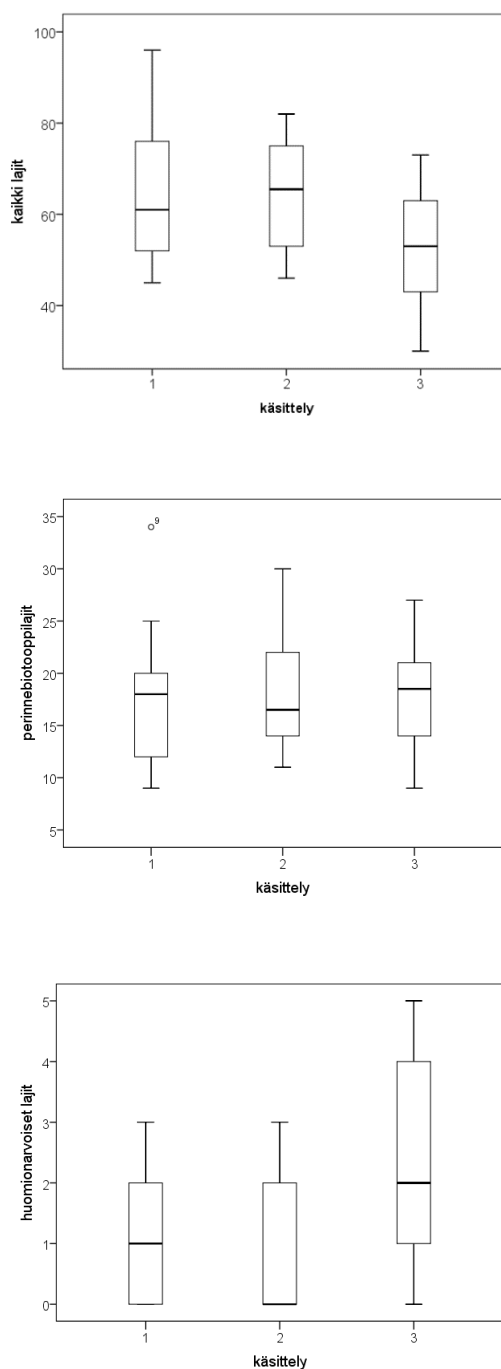


laji	käsittely			laji	käsittely		
	1	2	3		1	2	3
<i>Alchemilla subcrenata</i>	x	x	x	<i>Leucanthemum vulgare</i>	x	x	x
<i>Alleum oleracea</i>			x	<i>Luzula multiflora</i>	x		x
<i>Anthoxantum odoratum</i>	x	x	x	<i>Lychnis flos-cuculi</i>			x
<i>Artemisia absinthum</i>			x	<i>Maianthemum bifolium</i>	x	x	x
<i>Avena pubescens</i>	x	x	x	<i>Mellampyrum pratense</i>	x	x	x
<i>Bidens cernua</i>			x	<i>Mellampyrum sylvaticum</i>	x	x	x
<i>Bidens radiata</i>			x	<i>Pilosella officinarium</i>	x	x	x
<i>Bistorta vivipara</i>			x	<i>Pimpinella saxifraga</i>	x		
<i>Calluna vulgaris</i>	x	x		<i>Potentilla erecta</i>	x		x
<i>Campanula persicifolia</i>	x		x	<i>Pyrola minor</i>	x	x	
<i>Campanula rotundifolia</i>	x	x	x	<i>Ranunculus polyanthemos</i>			x
<i>Carex pallescens</i>	x		x	<i>Rhinanthus minor</i>		x	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	x	x	x	<i>Rhinanthus serotinus</i>	x	x	x
<i>Dianthus deltoides</i>	x	x	x	<i>Ribes alpinum</i>			x
<i>Epilobium montanum</i>			x	<i>Rubus arcticus</i>	x		x
<i>Erigeron acer</i>	x			<i>Rumex acetosa</i>	x	x	x
<i>Euphrasia stricta</i>	x	x	x	<i>Rumex acetosella</i>	x	x	x
<i>Festuca ovina</i>	x	x	x	<i>Sedum acre</i>			x
<i>Festuca rubra</i>	x	x	x	<i>Sedum telephium</i>	x		x
<i>Fragaria vesca</i>	x	x	x	<i>Solidago virgaurea</i>	x	x	
<i>Galium boreale</i>	x	x	x	<i>Stellaria graminea</i>	x	x	x
<i>Galium uliginosum</i>	x	x	x	<i>Trientalis europaea</i>	x	x	x
<i>Galium verum</i>	x	x	x	<i>Vicia cracca</i>	x	x	x
<i>Hieracium umbellatum</i>	x	x	x	<i>Vicia sepium</i>	x	x	x
<i>Juniperus communis</i>	x		x	<i>Viola canina</i>	x	x	x
<i>Knautia arvensis</i>	x			<i>Viola palustris</i>	x	x	x
<i>Lathyrus pratensis</i>	x	x	x				

Taulukko 1. Tutkimuksessa esiintyneet perinnebiotoopeille tyypilliset lajit käsittelyryhmittäin. Käsittely 1) tien piennar, vanhaa asutusta, 2) tien piennar, ei vanhaa asutusta, 3) perinnebiotooppi.

laji	käsittelyryhmä		
	1	2	3
<i>Alleum oleracea</i>			x
<i>Avena pubescens</i>	x	x	x
<i>Bidens cernua</i>			x
<i>Bidens radiata</i>			x
<i>Bistorta vivipara</i>			x
<i>Campanula persicifolia</i>	x		x
<i>Dianthus deltoides</i>	x	x	x
<i>Galium verum</i>	x	x	x
<i>Ranunculus polyanthemos</i>			x
<i>Ribes alpinum</i>			x
<i>Sedum telephium</i>	x		x

Taulukko 2. Perinnebiotooppien huomionarvoiset lajit tutkimuksessa ja niiden esiintyminen eri käsittelyryhmissä. Käsittely 1) tien piennar, vanhaa asutusta, 2) tien piennar, ei vanhaa asutusta, 3) perinnebiotooppi.



Kuva 4. Kokonaislajimäärä, perinnebiotooppilajien määrä ja huomionarvoisten lajien määrä eri käsittelyryhmissä. 1) tien piennar, vanhaa asutusta, 2) tien piennar, ei vanhaa asutusta, 3) perinnebiotooppi.

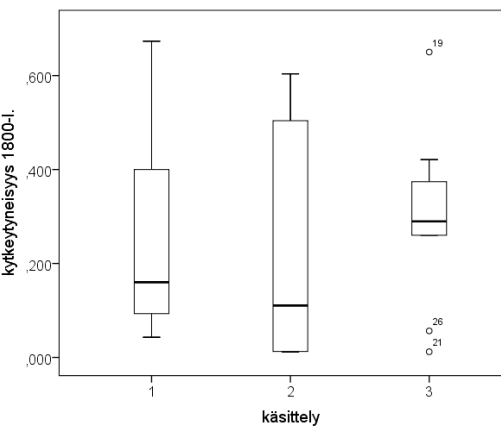
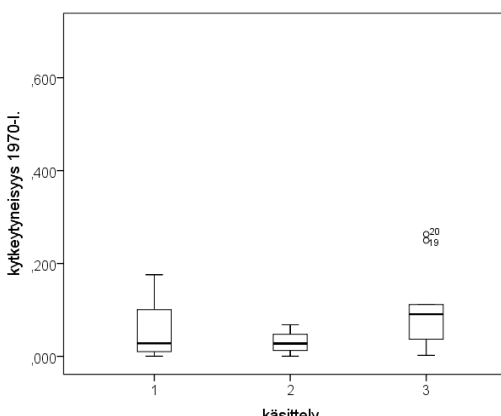
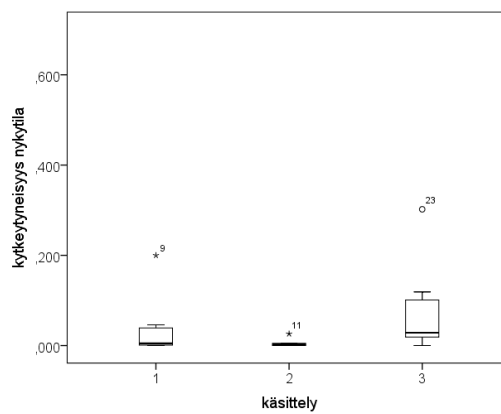
### 3.2 Runsaimmat lajit ja yleisimmät lajit

Käsittelyiden 1 ja 2 runsaimmat lajit olivat osin samat. Viisi runsainta lajia käsittelyn 1 pientareilla olivat runsausjärjestyksessä siankärsämö (*Achillea millefolium*), voikukat (*Taraxacum*-lajiryhmä), hietakastikka (*Calamagrostis epigejos*), koiranputki (*Anthriscus sylvestris*) ja puna-apila (*Trifolium pratense*). Kontrolliteillä vastaavat lajit olivat siankärsämö (*Ac-*

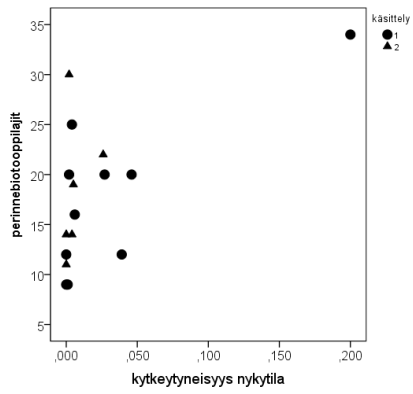
*hillea millefolium*), lampaannata (*Festuca ovina*), puna-apila (*Trifolium pratense*), hietakas-tikka (*Calamagrostis epigejos*) ja sarjakeltano (*Hieracium umbellatum*). Perinnebiotooppien viidessä runsaimmassa lajissa oli suurempi ero käsittelyihin 1 ja 2 nähden, kuin mitä oli käsittelyiden 1 ja 2 keskinäinen ero. Yleisimmät lajit perinnebiotoopeilla olivat nurmirölli (*Agrostis capillaris*), laidunnurmilauha (*Deschampsia cespitosa*), nurmipuntarpää (*Alopecurus pratensis*), niittyleinikki (*Ranunculus acris*) ja valkoapila (*Trifolium repens*). Tutkimuksessa hyvin yleisiä lajeja (esiintyminen  $\geq 85\%$ :lla näytealoista) olivat siankärsämö, nurmirölli, lampaannata, heinätahtimö (*Stellaria graminea*) ja hiirenvirna (*Vicia cracca*).

### **3.3 Niittyjen kytkeytyneisyyden vaikutus kokonaislajimäärään ja perinnebiotooppilajien määrään**

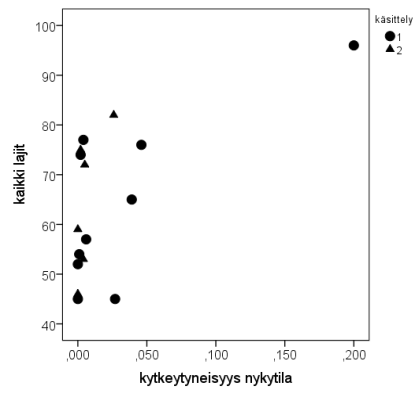
Niittyjen kytkeytyneisyys on vähentynyt hyvin voimakkaasti tutkimusalueella 1800-luvulta nykypäivään (kuva 5). Kytkeytyneisyydessä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa käsittelyryhmien välillä millään tarkastellulla aikatasolla, vaikkakin hajonta ryhmien sisällä oli varsin suurta. Niittyjen kytkeytyneisyys 1800-luvulla oli ainoa aikataso, joka selitti perinnebiotooppien lajimäärää, kohtalaisella selitysasteella (kuva 6 E ja F, taulukko 3). Selitysaste oli yhtä suuri niin kokonaislajimäärää kuin perinnebiotooppilajienkin määrää tarkasteltaessa. Pientareiden suhteen tulokset ovat erilaiset verrattuna perinnebiotooppeihin, sillä 1800-luvun pitäjänkarttojen kytkeytyneisyydellä ei havaittu yhteyttä pientareiden kokonaislajimäärän tai perinnebiotooppilajimäärän vaihteluun (taulukko 3). Nykyajan kytkeytyneisyyden vaikutus pientareiden lajimäärään riippuu siitä, poistetaanko havaintoaineistosta kytkeytyneisyydeltään muita havaintoja suurempi arvo. Havainnon poistaminen on perusteltua, koska muut havainnot ovat selvästi ryhmittyneet hajontakuvion vasemmalle reunalle, eikä kuviossa siten havaita lajimäärän ja kytkeytyneisyyden välistä yhteyttä (kuva 6 A ja B). Näin ollen nykyajan kytkeytyneisyyden vaihtelun ei voida katsoa selittävän kokonaislajimäärän tai perinnebiotooppilajimäärän vaihtelua (taulukko 3). Pientareiden osalta ainoastaan 1970-luvun kytkeytyneisyyden ja kokonaislajimäärän välillä havaittiin selvä yhteys (kuva 6 c ja D, taulukko 3). Sen sijaan saman aikataason kytkeytyneisyys selittää perinnebiotooppilajien lajimäärää vain tilastollisesti suuntaa antavasti alhaisella selitysasteella, jolla ei voida katsoa olevan käytännön merkitystä.



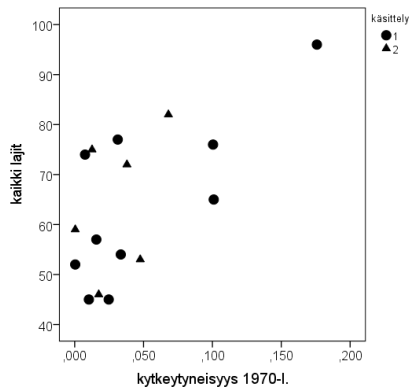
Kuva 5. Niittyjen kytkeytyneisyys käsittelyryhmissä eri aikatasoilla. Käsittely 1) piennar, vanhaa asutusta, 2) piennar, ei vanhaa asutusta, 3) perinnebiotooppi.



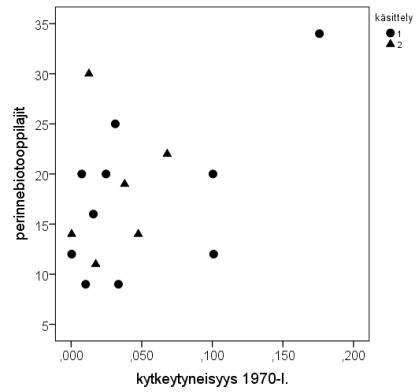
A)



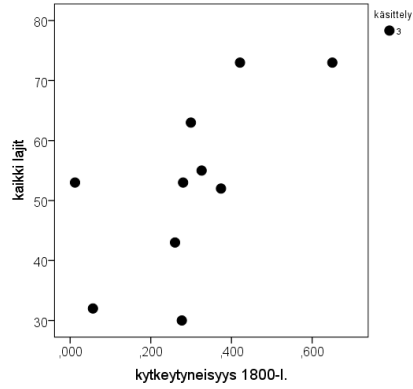
B)



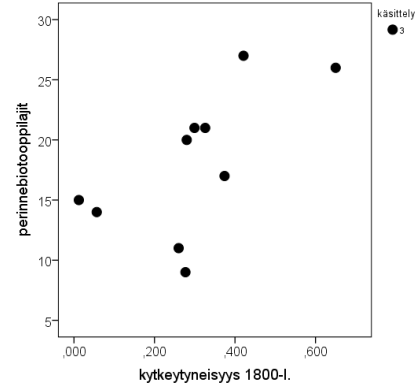
C)



D)



E)



F)

Kuva 6. Niittyjen eri aikatasojen kytkeytyneisyyden vaikutus pientareiden ja perinnebiotooppien kokonaislajimäärän ja perinnebiotooppilajien määrän vaihteluun. Käsittely 1) piennar, vanhaa maatalousasutusta, 2) piennar, ei vanhaa maatalousasutusta, 3) perinnebiotooppi.

aika- taso	käsittely	kokonaislajimäärä		perinnebiotooppilajit	
		r <sup>2</sup>	p	r <sup>2</sup>	p
2010	pientareet	0,041	0,329	0,010	0,636
	perinnebiotoopit	0,031	0,628	0,099	0,376
1971	pientareet	<b>0,417</b>	0,007	0,223	0,064
	perinnebiotoopit	0,073	0,45	0,097	0,32
1800- luku	pientareet	0,235	0,057	0,096	0,243
	perinnebiotoopit	<b>0,418</b>	0,043	<b>0,411</b>	0,046

Taulukko 3. Kytkeytyneisyyden vaikutus kokonaislajimäärän ja perinnebiotooppilajien määrän vaihteluun pientareille ja perinnebiotoopeilla. Tilastollisesti merkitsevät selitysas-  
teet on lihavoitu.

## 4 TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1 Lajimäärä pientareilla ja perinnebiotoopeilla

Perinnebiotooppien pinta-alan 1900-luvulla tapahtuneen voimakkaan vähenemisen myötä useat niiton ja laidunnuksen aiheuttamasta häiriöstä riippuvaiset kasvilajit ovat taantuneet. (esim. Rassi ym. 2010, Schulmann ym. 2008). Muita ihmisen toiminnan seurauksena syntyneitä ympäristöjä on tutkittu perinnebiotoopeille tyypillisten lajien ja niiden kasviyhteisöjen korvaavana elinympäristönä (Cousins 2006, Lindborg ym. 2014, Persson 1996, Hovd & Skogen 2005, Jantunen ym. 2004a, Kuussaari ym. 2003, Runesson 2009, Uusitalo 2007, Wrobel 2006). Pääsääntöisesti perinnebiotooppien lajisto on todettu pientareiden lajistoa jonkin verran runsaammaksi, mutta pientareilla on kuitenkin nähty olevan merkitystä lajien korvavana elinympäristönä ja leviämiskäytävänä. Tutkimuksessani käsittelyryhmien välillä ei havaittu eroa kokonaislajimäärässä, perinnebiotooppilajien määrässä tai huomionarvoisten lajien määrässä. Tulos on samansuuntainen Jantunen ym. (2006) kanssa, jonka mukaan perinnebiotooppien ja pientareiden kokonais- ja perinnebiotooppilajimäärässä ei ole tilastollisesti merkitsevää eroa. Elinympäristöt eroavat kuitenkin Jantunen ym. mukaan perinnebiotooppilajien peittävyuden osalta, joka on perinnebiotoopeilla pientareita suurempi. Tikan ym. (2001) mukaan pientareiden kokonaislajimäärä on näistä kahdesta elinympäristöstä suurempi. Perinnebiotooppilajeja esiintyy kuitenkin pientareilla vähemmän kuin perinnebiotoopeilla, koska osan pientarelajistosta muodostavat ruderaatti- ja metsälajit. Syytä Jantunen, tämän ja Tikan tutkimusten erilaisiin tuloksiin voidaan etsiä otantatavasta. Jantunen (2006) tutkimuksessa otanta oli yhteismitallinen eri elinympäristöissä. Tikan (2001) tutkimuksessa perinnebiotooppien lajimäärä perustui 1990-luvulla ympäristöhallinnon tekemään perinnebiotooppi-inventointiin, jossa määritetään kaikki lajit koko perinnebiotoopilta (Pykälä

1994), kun taas pientareilta tutkittiin 200 metrin pituinen osuus. Näin ollen on mahdollista, että perinnebiotooppien ja pientareiden pinta-alojen yhteismitattomuus on tuonut tutkimukseen otantatavasta johtuvan virheen. Vaikka minun tutkimukseni tulos olikin lajimäärän osalta samanlainen kuin Jantusen ym. tulos, on mahdollista, että tässäkin tutkimuksessa olisi perinnebiotooppilajien peittävydessä ollut eroa pientareiden ja perinnebiotooppien välillä, mikäli sitä olisi tutkittu. Molemmissa tutkimuksissa pientareiden ja perinnebiotooppien kasviyhteisöt todettiin toisiinsa nähden varsin erilaisiksi.

Erisuuntaiset tulokset pientareiden merkityksestä perinnebiotooppilajeille voivat olla seurausta myös tutkimukseen valituista perinnebiotoopeista. Jos tutkimuksen perinnebiotoopit ovat muuttuneet rehevöittävän hoidon tai hoidon hiljattaisen päättymisen vuoksi (esim. Hansson & Fogelfors 2000), on tulos seurausta perinnebiotooppien kasvipopulaatioiden taantumisesta eikä siitä, että pientareilla olisi suuri merkitys perinnebiotooppilajien korvaavana elinympäristönä. Esimerkiksi Kekäläinen ja Molander (2004) toteavat, että alueen perinnebiotoopeista useat ovat muuttuneet sen vuoksi, että laiduntajille annetaan lisärehua tai heinää laitumelle. Tässä tutkimuksessa perinnebiotooppien negatiivisia indikaattorilajeja luokitui useilla perinnebiotooppikohteilla viiden runsaimman lajin joukkoon (kpl 3.2.). Negatiiviset indikaattorilajit yleistyvät niityillä, joilla esiintyy rehevöitymistä ja umpeenkasvua vääränlaisen hoidon tai hoitamattomuuden vuoksi (Kuussaari ym. 2003). Nämä lajit esiintyvät hoidetuillakin perinnebiotoopeilla usein niukkana, mutta vasta runsaana esiintyessään niillä on indikaattoriarvoa. Negatiivisia indikaattorilajeja runsaana esiintyessään ovat siankärsämö, nurmilauha ja polvipuntarpää. Kaksi ensimmäistä ovat lieviä negatiivisia indikaattoreita, ja jälkimmäinen voimakas negatiivinen indikaattori. Onkin mahdollista, että positiivisten indikaattorilajien populaatiot ovat taantuneet tutkituilla perinnebiotoopeilla rehevöittävän hoidon seurauksena. Populaatioita voi kadota myös hoidetuista elinympäristöistä, mikäli paikalliset sukupuutot ja uusien yksilöiden leviäminen alueelle eivät ole tasapainossa (Van Dorp ym. 1997). Perinnebiotooppilajien sukupuuttokynnys asettuu noin 10-30 prosenttiin alkuperäisestä elinympäristön pinta-alasta (Cousins ym. 2003).

Huomionarvoiset lajien esiintyminen on keskittynyt perinnebiotooppeihin, ja perinnebiotooppien voimakkaan vähenemisen vuoksi ne ovat harvinaistuneet ja uhanalaistuneet (Raatikainen 2009). Tässä tutkimuksessa kaikilta tutkituilta perinnebiotoopeilta löytyi yli kaksi kertaa enemmän huomionarvoisia lajeja kuin kaikilta tutkituilta pientareilta. Vaikka



käsittelyiden välillä ei ollutkaan tilastollisesti merkitsevää eroa, on seikalla kuitenkin käytännön merkitys huomionarvoisten lajien harvinaisuuden vuoksi. Pientareiden ja perinnebiotooppien erolle löydetyssä huomionarvoisten lajien määrässä voidaan etsiä selitystä niin pientareiden kasvupaikkatekijöistä kuin huomionarvoisten lajien leviämiskyvystäkin. Pientareilta löydetyt perinnebiotooppien huomionarvoiset lajit ketoneilikka, keltamatara, peuran-kello, isomaksaruoho ja mäkikaura olivat kuivien perinnebiotooppien eli ketojen lajeja (Pykälä 2001). Perinnebiotoopeilla taas lajien tyypillisten kasvupaikkaominaisuuksien kirjo on laajempi sisältäen ketojen lisäksi myös tuoreita ja kosteita kasvupaikkalaikkuja. Tätä ilmentää se, että edellä mainittujen lajien lisäksi perinnebiotoopeilla esiintyi käenkukka, nurmitar sekä säde- ja nuokkurusokki. Perinnebiotooppien suuremmassa huomionarvoisten lajien määrässä kyse voi olla osin myös huomionarvoisten lajien tilallisen leviämiskyvyn rajallisuudesta.

#### **4.2 Kytkeytyneisyyden ja vanhan maaseutuasutuksen vaikutus lajimäärään**

Kytkeytyneisyys on käänteinen pirstoutumiselle: mitä enemmän perinnemaisemia on maisemassa, ja mitä lähempänä ne toisiaan sijaitsevat, sitä suurempi on kytkeytyneisyys ja pienempi pirstoutuneisuus. Leviämis- ja kolonisaatiokyky määrittävät kasvilajin mahdollisuuksia uusille kasvupaikoille levittäytymisessä (Soons & Heil 2002, Poschlod ym. 1998, Fischer ym. 1996, Fischer & Stöcklin 1997). Elinympäristöjen kytkeytyneisyys on tärkeämpää heikon leviämiskyvyn ja erikoistuneen elinympäristövaatimuksen omaaville lajeille, sillä nämä ominaisuudet kasvattavat paikallispopulaatioiden sukupuuton riskiä (Henle ym. 2004). Voimakkaasti kytkeytyneessä maisemassa paikallispopulaatioiden yksilöiden kolonisaatio on nopeampaa kuin häviäminen, kun taas heikosti kytkeytyneessä maisemassa yksilöiden häviäminen on nopeampaa (Moilanen & Hanski 2001, Moilanen & Nieminen 2002, Tischendorf & Fahrig 2000, Hanski 1998). Kytkeytyneisyys ja vanha maaseutuasutus ovat toisiinsa sidoksissa siten, että karjatalous on ollut keskittynyt kylien läheisyyteen (Reitalu ym. 2010). Siten niittyjen rakenteellinen ja toiminnallinen kytkeytyneisyys on ollut suurin vanhojen kylien alueilla ja läheisyydessä. Alhainen tilallinen ja ajallinen leviämiskyky ovat lajityypillisiä piirteitä monille perinnebiotooppilajeille, ja monet perinnebiotooppilajit ovatkin uusille kasvupaikoille leviämisessään olleet sitoutuneita vektoreina toimiviin laiduntajiin, jonka on mahdollistanut perinteisen maatalouden laidunkiertojärjestelmä (Poschlod ym. 1998, Fischer ym. 1996, Van Dorp ym. 1997). Perinnebiotooppien erittäin voimakkaan vähenemisen seurauksena niiden rakenteellinen ja toiminnallinen kytkeytyneisyys on mahdollisesti huo-

mattavasti heikentynyt ja osin katkennut. Kasvilajien esiintyminen perinnebiotoopeilla perustuu merkittäviltä osin jäännepopulaatioihin, sillä etenkin leviämiskyvyltään heikompien lajien siirtyminen laikulta toiselle on vaikeutunut (Eriksson 1996, Lindborg & Eriksson 2004, Helm ym. 2005). Tien pientareilla kytkeytyneisyyden mekanismit ovat erilaiset kuin perinnebiotoopeilla, sillä pientareet ovat nuoria ja tienparannustoimenpiteiden vuoksi myös ajallisesti epäjatkuvia elinympäristöjä (Hänninen & Masonen 1999, Jantunen ym. 2004b). Pientareiden voidaan kuitenkin katsoa olevan voimakkaasti toisiinsa kytkeytyneitä, sillä kaikki tiet ovat yhteydessä toisiinsa. Pientareiden kasvupaikkaominaisuuksien vaihtelevuuden vuoksi rakenteellinen kytkeytyneisyys perinnebiotooppilajien näkökulmasta on kuitenkin mahdollisesti osittain näennäistä. On esitetty, että perinnebiotooppilajit pientareilla olisivat jäänteitä perinteisen maatalouden leimaamasta maisemasta (Koski 1999). Toisaalta on arveltu, että perinnebiotooppilajit leviäisivät pientareille läheisiltä perinnebiotoopeilta samaan tapaan kuin leviäminen tapahtui perinteisen maatalouden aikana (Jantunen ym. 2004b). Ensimmäisen teorian mukaan historiallinen kytkeytyneisyys vaikuttaisi pientareiden perinnebiotooppilajimäärään, kun taas jälkimmäisen mukaan nykyajan kytkeytyneisyys olisi vaihtelua selittävä tekijä.

Tämän tutkimuksen mukaan kytkeytyneisyys yli sata vuotta sitten selittää perinnebiotooppien kokonaislajimäärän ja perinnebiotooppilajimäärän vaihtelua noin 40 prosentilla tutkituista perinnebiotoopeista. Myös osassa aikaisempia tutkimuksia on saatu samansuuntainen tulos (Lindborg & Eriksson 2004, Helm ym. 2005). Kaikki tutkimukset eivät kuitenkaan tue minun tutkimukseni havaintoa, sillä Cousinsin ym. (2006) mukaan maisemaekologisista tekijöistä vain perinnebiotoopin koko selittää lajimäärän vaihtelua. Minun tutkimuksessani perinnebiotoopin koon vaikutusta lajimäärän vaihteluun ei tutkittu, joten sitä ei voida pois sulkea, etteikö kytkeytyneisyys olisi yhteydessä perinnebiotoopin kokoon. Enemmistö tutkimuksista kuitenkin vahvistaa yli sadan vuoden takaisen kytkeytyneisyyden ja nykyisen lajimäärän yhteyttä, ja siten oletusta siitä, että perinnebiotooppien kasviyhteisöt perustuvat osittain jäännepopulaatioihin (Eriksson 1996). Myös 1950-luvun kytkeytyneisyys selittää perinnebiotooppien lajimäärää (Lindborg & Eriksson 2004), mutta tätä aikatasoa ei tutkimuksessa tutkittu sen vuoksi, että Maanmittauslaitos on julkaissut ensimmäiset peruskartat alueelta vasta vuonna 1971. Vuoden 2010 kytkeytyneisyys ei selitä perinnebiotooppien lajimäärän vaihtelua tässäkään tutkimuksessa, kuten ei muissakaan johtuen jäljellä olevien perinnebiotooppien voimakkaasti heikentyneestä rakenteellisesta ja toiminnallisesta kytkeytyneisyydestä (Lindborg & Eriksson 2004, Helm ym. 2005, Cousins ym. 2006)

Toisin kuin perinnebiotoopeilla, 1800-luvun niittyjen kytkeytyneisyyden ei havaittu vaikuttavan pientareiden lajimäärään. Tämä on varsin ymmärrettävä tulos, sillä kun tiestö on rakennettu, on jo suurin osa 1800-luvun perinnebiotoopeista kadonnut pelloksi muuttamisen, metsittämisen tai käytön loppumisen vuoksi. Koska suurin osa perinnebiotooppilajeista ei muodosta maaperään pitkäaikaista siemenpankkia (Davies & Waite 1998, Milberg 1992), ei 1800-luvun perinnebiotooppien ja nykyisten pientareiden välillä ole tapahtunut kasvien ajallistakaan leviämistä (Poschlod ym. 1998). 1800-luvun kytkeytyneisyys ei heijastele myöskään mitään maisemallista ominaisuutta, jolla olisi pientareiden lajimäärää lisäävä vaikutus. Kuten ei perinnebiotooppienkaan kohdalla, nykytilan kytkeytyneisyys ei selitä kokonaislajimäärän tai perinnebiotooppilajimäärän vaihtelua. Tulos on osin samansuuntainen Cousinsin (2006) kanssa, jonka mukaan niittyjen nykyajan kytkeytyneisyys ei vaikuta perinnebiotooppilajien määrään pienipiirteisessä maatalousmaisemassa, millaisessa minun tutkimukseni teiden pientareet suurelta osin kulkivat. Hänen mukaansa niittyjen kytkeytyneisyydellä on vaikutusta vain suurimittakaavaisen maatalouden leimaamassa maisemassa, koska pienipiirteisessä maisemassa on runsaasti monille perinnebiotooppilajeille soveltuvia pienielinympäristöjä (Lindborg ym. 2013, Lindborg ym. 2014). Siten tutkimus vahvistaa mainittuja aikaisempia tuloksia. Puuttuvaa yhteyttä lajimäärän ja niittyjen kytkeytyneisyyden välillä ei voida myöskään selittää sillä, että perinnebiotooppilajien leviäminen olisi heikentynyt rakenteellisesti ja toiminnallisesti alhaisen kytkeytyneisyyden vuoksi, sillä pientareiden ja perinnebiotooppien lajimäärissä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa.

Suurin selitysaste pientareiden osalta havaittiin 1970-luvun niittyjen kytkeytyneisyyden ja kokonaislajimäärän välillä. Saman aikatason kytkeytyneisyys selittää kuitenkin vain tilastollisesti suuntaa antavasti perinnebiotooppilajimäärän vaihtelua pientareilla, eikä tuloksella ole käytännön merkitystä alhaisen selitysasteen vuoksi. On mahdollista että 1970-luvun kytkeytyneisyys heijastaa sellaista nykyisen maiseman ominaisuutta, jonka vaihtelu vaikuttaa kokonaislajimäärän vaihteluun. Tämä muuttaja mahdollisesti liittyy maisemarakenteen avoimuuteen kuten siihen, että maisemassa on paljon joutomaita jäänteinä entisistä niityistä ja siihen, että niittyjen ennen leimaama maisema on pienipiirteistä sisältäen useita elinympäristötyyppejä. Maiseman elinympäristötyyppien määrä ja suhteelliset peittävyudet vaikuttavat lajimäärään ainakin perinnebiotoopeilla, ja viljelypeltojen suuri määrä maisemassa vähentää perinnebiotooppien lajimäärää (Söderström ym. 2001). Elinympäristöjen pienipiirteinen vaihtelevuus ja maiseman heterogeenisyys lisäävät monimuotoisuutta yleisesti ottaen (Duelli 1997).

Toisin kuin perinnebiotoopeilla, pientareiden kasvipopulaatiot eivät siis ole jäännepopulaatioita (Eriksson 1996). Kasviyhteisöt muodostuvat mahdollisesti eri lajien lähde-nielupopulaatiodynamiikan seurauksena. Lähteenä eivät niinkään ole läheiset niityt, vaan myös alueen pientareiden lajistolla ja erilaisilla joutomailla on suuri merkitys kasviyhteisöjen muodostumiselle. Hypoteesiin saadaan tukea Tikan ym. (2001) tutkimuksesta, jonka mukaan läheiset pientareet ovat kasviyhteisöiltään enemmän samanlaisia kuin kaukaiset. Perinnebiotooppilajien määrään kytkeytyminen ei kuitenkaan vaikuta, toisin kuin kokonaislajimäärään. Tätä voi selittää se, että perinnebiotooppilajien leviäminen on suhteellisen tehokasta pientareilla ja perinnebiotooppilajit kolonisoivat tienpientareen mikroelinympäristöjen mosaiikista (Jantunen ym. 2004a) kasvupaikkavaatimukset täyttävän laikun. Autot ovat selittävä tekijä mahdollisesti tehostuneelle leviämiselle. Autoliikenteestä hyötyville lajeille on tyypillistä suhteellisen pieni siemenkoko, joka mahdollistaa siementen kulkemisen auton rakenteisiin tarttuvan maa-aineksen mukana (Hodkinson & Thompson 1997, Schmidt 1989). Myös niittokoneen terien merkitystä kasvien leviämisen edistäjänä on pohdittu (Tikka ym. 2001).

Se, että vanhan maaseutuasukunnan läheisyys ei vaikuta kokonaislajimäärään voi olla seurausta kolmesta tekijästä. Ensinnäkin voi olla niin, että vanhojen maatilojen pihapiireissä ei enää esiinny perinnebiotooppilajeja, koska pihat on nurmetettu tai ne ovat muutoin rehevöityneet tai umpeenkasvaneet. Toisekseen on mahdollista, että lajien populaatiot ovat hyvin pieniä ja siten niiden leviämisen ja kolonisaatiokyky heikentynyt niin paljon, että ne eivät leviä läheisille teiden pientareille. Toisaalta tätä hypoteesia vastaan on se, että pientareiden ja perinnebiotooppien välillä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa. On myös mahdollista, että kasvien leviäminen on siinä määrin tehostunut pientareilla tienhoitotoimenpiteiden ja autoliikenteen kuljettamien maa-ainesten vuoksi (Tikka 2002, Schmidt 1989, Hodgkinson & Thompson 1989), että eroa sellaiseen pientareeseen, jonka lähellä ei ole vanhaa maatalousasukuntaa ei havaita, mikäli ei mennä kilometrien päähän vanhasta maaseutuasukunnasta. Vanhojen maatilojen pihapiireissä esiintyvistä perinnebiotooppilajistosta ei juuri ole tutkimustietoa ja siksi on vaikea arvioida, mikä hypoteeseista on todennäköisin.

Tässä tutkimuksessa tutkittiin kytkeytyneisyyden vaikutusta lajimäärämuuttujien vaihteluun säteeltään kilometrisellä ympyrällä. Tilallisen ulottuvuuden rajaaminen 3,14 neliökilometrin ympyrälle on mahdollinen selitys sille, että kytkeytyneisyydellä ei havaittu vaikutusta perinnebiotooppilajimäärän vaihteluun. Mikäli on niin, että kasvien tilallinen leviämisen on tehostunut autojen ja niittokoneiden vaikutuksesta (Tikka ym. 2001, Hodgkinson & Thompson

1997, Schmidt 1989), voi suuremmalla tarkastelualueella ilmetä yhteys niittyjen kytkeytyneisyyden ja lajimäärän vaihtelun välillä. Lindborgin ja Erikssonin (2007) mukaan perinnebiotooppien kytkeytyneisyys 1800-luvulla säteeltään kaksikilometrisellä ympyrällä tarkasteltuna selittää voimakkaimmin lajimäärän vaihtelua perinnebiotoopeilla, jolloin lajien leviäminen oli tehokasta laidunkiertojärjestelmän takia. Historiallinen maankäyttö on kuitenkin tekijä, joka vaikuttaa kasvilajien sijoittumiseen maisemassa, mutta on mahdollista, että mitä kaukaisemmasta ajanjaksosta on kyse, sitä laajempaa tilallista ulottuvuutta tulee tarkastella. Tämä kuitenkin edellyttäisi erilaisten menetelmien käyttöä.

### **4.3 Otokoko ja muut mahdolliset virhelähteet**

Tutkimuksen otoskoko kussakin ryhmässä oli melko pieni huomioiden se, että ryhmien välisten erojen testaamiseen käytettiin yksisuuntaista varianssianalyysiä. Koska ryhmien sisäinen vaihtelu oli kaikissa ryhmissä varsin suuri, on mahdollista, että tilastollisesti merkitsevien erojen havaitsemiseen ryhmien välillä niin kokonais-, perinnebiotooppi- kuin huomionarvoistenkin lajien osalta olisi suurempi otoskoko ollut tarpeen. Tämä olisi kuitenkin edellyttänyt vähäisempää näytealojen määrää tutkimusaluetta kohden työmäärän rajoittamiseksi. Se puolestaan olisi lisännyt sattuman merkitystä varsinkin huomionarvoisten lajien havaitsemisessa, sillä vaikutelmana maastotöiden aikana oli näiden lajien hyvin laikuittainen esiintyminen niin pientareilla kuin perinnebiotoopeillakin. Mikäli tutkimuksen havainto perinnebiotooppien ja pientareiden yhtä suuresta lajimäärästä johtuukin perinnebiotooppien laadun heikkenemisestä, täytyisi tulosten tulkinta tehdä aivan toisesta näkökulmasta, mitä ei nyt tehty. Teiden yhteismitallistaminen tienpidollisten toimien osalta osoittautui tutkimuksen suunnitteluvaiheessa varsin haastavaksi tehtäväksi, eikä se täysin onnistunut. Kun haluttiin tarkastella niittyjen kytkeytyneisyyttä perinnebiotooppilajien esiintymisen ennustamismenetelmänä, ei se olisikaan ollut välttämättä mielekäästä, sillä silloin menetetään yleinen sovellettavuus. 1800-luvun kartoista kerätty kytkeytyneisyyttä koskeva tieto voi olla vain niin tarkkaa kuin oli sen ajan kartoitustarkkuus (Mökkönen 2006). Vanhojen karttojen käytön epävarmuustekijä on esimerkiksi se, että ennen kartoitustarkkuutta määritteli jossain määrin esimerkiksi asutuksen tiheys. Siksi asumattomilla alueilla karttojen tarkkuus voi olla kyliä heikompi.

## 5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Pientareilla on tämän tutkimuksen mukaan merkitystä perinnebiotooppilajien elinympäristönä, ja ne osaltaan edistävät perinnebiotooppilajien säilymistä. Kasvien populaatiodynamiikka on kuitenkin erilainen pientareilla ja perinnebiotoopeilla, perinnebiotoopeilla sen perustuessa osin jäännepopulaatioihin, ja pientareilla huomattavasti vaihtelevampaan dynamiikkaan johtuen mahdollisesti ajoneuvojen ja tiehoitotoimien tehostamasta siementen. Tutkimuksen perusteella ei perinnebiotooppilajistoltaan runsaita pientareita ei ole mahdollista paikantaa kytkeytyneisyyttä tarkastelemalla, sillä pientareiden soveltuvuus perinnebiotooppilajien kasvupaikaksi on laikuittaista, ja myös läheiset pientareet sekä muut alueen elinympäristöt vaikuttavat lajikoostumukseen. Menetelmien kehittäminen lajistollisesti rikkaiden pientareiden paikantamiseksi on kuitenkin tärkeää, jotta ne voidaan huomioida perinnebiotooppiverkoston hoidossa, edistäen niiden merkitystä harvinaistuvan lajiston kasvupaikana, leviämiskäytävänä ja askelkivenä.

## KIITOKSET

Kiitos pro gradu -tutkielmani rahoituksesta kuuluu Luonnonsuojelun säätiölle ja Suomen biologian seura Vanamo ry:lle. Ohjaaja Minna-Maarit Kytöviidalla on ollut keskeinen rooli tutkimuksen ideoinnissa ja hän on auttanut etenemään tutkimuksessa oikeaan suuntaan, jos en ole tiennyt, mihin päin ratkaisujen risteyksessä tulisi lähteä. Olen tehnyt tutkielmani Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen tiloissa Vaasassa, mistä osoitan mitä suurimmat kiitokset luonnonsuojeluryhmän päällikkö Leena Rinkineva-Kantolalle. Kiitos myös liikenne-vastuualueen Reetta-Liisa Kilpiölle, joka antoi minulle tierekisteritietoja tutkimuksen suunnitteluvaiheessa. Lotta Flemming auttoi perinnebiotooppien omistajille ja hoitajille osoitetun kirjeen ruotsinnoksessa. Jyväskylän yliopiston Kaisa Raatikaista kiitän vanhojen karttojen asemointiin liittyvistä neuvoista, ja Maanmittauslaitoksen Jari Mäkystä opastuksesta vanhojen karttojen etsinnässä. Askoa kiitän lämpimästi perinnebiotooppien otoksen suunnittelua koskevista ideoista. Mieheni Olli on kannustanut suuresti koko prosessin ajan ja antanut arvokkaita kollegiaalisia neuvoja. Susanne-äiti, Anitta-anoppi ja Kaisa-sisko edistivät tutkielmani toimiessaan lapsenhoitajana etenkin työn suunnittelu- ja viimeistelyvaiheessa. Vilho-pojalleni kiitos siitä, että asetat asiat elämässä sopiviin mittasuhteisiin.

## LÄHDELUETTELO

- Auffret A.G. & Cousins S.A.O., 2011: Past and present management influences the seed bank and seed rain in a rural landscape mosaic. –*Journal of applied ecology* 48: 1278-1285.
- Cousins S.A. & Lindborg, R. 2009: Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. –*Biological conservation* 141/1: 233-240.
- Cousins S.A.O. 2006: Plant species richness in midfield islets and road verges – The effect of landscape fragmentation. –*Biological conservation* 127: 500-509.
- Cousins S.A.O., Lavorel, S. & Davies, I., 2003: Modelling the effects of landscape pattern and grazing regimes on the persistence of plant species with high conservation value in grasslands in south-eastern Sweden.
- Cousins S.A.O., Ohlson, H. & Eriksson, O., 2006: Effect of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. –*Landscape ecology* 22: 723-730.
- Cousins, S.A., 2006: Plant species richness in midfield-islets and road verges – The effect of landscape fragmentation. –*Biological Conservation* 127/4: 500-509.
- Damschen, E.I., Haddad N.M., Orrock J.L., Tewksbury J.J. & Levey D.J., 2006: Corridors increase plant species richness at large scale. –*Science* 1: 1284-1286.
- Davies, A. & Waite, S., 1998: The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrubs. –*Plant ecology* 136: 27-39.
- Duelli 1997: Biodiversity evaluation in agricultural landscapes. –*An approach at two different scales. Agriculture, ecosystems and environment* 62: 81-91.
- Eriksson, O., 1996: Regional dynamics of plants. A review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. – *OIKOS* 77:248-258.
- Eriksson, O., Cousins, S.A.O. & Bruun H.H. 2002: Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. –*Journal of vegetation science* 13: 743-748.
- Fischer, M. & Stöcklin, J. 1997: Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. – *Conservation Biology* 11: 727-737.
- Fischer, S.F., Poschlod, P. & Burkhard, B 1996: Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. – *Journal of Applied Ecology* 33: 1206-1222.
- Gotelli N.J. & Colwell R.K., 2004: Quantifying species diversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. –*Ecology letters* 4: 379-391.
- Gustavsson, E., Lennartson, T. & Emanuelsson, M. 2007: Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. –*Biological conservation* 138/1-2: 47-59.
- Hänninen, M. & Masonen, J., 1999: Tuhat vuotta tietä ja kaksisataa vuotta tielaitosta, osa3: Pikeä, hikeä ja autoja – Tiet, liikenne ja yhteiskunta 1945-2005. Tielaitos.

- Hanski, I., 1998: Metapopulation dynamics. –*Nature* 396:41-49.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000: Management of semi-natural grassland: results from a 15-year-old experiment in Southern Sweden. –*Journal of vegetation science* 11: 31-38.
- Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2005: Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. –*Ecology letters* Volume 9 Issue 1: 72-77.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J., 2004: Predictors of species sensitivity to fragmentation. –*Biodiversity and conservation* 12: 207-251.
- Hodkinson D.J. & Thompson K. 1997: Plant dispersal. The role of man. –*Journal of applied ecology* 34: 1484-1496
- Hovd, H. & Skogen, A., 2005: Plant species in arable field margins and road verges of Central Norway. –*Agriculture, ecosystems and environment* 110: 257-265.
- Jakobsson, A. & Eriksson O. 2000: A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. –*OIKOS* 88: 494-502.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A. & Saarnio S. 2004a: Grassland vegetation in roads differing in size and density. –*Finnish Zoological and Botanical Publishing board*: 107-117.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., Hugg, T. & Saarnio, S., 2004b: Tienpienareet ja valtateiden liittymät kasvien ja perhosten elinympäristönä. *Tiehallinnon selvityksiä* 9/2004. 57 s
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A. & Saarnio, S., 2006: Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. – *Applied vegetation science* 10: 285-292.
- Jennersten O., 2005: Pollination on *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): Effects of habitat fragmentation on pollination and seed set. –*Conservation biology* 2: 359-266.
- Kekäläinen, H. & Molander L.-L., 2003. *Etelä-Pohjanmaan ja Pohjanmaan perinnemaisemat*. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Vaasa. 319 s.
- Kery, M., Diethart, M. & Spillmann H.-H., 2000: Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. –*Journal of ecology* 88 :17-30.
- Kindlmann, P. & Burel F., 2008. Connectivity measures: a review. –*Landscape ecology* 24: 879-890.
- Koski, P., 1999: Tien- ja radanpiennarkasvisto sekä siihen vaikuttavat tekijät Keski-Suomessa. Pro gradu –tutkielma. Jyväskylän yliopisto.
- Kuussaari, M., Rytteri, T., Heikkinen, R., Manninen, P., Aitolehti, M., Pöyry, J., Pykälä, J. & Ikävalko, J., 2003: Voimajohtoaukeiden merkitys niittyjen kasveille ja perhosille. – *Suomen ympäristö* 638. 65 s.
- Laurance S.G.W. 2004: Landscape connectivity and biological corridors. –*Agroforestry and biological conservation in tropical landscapes* (toim. Götz Schroth):
- Lindborg, R. & Eriksson, O., 2004: Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. –*Ecology* 85: 1840-1845.



- Lindborg, R., Plue J., Andersson K. & Cousins S.A.O 2014: Function of small habitats enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. –*Biological conservation* 169: 206-213
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakula, J., Pykälä, J., 2003. Loss of plant species richness and habitat connectivity associated with agricultural change in Finland. –*A journal of the human environment* 32/7: 447-452.
- Milberg, P., 1992: Seec bank in a 35-year old experiment with different treatments in semi-natural grasslands. – *Acta ecologica* 13: 743-752.
- Moilanen, A. & Hanski, I., 2001: On the use of connectivity in spatial ecology. –*Oikos* 95: 147-151.
- Moilanen, A. & Nieminen, M., 2002: Simple connectivity measure in spatial ecology. – *Ecology* 83: 1131-1145.
- Mökkönen T., 2006: Historiallinen paikkatieto. Digitaalisen paikkatiedon tuottaminen historiallisista kartoista. –*Suomen ympäristö* 34. 74 s.
- Morgan J.W., 1999: Effets of population size on seed production and germinability in an endangered, fragmented grassland plant. –*Conservation biology*13: 266-273.
- Persson T.S., 1996: Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. –*Sveriges lantbruksuniversitet* 82. 31 s.
- Poschod, P., Kiefer, S., Tränkle U., Fischer, S. & Bonn S. 1998: Plant species richness on calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. –*Applied vegetation Science* 1: 75-90.
- Pykälä, J., 2001: Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. –*Suomen ympäristö* 495. 205 s.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M., Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventointiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 559.
- 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: 25-33.
- Raatikainen, K., 2009. Perinnebiotooppien seurantaohje. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B117. 109 s.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslen, A. & Mannerkoski I. 2010. Suomen lajien uhanalaisuus. Punainen kirja. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. 686 s.
- Reitalu, T., Johansson, L.J., Sykes, M.T., Hall, K. & Prentice H.C., 2010: History matters. village distances, grazing and grassland species diversity. –*Journal of applied ecology* 47: 1216-1224.
- Runesson, K. 2009: Grassland plant species on road verges in Mid Sweden – Influence of semi-natural grasslands and impact of road maintenance. –*Examensarbete* 2009:4. SLU Institutionen för ekologi.
- Schmidt, W. 1989: Plant dispersal by motor cars. –*Vegetatio* 80: 147-152.
- Schulman, A., Alanen, A., Hægström, C.-A., Huhta, A.-P., Jantunen, J., Kekäläinen, H., Lehtomaa, L., Pykälä, J., & Vainio, M. 2008. Perinnebiotoopit. Julk.: Raunio, A. Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyypin uhanalaisuus, osa

- II: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. –Suomen ympäristö 8/2008: 397–466.
- Severns, P., 2002: Inbreeding and small population size reduce seed set in a threatened and fragmented plant species. – *Biological conservation* 110: 221-229.
- Söderström, B., Svensson, B. & Vesby, K., 2001: Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. – *Biodiversity and Conservation* 10: 1839–1863.
- Soons, M.B. & Heil, G.W., 2002: Reduced colonization capacity in fragmented populations of wind dispersed grassland forbs. – *Journal of ecology* 90: 1033-1043.
- Soons, M.B., Nathan, R. & Katul G.T., 2004a: Human effects on long distance wind dispersal and colonization by grassland plants. – *Ecology* 85: 3069-3079.
- Soons, M.B., Messelink, J.H., Jongejans E. & Heil G.W., 2004b: Habitat fragmentation reduces grassland connectivity for both short-distance and long-distance wind-dispersed forbs. – *Journal of ecology* 93: 1214-1225.
- Suominen, J., 1997: Asutun ja viljellyn maan kasvit –toiset taantuvat, mutta muita työntyy tilalle. – *Luonnontutkija* 100: 221-230. Viitattu teoksessa Pykälä, J., 2001: Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. – *Suomen ympäristö* 495. 205 s.
- Tikka, P.M., Högmander, H., Koski P.S. 2001: Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. – *Landscape Ecology* 16: 659-666.
- Tikka, P.M., Koski, P.S., Kivelä R.A., Kuitunen, M.T. 2000: Can grassland communities be preserved on road and railway verges? – *Applied vegetation science* 2: 25-32.
- Tischendorf, L & Fahring, L., 2000: On the usage and measurement of landscape connectivity. – *Oikos* 90: 7-19.
- Tscharntke, T. & Brandl, R., 2004: Plant-insect interactions in fragmented landscapes. – *Annual review of entomology* 49: 405-430.
- Uusitalo, A. 2007: Tieva Eteläinen. Loppuraportti. 127 s. –Keski-Suomen ympäristökeskus. Jyväskylä.
- Van Dorp D., Schippers, P. & van Groenendal J.M., 1997: Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with cellular automation model. – *Landscape ecology* 12: 39-50.
- Wrobel, M. 2006: Origin and spatial distribution of roadside vegetation within the forest and agricultural areas in Szczecin lowland (West Poland). – *Polish journal of ecology* Vol 54, No 1: 137-144.
- Ympäristöministeriö 2014. Verkkosivu osoitteessa <http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Luontotyypit/Luontotyypiryhmat/Perinnebiotoopit>

LIITE 1. Kasvilajien esiintyminen %:lla näytealoista käsittelyittäin.

Kasvilaji	pientareet, vanhaa asutusta	pientareet, ei vanhaa asutusta	perinnebiotoopit
<i>Achillea millefolium</i>	100	100	100
<i>Achillea ptarmica</i>	100	100	70
<i>Acer platanoides</i>	10	0	0
<i>Aegopodium podagrarium</i>	10	0	0
<i>Agrostis canina</i>	20	17	10
<i>Agrostis capillaris</i>	100	100	90
<i>Alchemilla acutiloba</i>	20	17	30
<i>Alchemilla monticola</i>	10	33	30
<i>Alchemilla subcrenata</i>	10	17	10
<i>Alleum oleraceum</i>	0	0	1
<i>Alnus incana</i>	50	50	0
<i>Alopecurus geniculatus</i>	0	0	20
<i>Alopecurus pratensis</i>	80	100	70
<i>Angelica sylvestris</i>	70	83	50
<i>Antoxanthum odoratum</i>	50	33	70
<i>Anthriscus sylvestris</i>	100	100	80
<i>Argentina anserina</i>	40	50	10
<i>Artemisia absinthum</i>	0	0	10

<i>Artemisia vulgaris</i>	40	33	0
<i>Athyrium filix-femina</i>	0	17	0
<i>Avena pubescens</i>	10	33	30
<i>Betula pendula</i>	60	33	30
<i>Betula pubescens</i>	50	100	50
<i>Bidens cernua</i>	0	0	10
<i>Bidens radiata</i>	0	0	20
<i>Bistorta vivipara</i>	0	0	20
<i>Calamagrostis arundicea</i>	0	0	0
<i>Calamagrostis canescens</i>	20	17	20
<i>Calamagrostis epigejos</i>	90	100	50
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	10	17	0
<i>Calamagrostis purpurea</i>	0	0	10
<i>Calluna vulgaris</i>	10	50	0
<i>Campanula patula</i>	60	50	20
<i>Campanula perforatum</i>	10	0	20
<i>Campanula rotundifolia</i>	90	50	70
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	10	0	40
<i>Carex canescens</i>	0	0	10
<i>Carum carvi</i>	40	33	10
<i>Carduus crispus</i>	30	17	30
<i>Carex echinata</i>	0	17	30
<i>Carex magellanicum</i>	10	0	10

<i>Carex nigra</i>	20	17	40
<i>Carex ovalis</i>	30	33	50
<i>Carex pallescens</i>	10	0	10
<i>Cerastium fontanum</i>	90	83	30
<i>Chamadron angustifolium</i>	50	83	30
<i>Chenopodium album</i>	20	17	0
<i>Cirsium arvense</i>	50	50	10
<i>Cirsium helenioides</i>	90	100	40
<i>Cirsium palustre</i>	10	17	0
<i>Cirsium vulgare</i>	10	17	10
<i>Glechoma hederache</i>	30	0	0
<i>Convallaria majalis</i>	10	0	10
<i>Dactylis glomerata</i>	10	17	0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	70	100	80
<i>Deschampsia flexuosa</i>	40	50	70
<i>Dianthus deltoides</i>	60	33	40
<i>Dryopteris carthusiana</i>	0	0	10
<i>Elymus repens</i>	60	67	70
<i>Empetrum nigrum</i>	0	17	0
<i>Epilobium montana</i>	10	0	10
<i>Epilobim palustre</i>	20	50	40
<i>Equisetum arvense</i>	100	100	30
<i>Equisetum sylvaticum</i>	10	17	0

<i>Erigeron acer</i>	0	0	0
<i>Euphrasia stricta</i>	40	67	40
<i>Festuca ovina</i>	100	100	90
<i>Festuca pratensis</i>	90	67	60
<i>Festuca rubra</i>	70	100	40
<i>Filipendula ulmaria</i>	100	100	80
<i>Fragaria moschata</i>	10	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	70	50	70
<i>Galeopsis bifida</i>	30	17	50
<i>Galium boreale</i>	10	33	30
<i>Galium uliginosum</i>	90	83	50
<i>Galium verum</i>	10	17	20
<i>Geranium sylvaticum</i>	10	17	30
<i>Geum rivale</i>	30	17	40
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0	17	0
<i>Heracleum sphondylium</i>	30	17	0
<i>Hieracium umbellatum</i>	100	83	40
<i>Hieracium vulgare</i>	0	0	0
<i>Hippha rhamnoides</i>	10	0	0
<i>Hypericum maculatum</i>	20	33	30
<i>Impatiens grandiflora</i>	0	0	10
<i>Juncus bufonius</i>	10	0	10
<i>Juniperus communis</i>	10	0	70

<i>Juncus effusus</i>	50	67	10
<i>Knautia arvensis</i>	20	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	100	100	70
<i>Leontodon autumnalis</i>	70	83	80
<i>Leucanthemum vulgare</i>	50	67	30
<i>Linnea borealis</i>	0	0	10
<i>Linaria vulgaris</i>	40	50	20
<i>Lupinus polyphyllus</i>	50	33	0
<i>Luzula multiflora</i>	10	0	10
<i>Luzula pilosa</i>	40	50	50
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	0	0	10
<i>Lysimachia vulgaris</i>	40	0	10
<i>Maianthemum bifolium</i>	20	50	30
<i>Matricaria perforata</i>	0	0	10
<i>Matricaria suaveolens</i>	50	67	50
<i>Mellampyrum pratense</i>	30	17	20
<i>Mellampyrum sylvaticum</i>	30	50	40
<i>Myosotis arvensis</i>	20	17	20
<i>Oxalis acetosella</i>	0	0	20
<i>Phleum pratense</i>	100	83	90
<i>Phragmites australis</i>	0	17	0
<i>Picea abies</i>	30	50	30
<i>Pilosella officinarum</i>	20	17	60

<i>Pimpinella saxifraga</i>	10	0	0
<i>Pinus sylvestris</i>	60	50	20
<i>Plantago major</i>	100	100	70
<i>Poa annua</i>	20	17	10
<i>Poa pratensis</i>	100	67	90
<i>Poa trivialis</i>	20	17	0
<i>Polygonum aviculare</i>	20	0	40
<i>Polonium caeruleum</i>	0	0	10
<i>Populus tremula</i>	10	50	20
<i>Potentilla erecta</i>	50	0	10
<i>Potentilla palustris</i>	0	0	20
<i>Prunus padus</i>	0	0	20
<i>Pyrola minor</i>	20	17	0
<i>Ranunculus acris</i>	90	100	90
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	0	0	10
<i>Ranunculus repens</i>	100	83	90
<i>Rhinanthus minor</i>	10	0	0
<i>Rhinanthus serotinus</i>	70	67	10
<i>Ribes alpinum</i>	0	0	10
<i>Ribes nigrum</i>	0	0	10
<i>Ribes rubrum</i>	10	0	0
<i>Rosa majalis</i>	0	0	0
<i>Rorippa sylvestris</i>	10	0	10



<i>Rubus arcticus</i>	20	0	30
<i>Rubus idaeus</i>	60	83	60
<i>Rubus saxatilis</i>	70	67	60
<i>Rumex acetosa</i>	90	100	100
<i>Rumex acetosella</i>	100	100	40
<i>Rumex longifolius</i>	60	33	60
<i>Salix aurita</i>	0	33	10
<i>Salix caprea</i>	80	67	10
<i>Salix myrsinifolia</i>	50	50	10
<i>Salix phylicifolia</i>	80	100	10
<i>Sedum acre</i>	0	0	10
<i>Sedum telephium</i>	20	0	30
<i>Senecio vulgare</i>	20	17	0
<i>Silene dioica</i>	30	67	20
<i>Solanum dulcamara</i>	0	0	20
<i>Solidago hybridum</i>	10	0	0
<i>Solidago virgaurea</i>	10	17	0
<i>Sonchus arvensis</i>	10	17	0
<i>Sorbus aucuparia</i>	30	33	60
<i>Spergula arvensis</i>	10	0	0
<i>Stellaria graminea</i>	90	100	100
<i>Stellaria media</i>	0	17	40
<i>Syringa vulgaris</i>	10	0	0

<i>Tanacetum vulgare</i>	100	50	10
<i>Taraxacum sp.</i>	100	83	90
<i>Thlaspi caerulescens</i>	0	0	0
<i>Tilia cordata</i>	10	17	0
<i>Trientalis europaea</i>	10	17	40
<i>Trifolium hybridum</i>	40	33	0
<i>Trifolium inodorum</i>	20	50	30
<i>Trifolium pratense</i>	100	100	80
<i>Trifolium repens</i>	100	100	70
<i>Tussilago farfara</i>	20	33	0
<i>Typha latifolium</i>	10	0	0
<i>Urtica dioica</i>	90	83	90
<i>Vaccinium myrtillus</i>	10	17	30
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	20	50	30
<i>Valeriana sambucifolia</i>	70	83	30
<i>Veronica chamaedrys</i>	100	67	80
<i>Veronica officinalis</i>	50	0	50
<i>Veronica serpyllifolia</i>	10	33	40
<i>Vicia cracca</i>	100	100	90
<i>Vicia sepium</i>	70	83	70
<i>Viola arvensis</i>	0	17	0
<i>Viola canina</i>	40	33	40
<i>Viola palustris</i>	10	17	30

<i>Viola riviniana</i>	60	33	10
------------------------	----	----	----