

**Pro Gradu -tutkielma**

**Liito-orava (*Pteromys volans*) Jyväskylän metsissä:  
elinympäristön kytkeytyneisyys ja hakkuukierron vaikutus**

**Annukka Partanen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

25.1.2011

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta  
 Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
 Ekologia ja ympäristönhoito

PARTANEN, A. : Liito-orava (*Pteromys volans*) Jyväskylän metsissä:  
 elinympäristöjen kytkeytyneisyys ja hakkuukierron vaikutus

Pro Gradu –tutkielma: 36 s.

Työn ohjaajat: Prof. Mikko Mönkkönen, FT Matti Koivula, FT Elisa Vallius,  
 FM Anne Laita, FM Heikki Sihvonen

Tarkastajat: Dosentti Atte Komonen, prof. Mikko Mönkkönen  
 Tammikuu 2011

---

Hakusanat: dispersaali, graafiteoria, hakkuukierto, toiminnallinen kytkeytyneisyys

## TIIVISTELMÄ

Valtaosa maailman ihmisistä asuu kaupungeissa ja muuttoliike kaupunkiin on viime vuodet pysynyt kasvavana. Suomessa kehitys on edennyt hitaammin muihin teollisuusmaihin verrattuna, mutta kaupungistuminen on jatkuvassa kasvussa. Kaupunkisuunnittelun ekologisuus sekä luontoarvojen kytkeminen osaksi kaupungistumista on tulevaisuudessa entistä tärkeämpi näkökohta. Kaupunkialueella luonnonsuojelulliset tavoitteet sekä maankäytön paineet aiheuttavat ristiriitoja ja intressiryhmiä on useita. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli tarkastella Jyväskylän kaupungin metsäalueita ja niiden kytkeytyneisyyttä liito-oravan (*Pteromys volans*) näkökulmasta. Tarkoituksena oli selvittää, miten hyvin maisema on nykytilanteessa kytkeytynyt ja millä alueilla kytkeytyneisyyttä voitaisiin parantaa. Tarkastelun pohjana käytettiin graafiteoreettista lähestymistapaa, joka on verkostojen ominaisuuksiin sekä toimintoihin keskittynyt mallinnusmenetelmä. Lisäksi tutkimuksessa tarkasteltiin, miten hakkuukierron pidentäminen tai lyhentäminen vaikuttaa maisemaan ja sen kytkeytyneisyyteen. Aineistona käytettiin Jyväskylän metsäsuunnitelman kartta-aineistoa ja ominaisuustietoja sekä kaupungin alueelta aiemmin kerättyä liito-oravien havaintoaineistoa. Liito-oravan elinvaatimusten perusteella luotiin malli, joka etsi liito-oravien elinpiireiksi soveltuvat alueet kartta-aineistosta. Elinalueiden ja niiltä toiselle kulkemiseen kuuluvien kustannusten perusteella muodostettiin verkosto, jonka avulla voitiin tarkastella oravien mahdollisuuksia liikkua elinalueelta toiselle. Jyväskylässä liito-oravalle soveltuvaa metsämaata löytyi noin 1241 hehtaaria ja se oli kohtalaisen hyvin toiminnallisesti kytkeytynyt. Tutkimuksessa havaittiin, että pidennetty 120 vuoden hakkuukierto paransi maiseman toiminnallista kytkeytyneisyyttä huomattavasti verrattuna kahteen muuhun kiertoon. Nykyisellään käytetty 100 vuoden hakkuukierto oli kytkeytyneisyydeltään 120 vuoden kiertoa heikompi. 100 vuoden ja 80 vuoden kiertojen välillä ei ollut kovin suurta eroa. Tutkimuksen tulosten perusteella voitiin arvioida metsämaan soveltuvuutta liito-oravalle Jyväskylässä. Tulos antoi viitteitä siitä, että alueen liito-oravakanta on elinvoimainen, joskin maiseman kytkeytyneisyyttä voidaan edelleen parantaa ja ottaa se paremmin huomioon metsänhoidollisia toimenpiteitä suunniteltaessa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Ecological and Environmental Science

PARTANEN, A.: Flying squirrel (*Pteromys volans*) in forests of Jyväskylä: habitat connectivity and effects of logging rotation

Master of Science Thesis: 36 p.

Supervisors: Prof. Mikko Mönkkönen, FT Koivula Matti, FT Elisa Vallius, FM Anne Laita, FM Heikki Sihvonen

Inspectors: Docent Atte Komonen, prof. Mikko Mönkkönen,

January 2011

---

Key Words: dispersal, functional connectivity, graph theory, logging rotation, *Pteromys volans*

## ABSTRACT

The majority of the world's population lives in towns, and migration to urban areas has been a growing trend for last years. In Finland, this development has been slower compared to other industrialised nations, but the rate of urbanization has, however, been growing during the last decades. Thus, viewing ecological viewpoints and values as an integral part of urbanization is going to be even more important factor in future. Conservational goals and town planning are often in contradiction, and there are also many interest groups. The aim of this study is to evaluate the functional connectivity of Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) habitats in Jyväskylä in order to find out how well the landscape is connected, and to locate the areas in which the connectivity could be improved. The analysis is based on graph theoretic approach, which is a modelling method focusing in networks' features and functions. It was also examined how the manipulation of the logging rotation affected landscape and its functional connectivity. Study was based on forest planning data of Jyväskylä City and previously collected occurrence data for flying squirrel. Predictive model was created based on habitat requirements of the species, and it was used to find the suitable habitat patches from forest planning data. A graph was created based on locations of these habitat patches and costs from moving from one patch to another. By examining this graph it was possible to examine how flying squirrels could disperse in the landscape. The predictive model found 1241 hectares of suitable forest habitat for flying squirrels in Jyväskylä area. Habitat was relatively well functionally connected. It was also found that 120 years logging rotation improved landscape's functional connectivity significantly compared to two other rotations. Landscape is less connected with now used 100 years logging rotation than 120 years rotation. However, there were only small differences between 100 and 80 years logging rotation. With the results it is possible to estimate the suitability of woodland for flying squirrels. It seems that the flying squirrel population is viable, even though it is possible to improve landscape's functional connectivity further and take it in to better consideration when planning forest management.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	5
1.1 Kaupungistuminen, elinympäristöt ja kytkeytyneisyys .....	5
1.1.1 Lajien suojelu Suomessa.....	5
1.1.2 Elinympäristöt ja kytkeytyneisyys.....	6
1.2 Jyväskylän kaupungin metsät .....	7
1.3 Liito-orava .....	9
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	10
2.1 Metsäaineisto .....	10
2.2 Mallilaji.....	10
2.3 Mallintamismenetelmät .....	12
2.3.1 Graafiteoreettinen lähestymistapa.....	12
2.3.2 Kuvioiden valinta ja hakkuukiertojen muokkaaminen .....	14
2.2.3 Mallintaminen.....	15
2.3.4 Graafin muodostaminen ja analyysit .....	17
<b>3. TULOKSET</b> .....	19
3.1 Komponenttitarkastelut.....	19
3.2 Hakkuukiertojen manipulaatioiden vaikutus maiseman kytkeytyneisyyteen .....	22
3.2.1 Karttatarkastelut.....	22
3.2.2 PC.....	26
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	27
4.1 Komponenttirakenne.....	27
4.2 Hakkuukierron vaikutus.....	28
4.3 Lajin elinkyky ja tulevaisuus Jyväskylässä .....	30
4.4 Tulosten arviointi.....	31
<b>Kiitokset</b> .....	32
<b>Kirjallisuus</b> .....	33

## 1. JOHDANTO

### 1.1 Kaupungistuminen, elinympäristöt ja kytkeytyneisyys

Kaupungistuminen on ilmiö, jonka on ennustettu tulevaisuudessa voimistuvan entisestään. Vuonna 1950 maailman väestöstä 28,8 prosenttia asui urbaaneilla alueilla. Vuonna 2010 vastaava luku on jo 50,5 % ja sen on ennustettu nousevan 68,7 prosenttiin vuoteen 2050 mennessä (YK 2009). Kaupungistuminen ilmiönä asettaa lukuisia eri haasteita, joista erilaisten resurssitarpeiden ja ympäröivän luonnon yhteensovittaminen on yksi vaikeimmista.

Suomessa vuonna 1990-luvun puolivälissä 64 % väestöstä asui kaupungeissa. Luku on alhainen muihin teollisuusmaihin verrattuna. Tämä johtuu Suomen myöhäisemmästä teollistumisesta sekä kaupungistumispolitiikasta, joka suosi sotien jälkeen hajanaista aluerakennetta. Aluerakenteen keskittämistä torjuttiin esimerkiksi hajasijoittamalla korkeakouluja, varuskuntia, virastoja sekä harjoittamalla muita aluepoliittisia toimia. 1940-luvulta lähtien kaupunkimaisten kuntien väkimäärä on kasvanut ripeästi aina nykypäiviin asti. Muuttoliikkeen kaupunkeihin oletetaan jatkuvan tulevaisuudessa, kun otetaan huomioon Suomen alhainen kaupungistumisaste sekä kaupunkien suhteellisen pieni koko (Kangasharju 2004).

Kaupungistumisen myötä erilaiset luonnonsuojelulliset tavoitteet ovat usein ristiriidassa maankäytön ja kaavoituksen kanssa. Vaikka kaupungit ovatkin usein ympäristöltään hyvin voimaperäisestä muokattuja, myös niillä on myös luontoarvoja. Kaupunkien luonto on kehittynyt luonnonympäristön sekä jokaiselle kaupungille ominaisten taloudellisten ja poliittisten kehitysprosessien vuorovaikutusten seurauksena (Haila 1995). Kaupunkien voidaan katsoa olevan ekososiaalisia kokonaisuuksia eli ne ovat muodostuneet ja kehittyneet erilaisten ja keskenään vuorovaikutuksessa olevien ekologisten ja sosiaalisten prosessien tuloksena (Haila & Dyke 2006). Kaupunkiympäristössä luonnonsuojelu ja sen suunnittelu on myös erityisen haastavaa, sillä intressiryhmiä on lukuisia ja niiden väliset ristiriidat ovat tavallisia.

Kaupunkialueella lajien selviytymismahdollisuuksiin vaikuttavat elinympäristöjen säilyminen sekä niiden välisten kulkuyhteyksien säilyminen. Näihin vaikuttaa yhtä aikaa kaksi erillistä prosessia eli yhdyskuntarakenteen tiivistyminen sekä laajentuminen. Tiivistyminen heikentää kaupunkialueella olevia viheralueita ja niiden välisiä yhteyksiä. Laajentuminen puolestaan kohdistuu kaupunkiseudun reunamille suuntautuen keskustoista ulospäin. Tämä voi pirstoa sopivia kulkureittejä (Jokinen ym. 2007).

#### 1.1.1 Lajien suojelu Suomessa

Suomen noin 43 000 eliölajista vain 20 000 tunnetaan niin hyvin, että niiden ensisijainen elinympäristö on voitu määrittää. Näistä lajeista 42 % käyttää ensisijaisena elinympäristönään metsää (Mannerkoski & Komonen 2006). Suomen metsälajistosta hävinneitä, uhanalaisia ja silmälläpidettäviä on arvioiden mukaan viidennes eli noin 4000 lajia (Hanski 2006a). Tärkein uhanalaisuutta aiheuttava tekijä on elinympäristöjen katoaminen. Metsäympäristöissä tämä ilmenee erityisesti elinympäristöjen laadullisena heikkenemisenä, jota on myös vaikeampi seurata kuin suoraa pinta-alan vähenemistä (Mönkkönen & Kuuluvainen 2006).

Suomen lainsäädäntö edellyttää, että metsiä tulee hoitaa ja käyttää siten, että edellytykset metsien biologiselle monimuotoisuudelle ominaisten elinympäristöjen säilymiselle turvataan (Anonyymi 1996a). Perustan metsien suojelulle Suomessa muodostavat luonnonsuojelualueet, joiden avulla pyritään suojelemaan monimuotoisuutta. Luonnonsuojelulain mukaan

luontotyyppien suojelutaso on riittävä, kun sen luontainen levinneisyys ja kokonaisala ovat riittävät turvaamaan luontotyyppien säilymisen sekä sen ekosysteemin rakenteen sekä toimivuuden säilymisen. Myös luontotyyppille tyyppillisten eliölajien suojelutason on oltava riittävä (Anonyymi 1996b)

Suomalaiset suojelualueet kattavat vain pienen osan metsäpinta-alasta. Suojelun tasoa voidaan nostaa nykyisestä joko laajentamalla suojelualueita sekä parantamalla niitä laadullisesti tai muuttamalla talousmetsien käsittelyä monimuotoisuutta paremmin säilyttäväksi. Mitä paremmin monimuotoisuus otetaan huomioon talous- ja muita metsiä hoidettaessa, sitä pienemmäksi muodostunee myös varsinaisten suojelualueiden perustamisen tarve (Mönkkönen & Kuuluvainen 2006).

### 1.1.2 Elinympäristöt ja kytkeytyneisyys

Yksi tärkeimmistä lajirunsautta vähentävistä tekijöistä on elinympäristöjen tuhoutuminen tai niiden laadullinen heikkeneminen ihmistoiminnan, kuten rakentamisen, metsätalouden, kaivostoiminnan sekä maatalouden vuoksi. Elinympäristöjen vähentyminen pirstoo usein myös maisemarakennetta.

Fragmentoituminen puolestaan tarkoittaa elinympäristön hajoamista pienempiin ja huonommin toisiinsa kytkeytyneihin paloihin. Fragmentoituminen pitää sisällään reunan määrän kasvamisen, fragmentoituneen habitaatin heikomman kytkeytyneisyyden muuhun habitaattiin, habitaattilaikkujen hajoamisen pienempiin osiin sekä keskimääräisen laikkukoon pienenemisen (Campbell & Reese 2002). Fragmentaation merkityksen on katsottu nousevan suureksi, kun habitaatin määrä ympäristössä laskee 20-30 prosenttiin (Fahrig 1998, Flather & Beverss 2002). Fahrigin (2003) mukaan tämä oletamus tarvitsisi kuitenkin lisää testausta tuekseen.

Fragmentaation on yleensä ajateltu vaikuttavan voimakkaan negatiivisesti biodiversiteettiin ja olevan siten maiseman laatua merkittävästi heikentävä tekijä (Haila 2002), mutta tällöin sen on ajateltu olevan erottamattomasti kytköksissä habitaatin määrän vähenemiseen. Mikäli fragmentaatiota tarkastellaan erillisenä siitä, sen merkitys ei ole välttämättä yhtä voimakas (Boswell ym. 1998, Burkey 1999, Flather & Beverss 2002, Fahrig 2003) ja sen vaikutukset biodiversiteetille voivat olla positiivisia (Collins & Barret 1997, Collinge & Forman 1998, Trzcinski ym., Villard ym. 1999, Caley ym. 2001) tai negatiivisia (Rosenberg ym. 1999, Trzcinski ym. 1999, Villard ym. 1999). Tutkimusten perusteella vaikuttaisikin siltä, että fragmentaation merkitys biodiversiteetille on huomattavasti pienempi kuin habitaatin vähenemisellä (Fahrig 2003).

Maiseman kytkeytyneisyys on tärkeä ekologinen käsite. Kytkeytyneisyyden käsitteellä voidaan tarkoittaa rakenteellista tai toiminnallista kytkeytyneisyyttä. Rakenteellisella kytkeytyneisyydellä tarkoitetaan kytkeytyneisyyttä, joka määritellään elinympäristön tilallisella jakautumisella ja yhteyksillä ilman, että huomioon otetaan kiinnostuksen kohteena olevan eliön ominaisuuksia (Collinge & Forman 1998). Toiminnallinen kytkeytyneisyys puolestaan huomioi eliön vasteet maiseman eri elementteihin, kuten laikkuihin (With 1994, Wiens ym. 1997) ja reunoihin (Stamps ym. 1997, Wiens 1997).

Kun eliö siirtyy elinympäristöstään epäsuotuisaan ympäristöön, sen sanotaan siirtyvän matriksiin. Tällöin se voi 1) kohdata suuremman kuolleisuusriskin (esim. Sakai & Noon 1997) 2) noudattaa erilaisia liikkumistapoja (esim. Wallin & Ekblom, 1988, Wegner & Merriam 1989, Matter 1996, Andreassen ym. 1998) tai 3) ylittää rajoja, kuten siirtyä erilaisesta

maisematyyppistä toiseen (esim. Mader 1984, Wiens ym. 1985, Merriam ym. 1989, Duelli ym. 1990, Mader ym. 1990, Frampton ym. 1995, Mauremooto ym. 1995, Sakai & Noon 1997).

Toiminnallista kytkeytyneisyyttä tarkasteltaessa on aina otettava huomioon tarkastelun kohteena oleva laji. Esimerkiksi elinympäristönsä suhteen specialistilajin silmissä maisema voi olla hyvin rajoittuneesti kytkeytynyt siinä missä generalistilajin näkökulmasta maisema on hyvin kytkeytynyt. Sama pätee lajin liikkumiskykyyn (With & Crist 1995). Lajien käytöksessä ja liikkumisessa ympäristössä on myös esitetty olevan lajinsisäistä vaihtelua ja täten ympäristö ja sen kytkeytyneisyys voivat osaltaan toimia valintapaineena ja muuttaa lajin liikkumiskäyttäytymistä (Baguette & Dyck 2007).

Toiminnallista kytkeytyneisyyttä voidaan kentällä mitata esimerkiksi tekemällä suoraan havaintoja lajien liikkumisesta eri reittejä pitkin laikululta toiselle (Uezu & Metger 2005). Toiminnallisen kytkeytyneisyyden käsitteen avulla voidaan myös ennustaa lajien esiintyvyyttä lajille sopivilla elinympäristölaikuilla ja joissakin tutkimuksissa sen on todettu myös ennustavan lajin esiintymistä potentiaalisella kuviolla paremmin kuin mitkään muut tekijät (FitzGibbon ym. 2007).

Yleensä kytkeytyneisyyden tarkastelussa ollaan pääasiallisesti kiinnostuneita eliölle soveltuvista laikuista, mutta matriksi niiden välillä on jäänyt pienemmälle huomiolle. Tutkimuksissa on kuitenkin todettu, että matriksin ominaisuuksilla on suurta merkitystä eliön liikkumiselle ja tätä kautta kytkeytyneisyydelle. Erilaiset matriksityypit voivat mahdollistaa lajin liikkumisen eri tavoilla ja nopeuksilla (Stevens ym. 2005).

## 1.2 Jyväskylän kaupungin metsät

Jyväskylän kaupungille on tehty metsäsuunnitelmia vuodesta 1888 lähtien. Suunnitelma laaditaan aina kymmeneksi vuodeksi kerrallaan eteenpäin. Nykyinen suunnitelma on voimassa vuosina 2005-2014 ja sen on laatinut Keski-Suomen metsäkeskus. Metsäsuunnitelma koskee 4363 hehtaaria metsäalaa. Nykyisen suunnitelman mukainen hakkuuehdotus on 19 200 m<sup>3</sup> vuodessa. Tämä on noin 70 % puuston vuotuisesta kasvusta. Tavoite edellyttää vuosittaisia kasvatushakkuita 212 hehtaarilla ja uudistushakkuita 23 hehtaarilla. Uudistamis-pinta-ala on 0,5 % vuodessa metsän kokonaispinta-alasta. Hakkuukierto kaupungin metsissä on keskimäärin sata vuotta (Juurikkamäki ym. 2006).

Metsäsuunnitelmassa kaupungin metsät on jaettu kahdeksaan eri hoitoluokkaan niiden pääasiallisen käyttötarkoituksena mukaan. Luokituksen tavoitteena on selkeyttää etenkin taajama-alueilla sijaitsevien metsien suunnittelua ja hoitoa. Hoitoluokkia ovat: 1) lähimetsät, 2) ulkoilu- ja virkistysmetsät, 3) talousmetsät, 4) suojametsät, 5) valmennusmetsät, 6) maisemametsät, 7) erityisalueet ja 8) suojelualueet. Suurin osa metsistä on talousmetsiä sekä ulkoilu- sekä virkistysmetsiä. Vähiten on valmennusmetsiä ja erityisalueita (Taulukko 1) (Juurikkamäki ym. 2006).

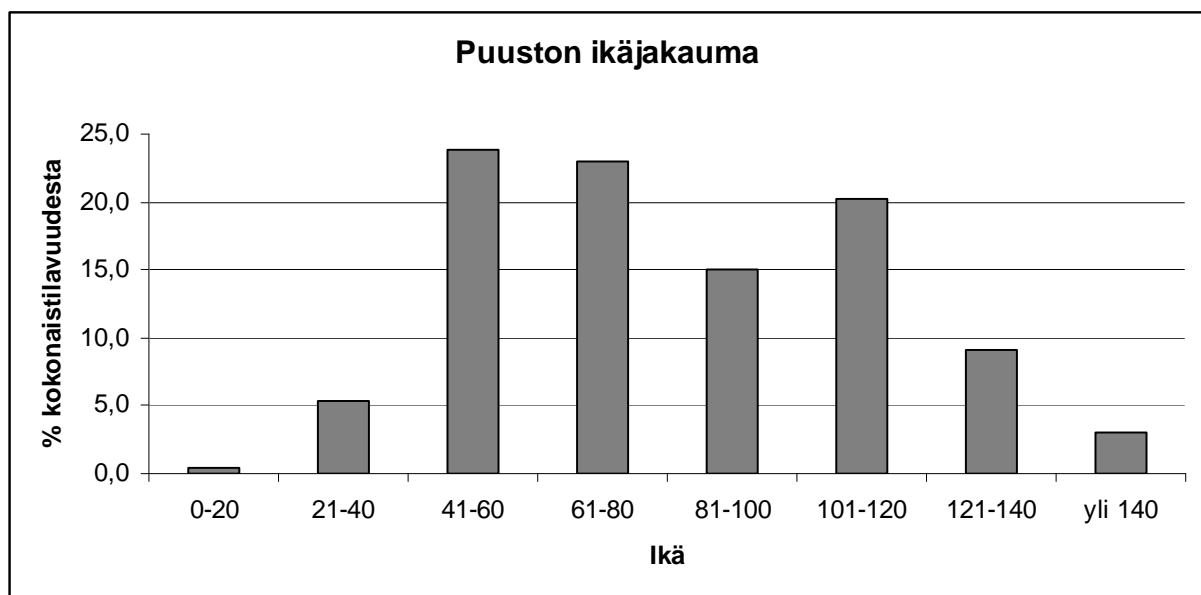
Pinta-alallisesti merkittävimmät hoitoluokat eli talousmetsät, ulkoilu- ja virkistysmetsät sekä lähimetsät eroavat toisistaan käyttötavoitteidensa ja toimenpiteiden suhteen. Lähimetsillä tarkoitetaan välittömästi asutuksen läheisyydessä olevia metsiä. Ne ovat tyypillisesti pienialaisia, eikä niihin kohdistu taloudellisia tuottovaatimuksia. Hoitotoimenpiteet pyrkivät pitämään metsän asukkaiden näkökulmasta viihtyisenä ja turvallisena. Hoito keskittyykin harvennuksiin, raivaukseen sekä huonokuntoisten ja vanhojen puiden poistamiseen. Ulkoilu- ja virkistysmetsät ovat nimensä mukaisesti virkistyskäyttöön suunnattuja metsiä. Niille voidaan asettaa myös taloudellisia tavoitteita ja niiden hoito onkin enemmän talousmetsien hoidon kaltaista, joskin metsäalueiden hoidossa otetaan huomioon virkistyskäyttö ja sen

jatkuvuus. Talousmetsät ovat puolestaan talouskäytössä olevia metsiä, jotka sijaitsevat pääasiallisesti kauempana asutuksesta, varsinaisen kaupunkirakenteen ulkopuolella. Näihin metsiin kohdistuu taloudellisia tavoitteita. Metsien hoito pohjautuu Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Hyvän metsänhoidon suosituksiin, metsälakiin ja metsäsertifiointiin (Juurikkamäki ym. 2006).

Taulukko 1. Jyväskylän kaupungin metsien jakaantuminen eri hoitoluokkiin metsämaan alan perusteella (hehtaarit ja prosentit).

Hoitoluokka	ha	%
Lähimetsät	512	12 %
Ulkoilu- ja virkistysmetsät	1092	25 %
Talousmetsät	1697	39 %
Suojametsät	175	4 %
Valmennusmetsät	8	0 %
Maisemametsät	318	7 %
Erytysalueet	40	1 %
Suojelualueet	521	12 %
Yhteensä	4363	100 %

Jyväskylän kaupungin metsät ovat pääosin reheviä. Lehtojen ja lehtomaisen kankaan yhteisosuus on 1900 hehtaaria eli noin reilu kolmannes kasvullisen metsämaan alasta. Kitu- ja joutomaiden osuus on alhainen. Soita on metsäalasta noin 5 %. Kokonaispuumäärä on noin 700 000 m<sup>3</sup> ja keskimäärin hehtaarilla onkin siis n. 165 m<sup>3</sup> puustoa. Valtapuulajina on kuusi (44 %), tätä seuraavat mänty ja koivu (35% ja 18 %) . Kehitysluokaltaan 70,5 % puuston tilavuudesta on varttunutta kasvatusmetsää tai uudistuskypsää metsää (Juurikkamäki ym. 2006, Kuva 1).



Kuva 1. Jyväskylän kaupungin metsien puuston jakautuminen eri ikäluokkiin.



Koko maassa uudistuskypsän metsän osuus on 45,1 % koko metsämaan alasta. Noin puolet metsistä kasvaa mäntyä, kolmannes kuusta ja loput eri lehtipuita. Keski-Suomessa uudistuskypsän metsän osuus on 34,5 % eli vähemmän kuin maassa keskimäärin. Puulajien kohdalla männyn osuus on suurin (59 %) kuusen osuuden jäädessä noin kolmannekseen (Korhonen ym. 2007). Jyväskylässä uudistuskypsän metsän osuus onkin selkeästi suurempi kuin muualla maassa tai Keski-Suomessa keskimäärin. Puusto on myös selkeästi kuusivaltaisempaa kuin muualla.

### 1.3 Liito-orava

Liito-orava (*Pteromys volans*) on borealisella havupuuvyöhykkeellä halki Euraasian esiintyvä, pääosin hämääaktiivinen laji (Wilson & Reeder 1993). Suomessa sitä esiintyy eniten Etelä-Suomessa ja lajin esiintymisen pohjoisraja kulkeekin Oulu-Kuusamo – seudulla. Laji on Suomessa määritelty vaarantuneeksi ja EU:n luontodirektiivin mukaan laji on tiukasti suojeltavien lajien listalla (EU, 1992). Liito-oravan tulevaisuutta Suomessa uhkaakin eniten metsien talouskäyttö, joka on pirstonut lajin elinympäristöjä etenkin eteläisessä Suomessa (Hanski ym. 2006b).

Liito-oravan suojelu ja maankäyttö ovat olleet usein paikoin ja etenkin kaupunkialueella Suomessa ristiriidassa EU:n luontodirektiivin myötä. Liito-oravan ottaminen huomioon kaavoituksessa on myös ongelmallista, sillä kartoitukset tehdään yleensä hankekohtaisesti pieneltä alueelta, tiedot havainnoista pidetään useissa eri rekistereissä ja tiedot esiintymisalueista ovat väkisin jäljessä todellisuuteen nähden. Tämän lisäksi lajin suojeluun osallistuu kaupunkialueella suuri joukko toimijoita, mutta suojeluvastuun jakautuminen eri toimijoiden kesken on epäselvää ja aiheuttaa instituutionaalista epäselvyyttä, ylittäähän liito-orava elintapojensa takia toimialueiden rajoja (Jokinen ym. 2007).

Kaupungistumisen vaikutuksia liito-oravaan ja sen elinympäristöihin on välillä vaikea havaita johtuen niiden epäsuorasta luonteesta. Elinympäristöjen suora häviäminen esimerkiksi asuinalueiden tieltä on helposti havaittava ja liito-oravan kannalta haitallinen asia. Rakentaminen ja erilaiset liikenneväylät myös pirstovat maastoa. Tampereella vuosina 2004 - 2006 tehdyssä selvityksessä oli todettu, että rakentamisen vaikutukset liito-oravan elinympäristöjen häviämisessä olivat 14 %. Loput 86 % olivat seurausta metsänkäsittelystä niin taajametsissä kuin ympäröivissä talousmetsissäkin. Oleellista onkin tarkastella rakentamisen ja metsänkäsittelyn yhteisvaikutuksia (Jokinen ym. 2007).

Ennen EU:n luontodirektiiviä Jyväskylän kaupungissa ei osattu kiinnittää huomiota liito-oravaan, eikä sen esiintyminen vaikuttanut kaavoitukseen tai maankäyttöön. Direktiivin astuttua voimaan myös Jyväskylässä alettiin ottaa huomioon liito-orava kaavoituksessa. Ensimmäisiä kaavoitukseen vaikuttaneita tapauksia oli Kypärämäen asuinalue, jossa osa kaavasta jätettiin vahvistamatta sattumalta tietoon tulleen liito-oravahavainnon myötä. Myöhemmin kaupungissa alettiin tehdä järjestelmällisesti liito-oravaselvityksiä kaavoitusalueilta. Mikäli havaintoja löytyy, niiden perusteella tehdään arvio lajin esiintymisestä alueella ja kaavoituksen sekä rakentamisen vaikutuksista lajiin. Tarvittaessa selvitysten perusteella maankäytön suunnitelmia muutetaan tai ne pysäytetään kokonaan. Maankäytön paineet ja liito-oravien suojelun ristiriidat ovat Jyväskylässä tulleet myös tutuiksi esimerkiksi Rauhanlahden voimalan suunnittelu- ja rakennustöissä. Voimala rakennettiin lopulta poikkeusluvalla suunnitellulle alueelle, jossa tiedettiin liito-oravan pesivän (Sihvonen 2010).

Tämä tutkimuksen tarkoituksena on tarkastella Jyväskylän alueen metsien soveltuvuutta liito-oravalle. Jyväskylän liito-oravaesiintymiä ei ole kartoitettu pääasiallisesti kuin kaavoituksen vaatimista kohteista, eikä kannan suuruutta alueella tunneta. Myöskään maiseman kytkeytyneisyyteen perustuvia tarkasteluja ei ole alueella tehty aiemmin. Tutkimuksessa onkin tarkoituksena tarkastella, millaisen verkoston liito-oravalle soveltuvat metsäalueet muodostavat.

Liito-oravasta tunnetaan levittäytymiskyky, pesimäympäristö sekä sen tapa hyödyntää eri elinympäristöjä elinkierron eri vaiheissa. Näiden tietojen perusteella tarkastellaan tutkimusalueen muodostamaa kokonaisuutta lajin liikkumisen ja ympäristön hyödyntämisen kannalta. Liito-oravasta on olemassa myös alueelta aiemmin kerätty havaintoaineisto, jota voitiin hyödyntää mallin rakentamisessa ja sen kriteeristön tarkistamisessa. Havaintoaineisto oli kerätty pidemmällä aikavälillä ja useiden eri kartoittajien toimesta. Tutkimuksessa nämä kaikki havainnot koottiin yhdeksi havaintoaineistoksi.

## 2. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 2.1 Metsäaineisto

Tutkimuksessa on tarkoituksena luoda malli, joka etsii metsäsuunnitelman puustotietojen perusteella alueelta etukäteen määritetyt ehdot täyttävät laikut. Tutkimusalueena käytettiin Jyväskylän kaupungin aluetta, josta oli poistettu Säynätsalon alue. Koko tutkimusalueen pinta-ala on 11 518 hehtaaria.

Metsäaineisto käsitti Jyväskylän kaupungin metsien metsäsuunnitelman metsäkuviorajauksen sekä siihen liitetyn ominaisuustiedon. Itse paikkatietoaineisto oli vektorimuotoinen, kattaen kaikkiaan 3296 metsäkuviota. Ominaisuustieto piti sisällään esimerkiksi kuvion tunnusnumeron, pinta-alan, puustoa koskevat tiedot sekä eri kuvioille suunnitellut toimenpiteet ja niiden toteuttamisaikataulun. Nykyinen metsäsuunnitelma on laadittu vuonna 2004.

Tutkimusalue jaoteltiin tutkimuksessa kolmeen eri alueeseen alueen ominaisuuksien perusteella: 1) elinpiirin ydinlaikut 2) kulkemiseen soveltuvat laikut 3) soveltumattomat laikut (esimerkiksi aukeat, rakennettu ympäristö, vesialueet).

Hakkuukiertoaikoja manipuloimalla (hakkuukierron lyhentäminen ja pidentäminen 20 vuodella) pyritään tarkastelemaan, miten verkoston toiminnallinen kytkeytyneisyys muuttuisi lajin näkökulmasta, jos hakkuuaikaa lyhennettäisiin tai pidennettäisiin. Tutkimus antaa viitteitä siitä, miten maisema soveltuu mallilajin liikkumiseen, ravinnonhankintaan sekä lisääntymiseen eli mikä on kyseisen lajin tilanne Jyväskylässä. Tutkimus antaa tietoa vain maisemasta, ei itse liito-oravakannasta. Lopputuloksena on katsaus maisemaan ja sen ominaisuuksiin ja tarjoamiin mahdollisuuksista liito-oravan näkökulmasta. Kyseessä onkin siis maiseman potentiaali, ei välttämättä sellaisenaan toteutunut tilanne.

### 2.2 Mallilaji

Tutkimuksessa käytettävä liito-orava (*Pteromys volans*) on uhanalainen laji. Liito-oravan habitaattivaatimuksista sekä liikkumiskyvystä on myös olemassa tietoa, jota voidaan käyttää tarkastelun pohjana. Liito-oravan on myös tietyissä tutkimuksissa todettu voivan toimia sateenvarjolajina muille uhanalaisille lajeille (Hurme ym. 2008).

Liito-orava on pääasiallisesti yöaktiivinen laji, joka pesii kolopuissa. Lajille ominaisimmat elinympäristöt ovat varttuneita kuusivaltaisista sekametsistä, joissa on kolohaapoja. Männyn osuus liito-oravan suosimissa ympäristöissä on pieni (Hanski ym. 2000a, Reunanen ym. 2002). Liito-oravan käyttämien elinpiirialueiden on myös havaittu olevan laikkukooltaan suurempia ja rakenteeltaan enemmän yhteyksissä muihin laikkuihin kuin keskimäärin metsän muiden alueiden (Reunanen ym. 2000). Liito-orava käyttää ravintona pääasiallisesti lehtipuiden lehtiä. Talvella ruokavalio koostuu pääosin koivun ja lepän norkoista. Lisäksi orava täydentää ravintoaan nupuilla, siemenillä sekä puiden kukinnoilla (Mäkelä 1996). Luonnonmetsissä liito-oravat käyttävät pesimiseen vanhoja tikankoloja sekä oravien (*Sciurus vulgaris*) hylättyjä pesiä (Hanski 1998). Liito-oravaa saalistavat isommat pöllöt, kanahaukka (*Accipiter gentilis*) ja näätä (*Martes martes*), mutta laji ei ole minkään saalistajan pääasiallinen ravintokohde (Hanski ym. 2000b).

Liito-oravat ovat nuoruusvaiheen dispersaalien jälkeen paikkauskollisia ja elävät samalla elinpiirillä koko ikänsä. Koiraiden elinpiiri on kooltaan keskimäärin noin 60 hehtaaria. Naaraat puolestaan elävät erillisillä, noin 4-10 hehtaarin elinpiireillä (Hanski ym. 2000b). Naaraiden elinpiirit ovat koiraiden vastaavia pienempiä, eivätkä ne leikkaa toisiaan. Koiraiden elinpiirit saattavat sen sijaan olla osittain päällekkäisiä (Hanski 1998, Hanski ym. 2000b). Oravien elinpiiri ei koostu usein yhtenäisestä habitaatista, vaan yksilöt voivat vaelttaa erillään olevien kuusilaikkujen välillä ja kykenevät myös käyttämään liikkumisessa hyväkseen nuoria metsiä ja varttuneita taimikoita (Selonen & Hanski 2003, Selonen ym. 2004). Kummankin sukupuolen pääasiallinen liikkuminen ja toiminta keskittyy elinpiirin ydinalueille, jotka käsittävät noin 10 % eläimen koko elinpiiristä. Ydinalueilla on enemmän ruokailupuustoa, pesäpaikkoja sekä suojaavaa puustoa kuin muilla elinpiirin alueilla (Hanski ym. 2000a).

Etelä-Suomessa liito-oravaa tavataan hyvin erilaisista elinympäristöistä lähtien kuusivaltaisista sekametsistä ja päättyen rantametsiin sekä asutuksen lähellä oleviin lähimetsiin (Eronen 1991, Wistbacka ym. 1996). Jyväskylän alueella liito-oravien on todettu pesivän niin kolohaavoissa, risupesissä kuin myös rakennusten ullakoilla sekä muissa epätavallisemmissa paikoissa hyvin lähelläkin asutusta (Kempainen 2008). Samansuuntaisia tuloksia on havaittu myös muualla Suomessa kaupunkialueella (Jokinen ym. 2007). Laji vaikuttaisikin kaupunkiympäristössä olevan opportunistisempi pesäpaikkojen valinnan suhteen kuin luonnonmetsissä.

Tutkimuksissa on todettu Etelä-Suomessa asuttujen liito-oravapaikkojen määrän vähentyneen 20-38 % viimeisen 5-17 vuoden aikana (Hanski ym. 2001). Liito-oravakannan kokoa tällä hetkellä rajoittava tekijä vaikuttaisi olevan lisääntymiseen sopiva metsäala sekä sen jakautuminen tilallisesti (Hanski ym. 2006b). Etelä-Suomessa pirstoutuneessa talousmetsämaisemassa olevat varttuneet kuusisekametsälaikut ovat niin pieniä, ettei niihin mahdu kuin 1-2 lisääntyvää naarasta (Selonen ym. 2001). Vanhemman naaraan läsnäolo laikulla voi myös estää nuorempaa oravanaarasta asettumasta samalle laikulle. Tämä tarkoittaa sitä, että lisää sopivia metsälaikkuja tarvittaisiin nuorten, dispersaalivaiheen liito-oravien asuinalueiksi (Hanski ym. 2001).

Liito-oravien nuoruuteen kuuluu syntymävuoden loppukesään sijoittuva dispersaalivaihe. Vaihe kestää yhden tai muutaman erillisiä öitä ja se päättyy, kun yksilö asettuu alueelle, jossa se viettää seuraavan talven (Jokinen 2000, Selonen ym. 2004). Naaraat dispersoivat koiraita aiemmin sekä myös niitä pidemmälle. Tämän on oletettu johtuvan siitä, että naaraiden täytyy löytää lisääntymiseen sopiva elinpiiri kauempana emonsa elinpiiristä kuin koiraiden (Hanski & Selonen, 2009).

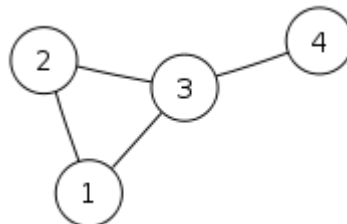
Selonen & Hanski (2006) totesivat, että liito-oravien dispersaalikäyttäytyminen voidaan jakaa kolmeen eri tyyppiin: filopatrisiin eli synnyinpaikkauskollisiin yksilöihin, lyhyenmatkan dispersoijiin sekä pitkänmatkan dispersoijiin. Ennen varsinaista dispersaalia filopatriset ja lyhyen matkan dispersoijat tekivät kotipesänsä lähialueille tutkimusmatkoja. Filopatriset yksilöt liikkuvat alle 400 metriä kotipesältään, mikä viittasi siihen, että ne olivat edelleen yhteyksissä emonsa elinpiiriin. Nämä yksilöt olivat pääosin koiraita. Pitkänmatkan dispersoijat tekivät jonkin verran tutkimusmatkoja lähialueille, mutta huomattavasti vähemmän kuin kaksi muuta ryhmää. Tämän on oletettu johtuvan siitä, että niiden dispersaali suuntautuu selkeästi kauemmas, jolloin lähelle tehdyistä tutkimusmatkoista ei ole niille vastaavaa hyötyä kuin filopatrisilla ja lyhyen matkan dispersoijilla. Tällöin kyseessä olisi jo ennen dispersaalia tehty päätös dispersoida pitkälle, mikä viittaisi siihen, että kyseessä ovat erilaiset käyttäytymispiirteet. Tämän perusteella olisikin suositeltavaa, että lyhyen ja pitkän matkan dispersoijia tulisi tarkastella erikseen ekologisissa ja evolutiivisissa analyyseissa. Keskimäärin lyhyenmatkan dispersoijat dispersoivat 1460 metriä ( $\pm 581$  m) ja pitkänmatkan dispersoijat 4550 metriä ( $\pm 2055$  m).

### 2.3 Mallintamismenetelmät

Tutkimuksessa tarkastelun lähtökohtana ovat liito-oravan vaatimukset elinympäristönsä laatua sekä pinta-alaa kohtaan sekä lajin levittäytymiskyky. Kun lajin levittäytymiskyky tunnetaan, voidaan tutkia, ovatko liito-oravan pesimäympäristöiksi soveltuvat laikut toiminnallisesti kytkettyneitä eli pääsevätkö yksilöt kulkemaan laikulta toiselle. Tarkoituksena on siis tarkastella metsäalueiden muodostamaa kulkuverkostoa ja arvioida, miten eheä ja toimiva se on liito-oravan näkökulmasta. Tarkastelussa myös seurataan, miten hakkuukierron pidentäminen ja lyhentäminen vaikuttavat verkoston kytkeytymiseen. Kaupungin käyttämä hakkuukiero on 100 vuotta, joten pidennetty kierto tutkimuksessa on 120 vuotta ja lyhennetty 80 vuotta.

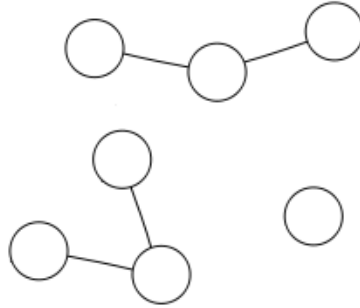
#### 2.3.1 Graafiteoreettinen lähestymistapa

Graafit ovat joustavia malleja, joilla voidaan analysoida monia erilaisia käytännön ongelmia, jotka liittyvät verkostojen ominaisuuksiin sekä toimintaan. Tutkimustapaa on jo pitkään käytetty erilaisissa sovellutuksissa sosiologian, tietotekniikan, informaatioteknologian ja logistiikan puolella. (Gross & Yellen 2006). Graafi- eli verkkoteoreettisessa tutkimuksessa tarkastellaan solmuja sekä nämä solmut yhdistäviä kaaria, jotka muodostavat yhdessä verkon (Savolainen 2001).



Kuva 2. Graafi, jossa on neljä solmua (solmut 1, 2, 3 ja 4) sekä neljä kaarta (kaaret 1-2, 2-3, 1-3 ja 3-4).

Komponentilla tarkoitetaan graafin osaa. Täydellisesti kytkeytyneessä graafissa jokainen solmu on yhteydessä muihin graafin solmuihin jotakin kautta. Tässä tapauksessa komponentteja on yksi. Jos jokin solmu ja siihen liittyvät kaaret poistetaan ja graafi tämän seurauksena jakaantuu kahteen tai useampaan osaan, nämä osat muodostavat omat komponenttinsa (Savolainen 2001).



Kuva 3. Graafi, joka on jakautunut kolmeen komponenttiin. Graafissa on seitsemän solmua ja näitä solmuja yhdistäviä kaaria on neljä.

Graafiteorian monipuolisuuden vuoksi sitä on alettu myös viime vuosina käyttää maisemaekologiassa ja suojelubiologiassa. Ekologisessa soveltamisessa solmut ovat habitaattilaikkuja tai paikallispopulaatioita ja kaaret näiden välillä taas ovat yhteyksiä populaatioiden välillä (Fall ym. 2007, Urban ym. 2009). Yleisesti ottaen graafiteoreettisen lähestymistavan on todettu olevan robusti kehys erilaisille elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä koskeville ekologisille analyyseille. Se pohjaa perimmiltään metapopulaation käsitteeseen (Urban ym. 2009). Sen avulla on myös mahdollista tuottaa tietoa maiseman kytkeytyneisyydestä kohtalaisen pienellä datavaatimuksella verrattuna muihin menetelmiin (Calabrese & Fagan 2004). Toistaiseksi graafiteoreettista lähestymistapaa on ekologian puolella hyödynnetty esimerkiksi elinympäristöjen kytkeytyneisyyden tarkasteluun (Keitt ym. 1997, Bunn ym. 2000), suojelualueverkostojen suunnittelussa (Fuller ym. 2006) sekä uhanalaisten lajien elinympäristöjen kytkeytyneisyyden säilyttämisessä (Fall ym. 2007).

Graafiteoreettisella lähestymistavalla on myös rajoituksensa. Toiminnallisen kytkeytyneisyyden määrittelyyn käytettyjä laskentatapoja onkin otettu tarkempaan tarkasteluun, jotta niiden heikkoudet ja rajoitukset ymmärrettäisiin paremmin ja ne voitaisiin ottaa huomioon tutkimusta suunniteltaessa (Pascual-Hortal & Saura 2006, Saura & Pascual-Hortal 2007a). Tutkittaessa toiminnallista kytkeytyneisyyttä olisikin syytä valita käytettävä tarkastelutapa huolella ja perustellusti sekä ymmärtää, mitä oletuksia ja lähtökohtia tämä tarkastelu pitää sisällään.

Tutkimuksessa käytetty Conefor Sensinode (versio 2.2) on ohjelmisto, jota voidaan käyttää määriteltäessä maiseman toiminnallista kytkeytyneisyyttä. Ohjelmisto käyttää tässä pohjana graafeja sekä erilaisia indeksejä, jotka antavat esimerkiksi tietoa graafin komponenttirakenteesta, kytkeytyneisyydestä sekä eri solmujen merkityksestä graafin kytkeytyneisyydelle. Ohjelmisto on suunnattu maisemasuunnitteluun, suojelualueiden suunnitteluun sekä antamaan tukea päätöksentekoon. (Saura & Pascual-Hortal 2007b). Ohjelmaa onkin käytetty tutkimuksessa esimerkiksi uhanalaisten lajien suojelun apuna (Neel 2008, Martínez ym. 2009, Vergara ym. 2010), pyrittäessä lisäämään metsämaiseman kytkeytyneisyyttä verkostotarkastelua metsäsuunnittelun työkaluna käyttäen (Pascual-Hortal

& Saura 2008, García-Feced ym. 2010) ja arvioitaessa miten tierakenteet rikkovat maiseman kytkeytyneisyyttä (Fu ym. 2010).

### 2.3.2 Kuvioiden valinta ja hakkuukiertojen muokkaaminen

Hakkuukierroja muokattiin joko lisäämällä vai vähentämällä hakkuukierroa 20 vuodella niillä kuvioilla, joiden käsittelyksi oli merkitty metsäsuunnitelmaan avohakkuu tai suojuspuuhakkuu. Avohakkuussa kuvioilta poistetaan puusto lukuun ottamatta muutamia mahdollisia jättöpuita. Suojuspuuhakkuussa puolestaan jätetään tulevien kuusentainten suojaksi hieman puustoa.

Tarkastelun ulkopuolelle jäivät toimenpideluokat ylispuiden poisto, kaistalehakkuu, verhopuuhakkuu sekä erikoishakkuu. Ylispuiden poistossa poistetaan yliskasvos, eikä sen katsota muuttavan metsän laatua ja rakennetta mallilajin kannalta merkittävästi. Kaistalehakkuita taas oli merkitty metsäsuunnitelmassa yhdelle ainoalle kuviolla, verhopuu- ja erikoishakkuita ei yhdellekään. Tämän lisäksi toimenpideluokka harvennus jätettiin huomiotta, sillä skenaarit eivät vaikuttaneet harvennuksiin.

Kaupungin käyttämä hakkuukierro on 100 vuotta, joten tutkimuksessa kiertoaikaa muutettiin nostamalla 120:een vuoteen ja vähentämällä se 80:een vuoteen. Tämän jälkeen seurattiin, miten metsäkuvioiden muodostama verkosto muuttui eri vaihtoehdoissa ja mitä vaikutuksia tällä oli liito-oravan näkökulmasta katsottuna. Tarkasteluajanhetkenä käytettiin vuotta 2028.

Kaupungin hallussa oleville metsäkuvioille on tehty metsäsuunnitelma vuonna 2005. Tutkimusta varten nykyinen suunnitelma kasvatettiin metsätoimiston käyttämällä tForest – ohjelmalla (versio 2.1) vuoteen 2028 eli ajassa 20 vuotta eteenpäin. Kasvatuksessa käytettiin ohjelman omia oletusasetuksia, jotka on määritetty Jyväskylän metsille. Varsinainen suojeleverkoston kytkeytyneisyyden tarkastelu suoritettiin tässä kasvatetussa metsäympäristössä. 20 vuoden kasvatusajalle osuvat, metsäsuunnitelman mukaiset hakkuut suoritettiin niille ajoitettuna ajankohtana käyttäen perusteena metsäsuunnitelman omaa kiireellisyysluokitusta (Taulukko 2). Metsäsuunnitelman ulkopuolelle jäävälle ajanjaksolle eli vuosille 2014 – 2028 suoritettiin hakkuut niillä kuvioilla, joilla hakkuutoimenpiteet olivat sallittuja ja joiden puuston ikä ylitti kussakin skenaariossa käytetyn hakkuukierro puuston keski-ikä. Hakkuu suoritettiin aineistossa sinä vuonna, kun kuvion puuston ikä saavutti hakkuukierrossa käytetyn iän. Hakkuut suoritettiin tavanomaisena avohakkuuna eli hakkuiden jälkeen kuvion puuston tilavuus ja ikä vastasivat avohakkuukuvion tietoja. Tavallisessa hakkuukierrossa hakkuut suoritettiin kuvioilla, kun niiden puuston ikä saavutti 100 vuotta. Pidennetyssä kierrossa hakkuut suoritettiin puuston iän ollessa 120 vuotta ja lyhennetyssä kierrossa kun ikä oli 80 vuotta.

Taulukko 2. Metsäsuunnitelmassa käytetyt kiireellisyysluokitukset sekä niiden perusteella tutkimuksessa käytetty hakkuuvuosi (Toimenpide tutkimuksessa).

Hakkuuluokka	Selite	Toimenpide tutkimuksessa
H	Kiireellinen	Hakkuu vuonna 2005
1	1-5 vuotta metsäsuunnitelman valmistumisesta	Hakkuu vuonna 2008
2	6-10 vuotta metsäsuunnitelman valmistumisesta	Hakkuu vuonna 2013
3	11-15 vuotta metsäsuunnitelman valmistumisesta	Hakkuu vuonna 2018
4	16-20 vuotta metsäsuunnitelman valmistumisesta	Hakkuu vuonna 2023

### 2.2.3 Mallintaminen

Kaupungilla on aineistoja liito-oravan esiintymisestä Jyväskylän metsissä. Havainnot oli tehty pääasiallisesti kaavoittamisen yhteydessä tehdyissä luontoselvityksissä, joten ne ovat keskittyneet pääosin tietyille kaavoitusalueille. Näiden havaintojen lisäksi mukana oli eri alueilta tehtyjä luontoselvityksiä. Lisäksi aineistoja pyydettiin Keski-Suomen ympäristökeskukselta. Tuoreimmat havainnot olivat GPS -koordinaatteina. Vanhemmat aineistot olivat käsin merkityjä karttoja (Holopainen 1999, Tähtö 2001). Kaiken kaikkiaan tämä aineisto kattoi 235 kaupungin metsäkuvioille osuvaa havaintoa. Kuvioiden ulkopuolelle jääviä havaintoja ei otettu mukaan tarkasteluun. Jos samalle metsäkuviolle osui useampi havainto, nämä havainnot laskettiin vain kerran. Aineistosta erotettiin erikseen pesähavainnot sekä muut havainnot. Pesähavainnoksi laskettiin kolohaapa, jonka juurelta oli löydetty runsaasti papanoita sekä risupesät, joiden läheisyydestä oli löydetty papanoita. Havainnoista koottiin pistemuotoinen paikkatietoaineisto. Pesäaineistossa oli 31 havaintoa liito-oravien pesistä. Aineistoa käytettiin, kun tarkasteltiin miten käytetty malli potentiaalisten elinpiirien etsimisessä onnistui löytämään liito-oravahavainnot, erityisesti pesähavainnot. Aineistoa käytettiin siis tarkistamaan mallin luomisessa käytettyjen kriteereiden toimivuutta, ei itse kriteereiden luomisessa.

Pohja-aineistona tutkimuksessa käytettiin kaupungille laaditun metsäsuunnitelman paikkatietoaineistoa. Aineisto käsitti kaikki kaupungin metsäkuviot. Kyseessä oli vektorimuotoinen karttapinta, jonka ominaisuustiedot pitivät sisällään kunkin metsäkuvion puustotiedot. Puustotietoihin kuuluivat esimerkiksi kuvion tunnistenumero, kuvion pinta-ala, maaperätiedot, tiedot puulajeista, puuston iästä ja tilavuudesta puulajeittain, arvioitu kasvu, aiotut toimenpiteet ja niiden aikataulu sekä esimerkiksi selvitys kuvion mahdollisista luontoarvoista tai suojelusta.

Kartta-aineistoista laadittiin rasteripinta ArcMap –ohjelmistolla (versio 9.2). Jokaisesta hakkuukierrosta luotiin omat karttapinnat kolmelle eri ominaisuudelle: puuston tilavuudelle, kuusen prosenttiosuudelle puuston kokonaistilavuudesta sekä lehtipuun prosenttiosuudelle puuston kokonaistilavuudesta. Pikselin kokona käytettiin 25 m x 25 m.

Tavoitteena oli etsiä rasteroidusta kartta-aineistosta ne pikselit, jotka sopisivat ominaisuuksien puolesta naaraiden elinpiiriksi. Pikseleille asetettiin kolme erillistä pääkriteeriä: 1) pikselillä tuli olla vähintään 150 m<sup>3</sup> puustoa hehtaaria kohden ja kuusen osuuden täytyi olla vähintään 50 % tai 2) pikselillä tuli olla vähintään 10 % lehtipuuta. Lisäksi 3) pikselin ympäristössä tuli olla vähintään 10 % kumpaakin edellisten kriteereiden metsätyyppejä, jotta pikseli voitiin laskea mukaan potentiaalisena elinpiirinä.

Jokaiselle kolmesta ominaisuudesta tehtiin uusi kerros perustuen pääkriteereihin eli kuusen ja lehtipuun osuuteen sekä puuston tilavuuteen. Jokainen solu, joka alitti etukäteen asetetut kriteerit, sai arvokseen 0. Jokainen ylittävä tai yhtä suuren arvon saava solu sai arvokseen 1. Lopputuloksena oli kolme 0/1 muotoista kerrosta, yksi kullekin alkuperäiselle kriteerille. Kuusen ja tilavuuden kerrokset yhdistettiin tämän jälkeen yhdeksi kriteeriksi, järeiksi kuusikoiksi. Mukaan uuteen kerrokseen tulivat ainoastaan ne solut, jotka täyttivät alkuperäiset kriteerit kummassakin alkuperäisessä kerroksessa.

Lisäksi järeän kuusikon sekä lehtipuun 0/1-kerroksista tehtiin yhdistämällä uusi kerros. Arvon 1 saivat uudessa kerroksessa ne solut, joissa oli arvo 1 jommassakummassa tai molemmissa alkuperäisistä kerroksista. Näin löydettiin aineistosta ne solut, joissa joko lehtipuun, järeän kuusikon tai molempien vaatimus täyttyi. Tämä kerros jäi odottamaan myöhempiä käsittelyä.

Tarkastelua jatkettiin käyttämällä liikkuva ikkuna -metodia, jonka avulla oli tarkoituksena löytää kummastakin kerroksesta ne solut, joiden naapurustossa oli vähintään 10 % samaa ydinalueeksi kelpaavaa tyyppiä. Tutkimusten mukaan kummankin sukupuolen liikkuminen ja toiminta keskittyy ydinalueille, joiden pinta-ala käsittää 10 % eläimen koko elinpiiristä (Hanski ym. 2000a). Liikkuva ikkuna etsi siis niitä soluja, jotka toimivat potentiaalisten elinpiirien osana. Ikkuna määritettiin ympyrän muotoiseksi ja sen säteeksi asetettiin 175 metriä eli seitsemän pikseliä. Ikkuna laski aina kulloinkin keskipisteenään olevalle solulle summan alallaan olevien solujen arvoista. Laskenta suoritettiin kummallekin ominaisuuskerrokselle eli järeille kuusikoille ja lehtipuun osuudelle erikseen.

Jotta keski- ja reuna-alueet saatiin paremmin vertailukelpoisiksi keskenään, tehtiin uusi kerros Jyväskylän kuntarajaa pohjana käyttäen. Kuntarajasta oli poistettu Säynätsalon alue, joka jäi erilliseksi saarekkeeksi ja jolta metsätietoja ei ollut saatavilla. Alue kattoi kaikkiaan 11 518 hehtaaria. Kaikki kuntarajan sisäpuolella olevat rasterit saivat arvon yksi kun taas ulkopuolelle jäävät saivat arvon 0. Tämän jälkeen tälle aineistolle tehtiin liikkuva ikkuna -menetelmällä samanlainen summakerros kuin edellä. Reuna-alueilla summa oli sitä pienempi, mitä lähempänä laskennan kohteena oleva pikseli oli reunaa. Tämän jälkeen aiemmin laskettu 10 % naapurustovaatimukseen perustunut summakerros jaettiin tällä uudemmalla kerroksella, jolloin saatiin lopputuloksena kerros, jossa jokaisen solun arvo oli prosenttiluku. Tämä luku ilmaisi, miten monta prosenttia ikkunan alan soluista edusti haluttua elinympäristötyyppiä eli joko järeitä kuusikoita tai riittävän lehtipuisia metsiä.

Kummankin ominaisuuden prosenttikerroksista muodostettiin erikseen 0/1 pinta perustuen 10 % pinta-alavaatimukseen. Kummastakin ominaisuuskerroksesta haettiin siis ne pikselit, jotka toimivat keskipisteenä potentiaaliselle elinpiirille, jossa keskipistesolun läheisyydestä löytyi vähintään 10 % kriteerit täyttäviä soluja. Käytännössä tämä tarkoitti, että arvon 1 saivat ne solut, joiden ympäristöstä haluttua ominaisuutta löytyi vähintään 10 prosentilta pinta-alasta. Arvon 0 saivat ne solut, joissa ominaisuuden osuus jäi alle 10 %. Tämä tehtiin erikseen järeille kuusikoille ja lehtipuun osuudelle.

Tämän jälkeen ominaisuuskerrokset yhdistettiin. Jotta solu tuli valituksi uuteen kerrokseen, sen täytyi olla saanut arvon 1 kummassakin alkuperäisessä kerroksessa. Tällöin mukaan tulivat ne solut, joiden ympäristössä oli sekä 10 % järeitä kuusikoita että 10% lehtipuustoa.

Seuraavaksi yhdistettiin aiemmin luotu solutason kriteerejä (järeät kuusikot, lehtipuu) koskeva kerros sekä viimeisimpänä luotu naapuruston kriteereitä (10 % samaa tyyppiä) tarkasteleva kerros. Uuteen kerrokseen tulivat arvolla 1 kaikki ne solut, joissa oli arvo 1 kummassakin lähtökerroksessa. Loput solut saivat arvon 0. Tällöin lopputuloksena oli 0/1 –



muotoinen karttapinta kaikista niistä soluista, jotka täyttivät joko lehtipuun tai järeän kuusikon kriteerin (tai molemmat) ja joiden ympäristössä oli vähintään 10 % järeää kuusikkoa ja 10% lehtipuustoa.

Tuloksena malli loi koko kaupungin alalle pinnan, josta voitiin tarkastella liito-oravan potentiaalisia ydinalueita. Mallin kykyä ennustaa liito-oravan esiintymistä testattiin vertaamalla kuvatulla tavalla luotua ennustavaa pintaa nykyhetkelle sekä kaupungin alueelta tehtyjä liito-oravahavaintoja. Malli löysi 75 havaintoa 204 havainnosta. Pesähavainnoista malli löysi 15 havaintoa 31 havainnosta. Malli näytti myös löytävän hyvin ne alueet, joille havainnot olivat keskittyneet.

Analyysiä jatkettiin eteenpäin tarkastelemalla liito-oravien elinpiiriksi sopivia alueita, niiden sijaintia toisiinsa nähden sekä niiden toiminnallista kytkeytyneisyyttä.

#### 2.3.4 Graafin muodostaminen ja analyysit

Alkuperäisestä metsätietoaineistosta tehtiin rasterikerros puuston kehitysluokista. Tämän jälkeen kerroksen arvot luokiteltiin uudelleen niin, että avoimet alueet ja pienet taimikot saivat tietyn arvon ja kaikki loput kehitysluokat toisen arvon. Tämän toimenpiteen perusteella syntyneitä kerrosta verrattiin 0/1-muotoiseen karttapintaan liito-oravalle soveltuvista ydinalueista. Näin voitiin luoda kerros, jossa erottuivat erikseen omalla arvolla liito-oravan ydinalueet, kulkemiseen soveltuvat alueet (kaikki ydinalueiden ulkopuolelle jääneet, pientä taimikkoa varttuneemman kehitysluokan metsäalueet) sekä oravalle täysin sopimattomat alueet (kehitysluokista avoimet alueet sekä pienet taimikot ja kaikki metsäsuunnitelman ulkopuolelle jäävät alueet).

Jokaiselle hakkuukierrolle muodostettiin tällä tavoin kerros, jossa elinpiiriin kuuluvat solut saivat arvon 1, kulkuyhteyksiksi soveltuvat arvon 2 ja elinpiiriksi tai kulkuyhteyksiksi soveltumattomat solut arvon 3. Kerros määritettiin uudelleen niin, että metsäkuvioiden ulkopuolelle jäävät tutkimusalueen alueet (eli nk. NoData solut) saivat myös arvon 3, sillä käytettävissä ei ollut tietoa siitä, mitä näillä alueilla oli. Osa alueista oli metsää, mutta joukossa oli myös paljon rakennettua aluetta, järviä, peltoja ja muita vastaavia alueita, joita liito-orava ei voi käyttää liikkumiseensa. Tutkimusalueen rajana käytettiin Jyväskylän kuntarajaa, josta oli poistettu erilliseksi jäänyt Säynätsalon alue.

Näiden kerrosten perusteella muodostettiin kustannuspinta jokaiselle hakkuukierrolle erikseen niin, että matriksin solujen uudeksi arvoksi määritettiin 20 ja ydinalueiden ja kulkuyhteyksien 1. Tällöin voidaan laskea oravalle kustannuksiltaan edullisin reitti laikulta toiselle. Pienet avoimet alueet orava voisikin edullisessa tapauksessa ylittää liitämällä, mikäli vieressä ei ole ylitykseen muutoin sopivaa metsää. Muissa tapauksissa oletetaan, että orava kiertää edullisinta reittiä metsäalueita pitkin laikulta toiselle. Edullisimman reitin pituus vastasi metrejä suoraan niin, että yksi metri arvolla 1 olevaa laikkuu vastasi 1 metriä maantieteellistä etäisyyttä ja yksi metri arvolla 20 olevaa pintaa vastasi 20 metriä maantieteellistä etäisyyttä.

Etäisyyksien laskennassa käytettiin SELES –ohjelmistoa (Spatially Explicit Landscape Event Simulator). Ohjelmaan syötettiin sen vaatimat kerrokset (kustannuspinnat jokaiselle hakkuukierrolle sekä binäärinen pinta ydinalueille ja matriksille). Ohjelma teki jokaiselle hakkuukierrolle kaksi tiedostoa, joista toinen sisälsi kyseisen skenaarion elinympäristölaikut (laikun tunnistenumero, pinta-ala sekä muita tietoja) ja toinen jokaisen kaksi laikkuu yhdistävän linkin tiedot (linkin tunnistenumero, laikkuujen tunnusnumerot, jotka linkki yhdisti, linkin pituus kustannukseen perustuvana lukuna, linkin pituus metreinä ja muita tietoja).

Näistä muokattiin Conefor Sensinode -nimistä ohjelmaa (versio 2.2) varten tiedostot, joissa laikkuja koskeva tiedosto piti sisällään laikun tunnistenumeron sekä laikun pinta-alan ja linkkejä koskeva tiedosto piti puolestaan sisällä linkin tunnistenumeron, linkin aloitus- ja lopetuslaikun tunnistenumerot sekä linkin pituuden. Linkin pituutena käytettiin kustannuksiltaan edullisinta reittiä eli yksi kustannusyksikkö vastasi yhtä metriä.

Tutkimuksessa käytettiin kahta eri dispersaalimatkaa liito-oravalle perustuen havaintoihin dispersoijien jakautumisesta lyhyenmatkan ja pitkänmatkan dispersoijiin. Koska tyyppien väliset erot olivat kohtalaisen suuria, tehtiin kummallekin ryhmälle maiseman kytkeytyneisyyden tarkastelu erikseen. Lyhyenmatkan dispersoijien keskimääräiseksi liikkumiskyvyksi valittiin ryhmän keskiarvon mukaisesti 1500 metriä. Pitkänmatkan dispersoijilla puolestaan keskimääräiseksi dispersaalikyvyksi valittiin 4500 metriä. Oletukseksi asetettiin, että kummankin ryhmän oravat pystyivät dispersoimaan tämän keskimääräisen matkan 0,5 todennäköisyydellä. Muiden dispersaalimatkojen todennäköisyydet Conefor Sensinode laski näiden lukujen perusteella. Laikkujen välisen dispersaalien todennäköisyys laskettiin laikkujen välisen etäisyyden perusteella käyttäen negatiivista, vähenevää eksponenttifunktiota.

Ensimmäisenä Conefor Sensinodella laskettiin komponenttiedot kaikille skenaarioille. Kun komponenttirakenteen tiedot oli saatu laskettua, ne tallennettiin ja vietiin ArcMap-ohjelmaan, jossa ne yhdistettiin SELES:in tuottamaan rasterimuotoiseen kartta-aineistoon. Tällöin saatiin yhdistettyä karttakuva ja kuvioiden jakautuminen eri komponentteihin samaan karttaan. Jokaisesta skenaariosta visualisoitiin komponentit kummallakin liikkumiskyvyllä eli tuloksena oli yhteensä kuusi erilaista komponenttikarttaa. Karttoja tarkasteltiin myös yhdistämällä samaan karttaan kaupungin liito-oravahavaintoaineistot, jolloin voitiin tarkastella nykyisten populaatioiden sijoittumista komponenttikartalle.

Varsinaiseen kytkeytyneisyyden mittaamiseen käytettiin PC (probability of connectivity) indeksiä. Se laskee mikä on todennäköisyys sille, että mikäli kaksi yksilöä sijoitetaan satunnaisesti tutkimusalueelle, ne osuvat molemmat elinympäristölaikulle ja voivat saavuttaa toisensa, kun alueella on  $n$  habitaattilaikkuja (Saura & Pascual-Hortal 2007a). PC:n pohjalla on habitaatin saatavuuden määritelmä, jonka mukaan habitaattilaikku on itsessään tila, jossa kytkeytyneisyys esiintyy. Dispersaalien todennäköisyys ( $p_{ij}$ ) kuvaa kahden habitaattilaikun  $i$  ja  $j$  välisen kulun toteutettavuutta. Kulku on määritelty liikkeeksi näiden kahden laikun välillä, eikä matkalla kuljeta väliaskelten eli muiden habitaattilaikkujen kautta. Dispersaalien todennäköisyys voidaan määrittää useammalla tavalla, joista tavallisimmin on käytetty erilaisia etäisyyden tiheysfunktioita. Etäisyys voidaan määrittää suoraan matkana tai esimerkiksi kustannuslaskelmana, jossa erilaisten ympäristöjen kautta kulkeminen aiheuttaa dispersoivalle eliölle eri kustannuksia. Lisäksi  $p_{ij}$  voidaan myös saada suoraan luonnossa tehdyistä eliön dispersaalimatkojen mittauksesta (Saura & Pascual-Hortal 2007a).

$p^*_{ij}$  tarkoittaa puolestaan eliölle edullisinta kulkuyhteyttä laikkujen  $i$  ja  $j$  välillä. Koska suora kulkuyhteys ei välttämättä tarjoa suurinta todennäköisyyttä päästä laikulta toiselle, mukaan otetaan myös väliaskelten eli toisten habitaattilaikkujen kautta kulkevat polut.  $p^*_{ij}$  onkin kaikki mahdolliset polut laikkujen  $i$  ja  $j$  välillä huomioon ottaen suurin mahdollinen todennäköisyys päästä laikulta toiselle. Jos laikut  $i$  ja  $j$  ovat kyllin lähellä, on polku suora askel  $i$ :n ja  $j$ :n välillä ( $p^*_{ij} = p_{ij}$ ). Jos laikut ovat kauempana toisistaan, edullisin matka laikulta toiselle koostuu todennäköisesti useammista väliaskeleista ( $p^*_{ij} > p_{ij}$ ). Laikkujen  $i$  ja  $j$  ollessa täysin eristyksissä toisistaan,  $p^*_{ij} = 0$ . Kun  $i = j$ ,  $p^*_{ij} = 1$  eli kytkeytyneisyys määritellään tapahtuvaksi myös itse laikun sisällä (Saura & Pascual-Hortal 2007a).

PC annetaan muodossa:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2}$$

jossa  $a_i$  ja  $a_j$  ovat habitaattilaikkujen  $i$  ja  $j$  pinta-alat ja  $A_L$  on koko tutkimusalueen pinta-ala. Nämä muuttujat voivat olla myös muita habitaattilaikkuja kuvaavia arvoja pinta-alan lisäksi, kuten esimerkiksi habitaatin laatu. Kuten todennäköisyydet yleensäkin, myös  $PC$  saa arvoja väliltä 0-1. 0 tarkoittaa, ettei maisemassa ole lainkaan haluttua, suotuisaa ympäristötyyppiä, 1 puolestaan sitä, että koko maisema koostuu suotuisasta ympäristötyypistä (Saura & Pascual-Hortal 2007a).

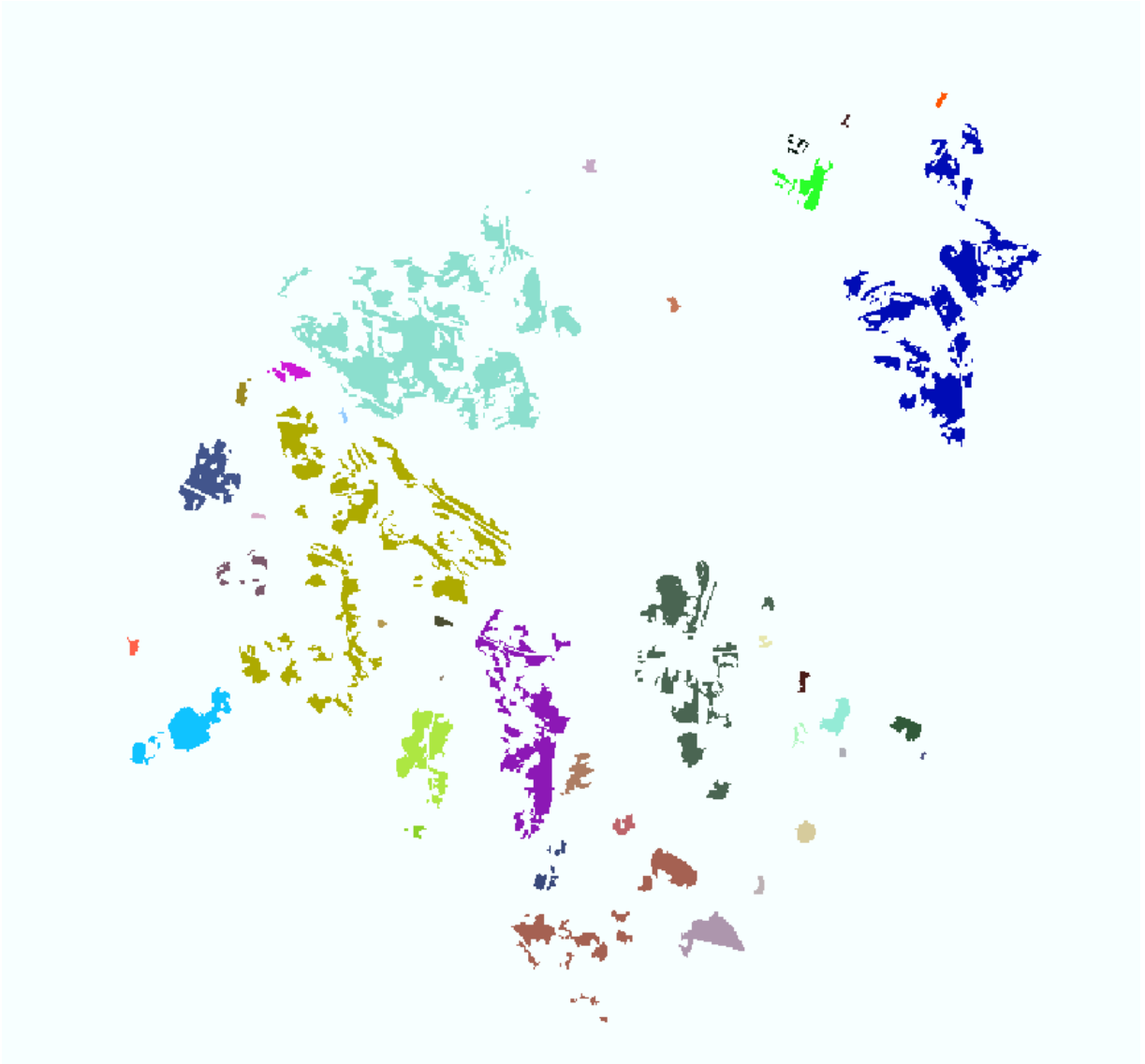
### 3. TULOKSET

#### 3.1 Komponenttitarkastelut

Komponenttitarkastelut tehtiin normaalikierron kartoille eli 1500 ja 4600 metrin dispersaalimatkoille, kummallekin erikseen. Näin voitiin tarkastella sitä, miten maisema on jakautunut liito-oravalle soveltuviin ydinalueverkostoihin tulevaisuudessa nykyisellä hakkuukierrolla.



Kuva 4. Jyväskylän kaupunki ja sen kaupunginosat (Ilrepo 2007).



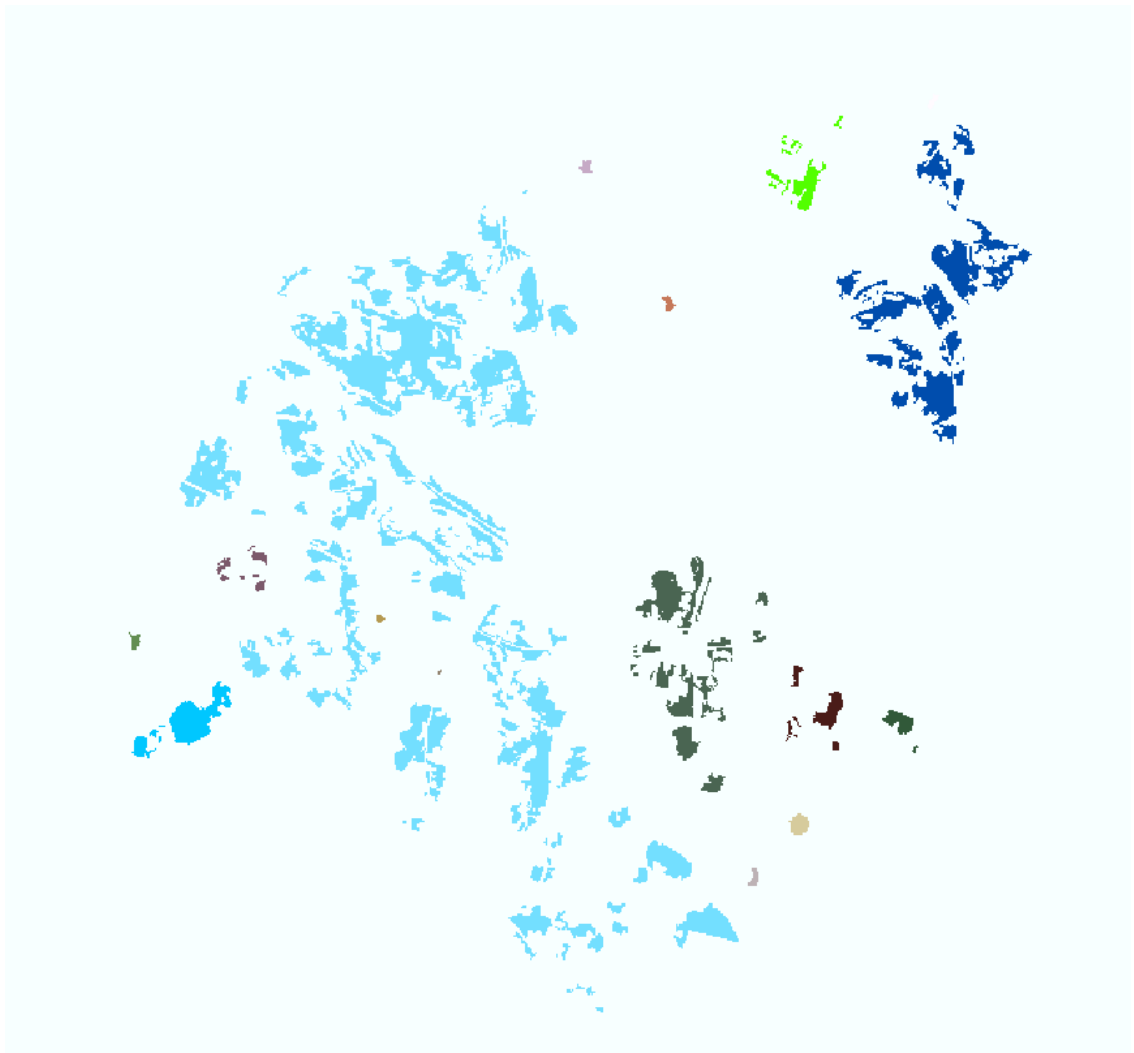
Kuva 5. Liito-oravan ydinalueiden jakautuminen eri komponentteihin dispersaalimatkan ollessa 1500 metriä.

1500 metrin dispersaalimatalla maisema on jakautunut 38 komponenttiin. Vaikka komponenttien määrä on näin suuri, karttaa hallitsevat pääasiallisesti kuusi isompaa komponenttia: Yksi näistä suurkomponentti sijaitsee Laajavuoren tienoilla, eteläpuolellaan Mäyrämäki–Takakeljo -alueen komponentti. Kolmas komponentti sijaitsee Seppälä–Kangasvuori -alueella. Neljäs ja viides suurkomponenteista sijaitsee etelä–pohjois-suunnassa Myllyjärvi–Keljon sekä Keljonkankaan alueilla. Näiden kahden väliin jää yksi pienempi komponentti. Viimeinen kuudesta isosta komponentista sijaitsee Ristikiven ja Ristonmaan alueella. Kuokkala, Kuokkalanpelto ja Nenäinniemi kyseisen suurkomponentin itäpuolella ovat sen sijaan hajaantuneet joukoksi pienempiä komponentteja.

Maisemassa on muutamia paikkoja, jonne pienet, erilliset komponentit ovat selkeästi keskittyneet. Näitä alueita ovat Mannila, Seppälä ja Kuokkalanpelto–Nenäinniemi. Yhteistä näille alueille on rakentaminen ja metsäalueiden pirstoutuminen pienempiin osiin. On

kuitenkin muistettava, että etenkin reuna-alueille jäävät yksittäiset komponentit voivat olla yhteyksissä muihin, tutkimusalueen ulkopuolisiin metsäalueisiin. Ne eivät siis välttämättä ole niin eristyksissä kuin ne vaikuttaisivat olevan.

Yksi komponenttikartan suurimmista ongelmapaikoista tuntuu olevan kartan suurkomponenttien katkenneet yhteydet. Laajavuoren, Mäyrämäen, Keljon ja Takakeljon komponentit ovat kaikki laaja-alaisia, mutta eristyksissä toisistaan. Lisäksi yhteydet kaakossa sijaitsevaan Kuokkala–Nenäinniemi -alueeseen ovat katkenneet. Kuokkalan alueen sisällä on myös tapahtunut pirstoutumista pienempiin komponentteihin. Toinen ongelmallinen alue sijaitsee koillisessa, Seppälän ja Kangasvuoren alueella. Tämä alue on eristynyt muista komponenteista. Lisäksi alueella itsessään on hajanaisia pieniä komponentteja. Kolmas yhteyksiltään katkennut alue sijaitsee lännessä Takakeljossa, aivan kuntarajalla, jossa kolme keskikokoista komponenttia ja niitä reunustavat pienkomponentit ovat eristyksissä muista komponenteista.



Kuva 6. Liito-oravan ydinalueiden jakautuminen eri komponentteihin dispersaalimatkan ollessa 4600 metriä.

Kun oravien keskimääräinen tarkasteltava liikkumismatka nousee 4600 metriin, myös komponenttirakenne muuttuu. Komponenttien määrä laskee 38 komponentista 16 komponenttiin. Jo 1500 metrin kartassa sijainneet suurkomponentit näkyvät myös tässä kartassa, mutta niistä valtaosa on sulautunut yhteen. Laajavuoren, Mäyrämäen, Keljon ja Keljonkankaan komponentit ovat yhdistyneet yhdeksi pohjois-etelä -suuntaiseksi komponentiksi. Kaksi muuta isoa komponenttia tässä kartassa sijaitsevat Kangasvuori–Seppälänkangas -alueella sekä Kuokkala–Ristonmaalla. Valtaosa aiemmin Kuokkalanpellolla ja Nenäinniemessä sijaitsevista pikkukomponenteista ovat tässä kartassa yhtä komponenttia. Samantapaista sulautumista on tapahtunut Seppälässä, jossa aiemmin irrallaan olevat pikkukomponentit ovat sulautuneet osaksi isompia.

Muutamia irrallisia ja kooltaan hyvin pieniä komponentteja sijaitsee tutkimusalueen laidoilla sekä keskellä. Jälkimmäiset sijaitsevat usein paikoissa, jotka ovat eristyneet rakentamisen sekä järvien takia pieniksi saarekkeiksi. Maiseman kytkeytyneisyys siis on odotusten mukaisesti suurempi, kun liito-oravien tarkasteltava liikkumismatka kasvaa. Suurimmat ongelmapaikat säilyvät hyvin samankaltaisina kuin lyhyemmälläkin dispersaalimatalla: Ristonmaa–Kuokkala pysyy eristäytyneenä suurimmasta komponentista, vaikka dispersaaliokykyä onkin kasvatettu. Myös kaakossa sijaitseva Seppälä on irrallaan suurkomponentista. Tämän lisäksi lännessä Takakeljon suunnalla on dispersaalimatkan kasvusta huolimatta irrallaan kaksi keskikokoista komponenttia. Vaikka dispersaalimatka siis kasvaakin, ongelmapaikat pysyvät ennallaan.

## **3.2 Hakkuukiertojen manipulaatioiden vaikutus maiseman kytkeytyneisyyteen**

### **3.2.1 Karttatarkastelut**

Tutkimusalueella sijaitsevista metsäalueista etsittiin tarkastelussa liito-oravalle soveltuvia ydinalueita. Lisäksi määritettiin liito-oravalle kulkuyhteyksiksi soveltuvat solut sekä ne solut, joita oravat eivät voi hyödyntää osana elinpiiriään eivätkä liikkumiseen. Lopputuloksena oli kolme erillistä karttakuvaa tutkimusalueesta, jotka olivat jakautuneet oravalle soveltuviin ja sopimattomiin osiin.



Kuva 7. 80 vuoden hakkuukierron muodostama karttakuva maiseman jakautumisesta kolmeen eri ympäristötyyppiin. Kuvassa liito-oravan ydinalueet ovat mustalla, kulkuyhteydet keskiharmaalla ja muut alueet vaaleanharmaalla.



Kuva 8. 100 vuoden hakkuukierron muodostama karttakuva maiseman jakautumisesta kolmeen eri ympäristötyyppiin. Kuvassa liito-oravan ydinalueet ovat mustalla, kulkuyhteydet keskiharmaalla ja muut alueet vaaleanharmaalla.





Kuva 9. 120 vuoden hakkuukierron muodostama karttakuva maiseman jakautumisesta kolmeen eri ympäristötyyppiin. Kuvassa liito-oravan ydinalueet ovat mustalla, kulkuyhteydet keskiharmaalla ja muut alueet vaaleanharmaalla.

Karttakuvista käy ilmi, että maisemassa on eniten liito-oravan ydinaluetyyppiä, kun käytetään pitkää hakkuukiertoa. Normaalin ja lyhyen kierron välillä kovin selkeää eroa ei pääse syntymään. Kummassakin on suurin piirtein saman verran ydinalueita, eikä näiden alueiden sijainti juuri poikkea toisistaan.

Taulukko 3. Pitkän, normaalin ja lyhennetyn hakkuukierron solujen jakautuminen kolmeen eri sopivuusluokkaan liito-oravalle hehtaareina (1= ydinalue, 2= kulkuyhteys, 3= muut, liito-oravalle sopimaton).

	Ydinalue	Kulkuyhteys	Muut
Pitkä kierto	1730	1541	8235
Normaali kierto	1241	1435	8830
Lyhyt kierto	1205	1429	8872

Koko tutkimusalueella oli 25 m x 25 m soluja 184 097 kappaletta. Yhteensä solujen pinta-ala 11 506 hehtaaria. Ne olivat jakautuneet keskenään eri tavalla kolmen hakkuuluokan kesken. Pidennetyssä kierrossa on selvästi kahta muuta kiertoa enemmän ydinalueiksi luokiteltavia alueita. Myös kulkuyhteyksien määrä on suurempi kuin kahdessa muussa kierrossa. Muiksi alueiksi luokiteltavia alueita on taas selkeästi vähemmän kuin kahdessa muussa kierrossa (Taulukko 3.).

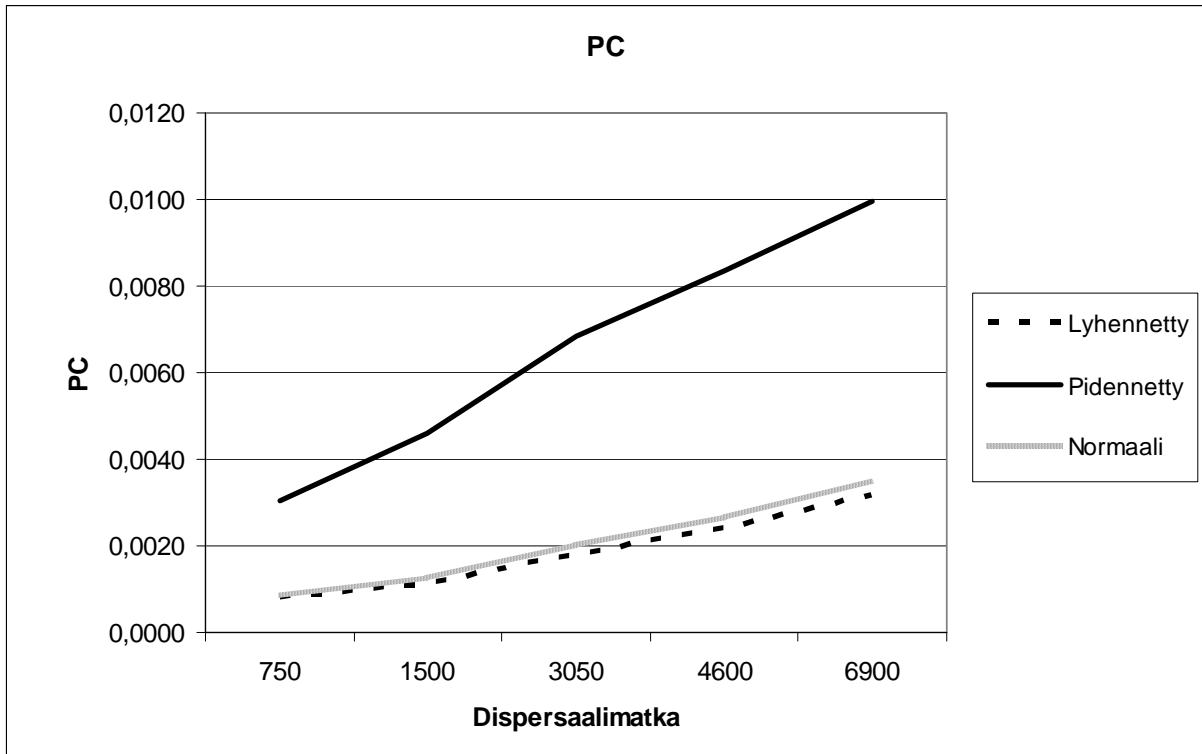
Normaali kierto sekä lyhyt kierto eivät eroa keskenään juurikaan ydinalueiden, kulkuyhteyksien tai muiksi alueiksi luokiteltavien alueiden välillä. Selkeimmät eroavaisuudet ovat näiden kahden kierron välillä normaalin kierron hieman suuremmassa ydinalueiden määrässä ja lyhyen kierron vastaavasti suuremmassa muiden alueiden määrässä (Taulukko 3.).

### 3.2.2 PC

Hakkuukiertojen manipulaation seurauksia maiseman kytkeytyneisyyteen tarkasteltiin PC-indeksin avulla (Taulukko 4). Indeksia tarkasteltiin kahdella eri liito-oravien dispersaalimatalla (1500 ja 4600 metriä) sekä kolmella muulla arvolla. Indeksini kuvaa sitä, miten hyvin maisema on kytkeytynyt. Mitä suurempia arvoja se saa, sitä paremmin maisema on kytkeytynyt liito-oravan näkökulmasta.

Taulukko 4. PC-indeksin arvojen eli maiseman toiminnallisen kytkeytyneisyyden aste liito-oravan eri dispersaalimatkoilla.

dispersaalimatka	lyhyt	normaali	pidennetty
750	0,0019	0,002	0,0061
<b>1500</b>	<b>0,0029</b>	<b>0,0031</b>	<b>0,0092</b>
3050	0,0048	0,0052	0,0137
<b>4600</b>	<b>0,0066</b>	<b>0,0071</b>	<b>0,017</b>
6900	0,009	0,0096	0,0207



Kuva 10. PC-indeksin arvot eli maiseman toiminnallisen kytkeytyneisyyden aste liito-oravan näkökulmasta kolmella eri hakkuukierroilla: lyhyellä (80 vuotta), normaalilla (100 vuotta) ja pidennetyllä (120 vuotta).

Indeksin arvot heijastelevat samaa kuin aiemmat karttatarkastelut. Arvot vaihtelivat vähiten lyhyen ja normaalin kierron välillä (Taulukko 4. ja Kuva 10.), joiden arvot olivatkin hyvin samantapaiset koko tarkastelualueella. Selkeimmät erot näiden kahden kierron välillä ilmenivät dispersaalimatkan ollessa pisimmillään.

Suurimmat erot löytyivät, kun vertailtiin lyhyttä ja normaalia kiertoa pidennettyyn kiertoon. Pidennetyin kierron kaikilla tutkituilla dispersaalimatkoilla maisema oli selkeästi paremmin kytkeytynyt kuin kahdella muulla kierroilla. Maiseman kytkeytyneisyyden määrä myös nousi pitkällä kierroilla jyrkemmin dispersaalimatkan pidentyessä verrattuna muihin kiertoihin.

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1 Komponenttirakenne

Yleisesti ottaen tutkimusalue ei ole kovin pahoin pirstoutunut. Pienimmät ja erillisimmät komponentit ovat pääasiallisesti tutkimusalueen laitamilla ja itse alue on jakautunut muutamaankin kookkaampaan komponenttiin. Maastossa tehdyt liito-oravan pesähavainnot ovat jakautuneet pääasiallisesti isoimpien komponenttien alueille, joten yhteyksiä näiden karttojen suurimpien komponenttien välille kannattaisi rakentaa lisää sekä vaalia jo olemassa olevia viheryhteyksiä.

Kartoissa näkyy selkeänä 4600 metrin keskimääräisellä dispersaalimatalla etelä-pohjois -suuntainen suurkomponentti. 1500 metrin dispersaalimatalla se on jakautunut useammaksi kookkaaksi komponentiksi. Komponenttien rajoja määrittää pääasiallisesti alueen suurimmat tieväylät. Näiden komponenttien välillä olevia nykyisiä viheryhteyksiä tulisikin vaalia ja mahdollisuuksien mukaan myös vahvistaa, jotta nykyiset yhteydet säilyisivät ja alueet olisivat saavutettavissa myös pienemmällä dispersaalimatalla.

Suurin komponentti on kummassakin komponenttikartassa erillään tutkimusalueen koilliskulmauksen kaikista alueista. Tähän vaikuttavat tiuhaan rakennettu keskusta-alue, Jyvä- ja Tuomiojärvi sekä suuret tiet, kuten Rantaväylä. Nämä yhdessä katkaisevat tehokkaasti kulkuväylät karttojen suurimman komponentin ja koillisen väliltä. Rakentamisen sekä maantieteellisten esteiden takia tilanne on vaikea, eikä yhteyksien luominen jälkikäteen ole helppoa. Viheryhteyksiä voitaisiin kuitenkin koettaa rakentaa näiden komponenttien välille huolellisella suunnittelulla.

Kummassakin komponenttikartassa koillisessa olevat komponentit ovat eristyksissä niin suurkomponentista kuin muista komponenteista. Alueella sijaitsee yksi suurempi komponentti sekä muutamia pienempiä komponentteja. Ne eivät ole myöskään kovin vahvasti kytköksissä tutkimusalueen ulkopuolisiin metsäalueisiin, sillä suuret tiet sekä rakentaminen katkovat näitä yhteyksiä myös tutkimusalueen ulkopuolella. Näiden komponenttien välille on vaikea luoda jälkikäteen viheryhteyksiä, sillä valtaosa alueesta on kaavoitettua ja rakennettua. Yhteyksien luominen vaatiikin huolellista tarkastelua ja suunnittelua.

Takakeljon alueen muutamat erilliset komponentit ovat todennäköisesti yhteyksissä tutkimusalueen ulkopuolisiin metsäalueisiin. Komponentteja erottaa toisistaan Vesankajärvi, Kuohun alueen pienet järvet sekä alueen tiet sekä asutus. Dispersaalimatkan kasvaessa osa alueen komponenteista sulautuu kartan suurimpaan komponenttiin. Vesangan alueella tilanne näyttääkin kohtalaisen hyvältä, kun otetaan huomioon komponentteja lännestä ympäröivät laajahkot metsäalueet.

Kuokkalanpellon ja Nenäinniemen alueella sijaitsee 1500 metrin dispersaalikyvyllä useita komponentteja, joista osa sulautuu yhteen dispersaalimatkaa kasvatettaessa. Tämän alueen kulkuyhteyksiä kannattaa vaalia ja mahdollisuuksien mukaan lisätä, jotta alue pysyisi yhtenäisenä, eikä pirstoutuisi enempää.

Kummallakin dispersaalimatalla luodussa komponenttikartassa näkyy useita pieniä komponentteja isompien komponenttien liepeillä. Nämä komponentit ovat kooltaan pienikokoisia ja niillä onkin varsinaista merkitystä enemmänkin oravan kulkureitteinä. Useimmat näistä pienistä komponenteista sijaitsevat tutkimusalueen laidoilla, jolloin niillä on myös todennäköisesti yhteyksiä muihin metsäalueisiin alueen ulkopuolella.

Ristikiven, Laajavuoren ja Takakeljon alueella on runsaasti liito-oravan potentiaalista ydinaluetta sekä kulkuyhteyksiksi soveltuvia alueita. Näiltä alueilta ei ole kuitenkaan olemassa liito-oravahavaintoja muutamia yksittäishavaintoja lukuun ottamatta. Liito-oravan kartoitukset rajoittuvat kuitenkin pääosin rakennettaville alueille, eikä näillä alueilla tällaisia hankkeita ole ollut liito-oravia koskevan lain voimaantulon jälkeen. Laajavuoressa maisema taas koostuu pääasiallisesti metsämaasta, eikä siellä ole ollut rakennustoimintaa kuin paikoitellen. Alueiden maisemarakenteen huomioon ottaen on todennäköistä, että myös näillä alueilla esiintyy liito-oravaa, vaikka sitä ei olekaan aiemmin havaittu.

## **4.2 Hakkuukierron vaikutus**

Pidennetty hakkuukierto tarjoaa muita hakkuukiertoja selkeästi paremmin kytkeytyneen maisemarakenteen, mikä vastaa lähtöoletusta. Ero kahteen muuhun skenaarioon kasvaa suhteessa suuremmaksi siirryttäessä 1500 metrin dispersaalista 4600 metrin dispersaaliin. Maiseman kytkeytyneisyys myös kasvaa nopeammin pitkällä kierrolla dispersaalimatkaa kasvatettaessa kuin kahdella muulla skenaariolla. Tämä on selitettävissä sillä, että hakkuuvälin pidentyessä järeää puustoa säilyy maisemassa selkeästi enemmän muihin kiertoihin verrattuna. Järeän puuston metsäkuviot toimivatkin niin kulkuyhteyksinä kuin elinympäristöinä liito-oravalle. Dispersaalimatkaa kasvatettaessa vaikutus myös kasvattaa maiseman kytkeytyneisyyttä muita skenaarioita nopeammin.

Lyhyt kierto ja normaali kierto eivät poikkea eri luokkien aluemäärien suhteen toisistaan paljoa. Selkeimmin lyhyen kierron vaikutus näkyy ydinalueiden pienempänä määränä. Eroa normaaliin kiertoon on noin 40 hehtaarin verran. Lyhyessä ja normaalissa kierrossa on miltei sama määrä kulkuyhteyksiä, kun taas muiksi luokiteltujen alueiden määrä on lyhyessä kierrossa noin neljäkymmentä hehtaaria suurempi kuin normaalissa kierrossa. Kyse on lyhyessä kierrossa hakatuista alueista, joille ei ole ehtinyt tarkastelujakson aikana kasvaa vielä uutta puustoa. Täten ne eivät voi toimia kulkuyhteyksinä, vaan ne ovat kokonaan oravalle soveltumattomia. Tämä on selkein ero lyhyen ja normaalin kierron välillä.

Normaalin ja lyhyen kierron pieni ero voi selittyä tarkasteluajanjakson lyhyydellä ja puuston nykyisellä ikärakenteella. Lyhyen hakkuukierron nuorimpien hakkuumetsien eli 80-99 vuotiaiden metsien osuus on selkeästi muita varttuneita ikäluokkia pienempi (15,2 %). 61-80 vuotiaita metsiä on 23,1 % ja 101-120 vuotiaita metsiä 20,3 %. Täten lyhyt kierto poistaa puustoa 20 vuoden tarkasteluajanjakson aikana suhteessa vähemmän verrattuna esimerkiksi 40 vuoden aikavälin tarkasteluun, jolloin nuorempi puuston ikäluokka (61-80 vuotta) ehtii saavuttamaan kierron vaatiman hakkuuian. Tällöin normaali kierto koskettaisi isompaa prosenttiosuutta puustosta kuin se nykytarkastelulla tekee ja erot normaalikiertoon olisivat todennäköisesti voimakkaammat (Taulukko 2).

Tulosten perusteella voidaan pohtia eri tekijöiden merkitystä liito-oravan esiintymiselle Jyväskylässä. Liito-oravan esiintymiseen vaikuttavista tekijöistä järeiden kuusikoiden määrä ja lehtipuun runsaus tuntuivat ennustavan hyvin lajin esiintymistä Jyväskylän alueella. Todellisiin liito-oravahavaintoihin vertailemalla haettu raja-arvo kuusen ja lehtipuun määrällä näyttäisi vastaavan niitä arvoja, joita esimerkiksi Pohjois-Suomessa on vastaavissa tutkimuksissa käytetty (Hurme ym. 2005)

Lehtipuun määrä ei vaikuttanut tutkimuksen perusteella olevan yhtä rajoittava tekijä liito-oravan esiintymiselle kuin järeiden kuusikoiden runsaus. Nuoret taimikot ovat yleensä lehtipuuden valloittamia, kunnes niille istutettu varsinainen puusto pääsee kasvuun. Lehtipuun runsauden takia ne ovat kuitenkin liito-oravan ruokailupuustoksi kelpaavia alueita. Hakkuiden ja muiden metsänhoidollisten toimenpiteiden takia nuorten taimikoiden määrä pysyy runsaana metsämaisemassa ilman hakkuukierron muutoksiakin. Lehtipuuta kasvaa myös usein aukkodynamiikan seurauksena häiriöpaikoilla sekä myös harvennusten seurauksena metsissä monipuolistaen niiden puustorakennetta. Lehtipuustoa löytyy täten usein alikasvoksena erikäisistä havumetsistä. Näiden alikasvosten raivausta tulisikin välttää, koska se vähentää liito-oravan ruokailupuustoa. Nuorempaa ruokailupuustoa tärkeämpi tekijä lehtipuuston osalta on varmasti vanhojen kolohaapojen määrä ja niiden esiintyminen maisemassa. Näitä puita tulisikin suojella liito-oravan potentiaalisina pesäpaikkoina ja metsänhoidon tulisi ottaa ne huomioon.

Järeiden kuusikoiden määrä ja sijoittuminen metsämaisemaan tuntui olevan herkempi muutoksille kuin lehtipuun määrä. Järeän kuusikon synty vaatii pitkän ajan ja niiden määrän

lisääminen vaatii pitkäjänteisyyttä metsänhoidossa. Kuusikon tilavuuden lisääntyessä liito-oravan suosimalle tasolle metsä saavuttaa samalla uudistuskypsän iän. Tämä tekee näistä alueista etenkin talousmetsien alueilla alttiita hakkuille. Järeitä kuusikoita tulisikin varjella erityisesti alueilla, joilta on liito-oravien pesähavaintoja.

### 4.3 Lajin elinkyky ja tulevaisuus Jyväskylässä

Kaikilla suurimmilla komponenteilla on lukuisia liito-oravahavaintoja sekä myös pesähavaintoja. Vaikuttaisikin siltä, että liito-oravakanta Jyväskylässä on levittäytynyt hyvin koko tutkimusalueelle elinympäristövaatimustensa rajoissa. Ongelmia aiheuttaa maiseman jakautuminen pääkomponentteihin ja puuttuvat yhteydet näiden alueiden välillä. Koska tutkimusaluetta ympäröivät laajat metsäalueet, alueelle todennäköisesti dispersoi nuoria liito-oravia myös alueen ulkopuolelta. Täten alueen sisällä sekä sen ja muiden alueiden välillä on olemassa geenivirtaa. Itäpuolella tutkimusalue tosin rajautuu monin paikoin Päijänteeseen, joten alueen itälaidan komponenttien kytkeytyneisyys tutkimusalueen ulkopuolisiin alueisiin on heikompi kuin muiden alueen komponenttien. Tästä syystä esimerkiksi Nenäinniemen ja Kuokkalanpellon ovat tehokkaasti eristyksissä ja pääosin tutkimusalueen läntisten komponenttien varassa. Myös Keljonkankaalla elävät liito-oravat ovat kohtalaisen eristyksissä muista metsäalueista, sillä Keljonkangasta rajaa idässä Päijänne ja etelässä Muuratjärvi heti tutkimusalueen ulkopuolella.

Liito-oravalla vaikuttaisi olevan vahva jalansija Jyväskylän alueen luonnossa. Laji osataan ottaa entistä paremmin huomioon metsänhoidossa sekä kaavoituksessa lain edellyttämällä tavalla. Runsaiden liito-oravahavaintojen sekä potentiaalisten elinpiirien perusteella kannan suuruus vaikuttaisi olevan kyllin iso, jotta se on elinkykyinen. Yhteydet tutkimusalueen ulkopuolelle ovat lännessä ja pohjoisessa hyvät, joten geenivirtaa pääsee todennäköisesti tapahtumaan niin alueelle kuin alueeltakin. Joiltakin kaikkein pahiten eristyksissä olevilta alueilta liito-orava saattaa kadota ajan myötä kokonaan, mikäli yhteyksiä näiden alueiden ja muiden komponenttien välille ei saada luotua. Tällaisia alueita on esimerkiksi Kuokkalanpelto.

Tulevaisuudessa tilanteen voinee olettaa pysyvän samantapaisena. Mikäli metsänkäsittely pysyy ennallaan ja rakentamisessa liito-oravien kulkuyhteydet otetaan huomioon, ei ole kovin todennäköistä että tutkimusalueen kanta voisi pienentyä kovin voimakkaasti ainakaan maiseman rakennemuutosten takia. Mikäli maiseman kytkeytyneisyyteen kiinnitetään huomiota metsänhoidossa ja rakentamisessa ja uusia viheryhteyksiä pyritään luomaan olemassa olevien rinnalle säilyttäen jo olemassa olevat, yksilöt pääsisivät paremmin kulkemaan alueelta toiselle. Myös geenivirta populaatioiden välillä pysyisi näin paremmin yllä, kun myös lyhyenmatkan dispersoijien kulku olisi turvatumpaa. Normaali kierron ydinalueiden määrän perusteella voidaan esittää arvio, että liito-oravalla on tutkimusalueella suotuisat elinmahdollisuudet. Tätä oletusta tukevat myös runsaat liito-oravahavainnot kaupungin metsien alueelta.

Erityishuomiota voidaan metsänhoidossa jatkossa kiinnittää komponenttitarkastelun osoittamiin ongelmakohtiin, jotta maiseman kytkeytyneisyyttä voitaisiin parantaa ja liito-oravan elinmahdollisuuksia alueella vaalia. Etenkin lyhyenmatkan dispersoijat voisivat hyötyä yhteyksien parantamisesta sekä ylläpidosta. Lajin sisäiset erot yksilöiden välisessä dispersaalikyvyssä asettavat oman haasteensa ja pakottavat pohtimaan, missä mittakaavassa kytkeytyneisyyttä olisi viisainta liito-oravan tapauksessa tarkastella. Selosen ja Hanskin tutkimus (2006) viittasi siihen, että lajin sisällä löytyy kolmea eri tyyppiä

dispersaalikäyttäytymistä. 40 % tutkituista yksilöistä oli lyhyenmatkan dispersoijia. Varsinaisten pitkänmatkan dispersoijien osuus tutkituista yksilöistä oli pienempi, noin 20 % koko otoksesta. Tämä antaa viitteitä siitä, että keskimäärin populaatiossa on enemmän filopatria yksilöitä tai lyhyenmatkan dispersoijia kuin pitkänmatkan dispersoijia. Tästä syystä ensisijaiseksi lähtökohdaksi viheryhteyksiä suunniteltaessa ja maisematason kytkeytyneisyyttä tarkasteltaessa olisikin otettava lyhyenmatkan dispersoijien dispersaaliyky. Sen avulla voidaan realistisemmin rakentaa yhteyksiä, joista on liito-oravapopulaatioille todellista hyötyä.

Keski-Suomi on ollut viime vuosikymmenet väestöltään kasvava alue, Jyväskylän kasvun ollessa erityisen nopeaa Keski-Suomen alueisiin verrattuna (Tervo 2001). Maiseman kytkeytyneisyyteen Jyväskylässä onkin vaikuttanut ensisijaisesti yhdyskuntarakenteen tiivistyminen, joka on katkonut kulkuyhteyksiä ja vähentänyt elinympäristöjen määrää sekä heikentänyt niitä laadullisesti. Pääasiallisena syyllisenä maiseman muutokseen voidaan pitää metsien talouskäyttöä. Metsänkäsittelyn on havaittu muualla Suomessa olevan merkittävin tekijä liito-oravan elinympäristöjen häviämiseksi kaupunkiympäristössä (Jokinen ym. 2007), joten tähän tulisi myös Jyväskylässä kiinnittää erityishuomiota. Talousmetsien käsittelyyn yleisesti huomiota kiinnittämällä on myös mahdollista vähentää varsinaisten suojelualueiden tarvetta (Mönkkönen & Kuuluvainen 2006), joten monimuotoisuuden huomioon ottaminen metsänkäsittelyssä palvelee muitakin tarkoituksia kuin yksistään liito-oravan säilyttämistä.

Tutkimuksen aikana kävi myös selväksi, että myös Jyväskylässä kärsitään tiedon tallentamiseen ja siirtoon liittyvistä ongelmista. Laajoja kartoituksia liito-oravan esiintymisestä kaupunkialueella ei ole, vaan havainnot on tehty pääasiallisesti kaavoituksen yhteydessä. Oravahavainnot kaupungin alueelta ovat myös hajallaan usean eri tahon rekisterissä, eikä niitä ole koottu yhteen.

Myös muualla Suomessa on tehty liito-oravan suojeluun kaupunkialueella liittyvää tutkimusta. Tampereella on laadittu kaksi erilaista elinympäristömallia liito-oravalle sekä tarkasteltu niiden käyttömahdollisuuksia nimenomaan kaupunkiseudulla, jossa oravat elävät niin yhdyskuntarakenteen sisällä kuin sitä ympäröivillä haja-asutusalueilla. Tavoitteena on ollut luoda mahdollisuuksia siirtyä yksittäisten alueiden suojelusta kohti maisematason suojelua. Toinen malleista perustui metsäsuunnitteluaineistoon ja toinen satelliittipohjaiseen VMI-monilähdeaineistoon. Mallien avulla on mahdollista tukea eri toimialojen yhteistyötä suojelussa ja seurata kantaa paremmin. Raportissa on todettu, että mallien seurauksena yhdyskuntasuunnittelun ja metsätalouden yhteistyön kehittäminen nousee merkittäväksi tekijäksi suojelutyössä (Jokinen ym. 2010). Tällaisen systeemin käyttö liito-oravan suojelutyössä olisi mahdollista Jyväskylässäkin.

#### **4.4 Tulosten arviointi**

Tutkimuksessa käytetty malli ei löytänyt tarkasteluissa kaikkia tunnettuja pesähavaintoja. Oravat vaikuttaisivatkin hyödyntävän kaupunkimetsissä maisemaa monipuolisemmin kuin esimerkiksi Pohjois-Suomen metsissä. Pesähavainnoista noin 2/3 sijoittui joko ydinalueelle tai kulkuyhteyksiksi soveltuville alueille. Kulkuyhteydellä sijaitsevien pesien lähellä oli usein ydinalueeksi soveltuvaa ympäristötyyppiä. 1/3 pesistä löytyi kuitenkin soveltumattomaksi katsotulta alueelta. Voidaankin ajatella, että kytkeytyneisyys saattaa joillakin alueilla olla parempi kuin mitä analyysit osoittavat. Valtaosa näistä havainnoista sijaitsee myös metsäkuviotietojen kattaman alueen ulkopuolella. Tällöin niiden ympäristötyyppi voi olla oravalle soveltuvaa metsää, mutta tietojen puuttuessa se on merkitty tutkimuksessa

soveltumattomaksi. Ainakin yhden pesähavainnon osalta havaittiin myös, että kuvio oli hakattu pesähavainnon tekemisen jälkeen, jolloin siellä ei voinut enää nykyisellään sijaita pesää.

Lisäksi malli on aina kompromissi eri elinympäristötekijöiden välillä, joten malli jätti ulkopuolelleen esimerkiksi havaintoja, joiden kohdalla jokin kriteeriarvo oli hyvin lähellä täyttymistään, muttei ylittänyt kuitenkaan mallin asettamaa rajaa. Vaikka oravien elinympäristövaatimukset ja elinpiirien käyttäminen tunnetaan kohtalaisen hyvin, oravien esiintymiseen saattavat vaikuttaa myös muut tekijät kuin tutkimuksessa tarkastellut. Lisäksi malli ei pääse käsiksi kaikkiin oravan kannalta tärkeisiin ympäristötekijöihin nykyisillä tiedoilla. Tällaisia ominaisuuksia ovat esimerkiksi vanhat kolohaavat, jotka toimivat usein pesäpuina liito-oraville. Nykyisten metsätietojen kautta on kuitenkin mahdotonta päästä käsiksi näiden puiden esiintymiseen maastossa.

On muistettava, että tässä tutkimuksessa tarkastellut kolme skenaariota ovat radikaalimpia kuin todellisuudessa toteutettavat hakkuut. Tutkimuksen oletuksenahan oli metsäsuunnitelman ulkopuolelle menevää ajanjaksoa tarkasteltaessa, että kaikki kierron hakkuuiän saavuttaneet metsät hakataan. Todellisuudessa hakkuuta ei tehdä näin suurelle metsäalalle. Tutkimus antaa kuitenkin selkeitä viitteitä siitä, millaisia vaikutuksia hakkuukiertojen muutoksilla on metsämaisemaan ja sen kytkeytyneisyyteen

Tutkimusta sinällään on vaikea yleistää koskemaan muita lajeja, koska liikkumisen ja ympäristönkäytön erityispiirteet ovat tiukasti lajiin sitoutuneita. Liito-oravan on kuitenkin tutkimuksessa todettu voivan toimia sateenvarjolajina muille uhanalaisille lajeille (Hurme ym. 2008). Tästä syystä liito-oravan menestyminen alueella sekä sille soveliaiden alueiden määrä voi antaa viitteitä muustakin lajirunsaudesta tutkimusalueella.

Tuloksia tarkasteltaessa on otettava huomioon se, että kaupungin sisällä on olemassa metsämaita, jotka ovat yksityis- tai muussa omistuksessa ja joita ei ole tarkasteluun voitu ottaa mukaan. Alueen laidoilla Jyväskylän kaupungin metsät myös yhtyvät muiden alueiden metsämaihin ja rajojen yli onkin varmasti olemassa paljon erilaisia kulkuyhteyksiä, jotka ovat jääneet tämän tarkastelun ulkopuolelle.

## **KIITOKSET**

Haluan kiittää kaikkia viittä graduohjaajaani eli Mikko Mönkköstä, Matti Koivulaa, Anne Laitaa, Heikki Sihvosta ja Elisa Valliusta. Erityiskiitokset kuuluvat ehdottomasti Annelle asiantuntevasta sekä eteenpäin potkivasta ohjaustyöstä, uskomattomasta kärsivällisyydestä sekä avusta ja empatiasta.

Kiitokset kuuluvat myös ehdottomasti seuraaville henkilöille ja tahoille: Mikko Niskaselle, joka kuunteli uskollisesti jurputustani ja ratkoi rutiinilla visaisia atk-pähkinöitä. Silja Partaselle, joka huomasi asioita, joita luonnontieteilijä ei huomaa ja joka toimi yhdistetysti olkapäänä, kielitieteilijänä sekä realisoijana. Muulle perheelleni sekä lähisuvulleni, jotka olivat ehtymättömänä tukena ja läsnä silloinkin, kun en sitä olisi ansainnut. Etenkin silloin. Miima Matikaiselle, joka tarjosi paitsi teetä ja empatiaa, myös oikolukupalvelua huolimatta siitä, että lääkäri oli kieltänyt lukemisen. Kanssakärsijöille eli Lily Laineelle ja Maija Karalalle, jotka antoivat allekirjoittaneelle tämän prosessin aikana niin keskustelutukea, vinkkejä, laadukasta sarkasmia kuin monta tolkuttoman hyvää ateriaakin. Taru Heikkiselle, josta oli paljon apua liito-oravien kanssa. Jyväskylän kaupungin metsätoimiston Marko Kemppaiselle, Jarmo Hienoselle sekä Antti Lindströmille avusta ja yhteistyöstä. Keski-Suomen ympäristökeskukselle yhteistyöstä.



## KIRJALLISUUS

- Andreassen, H., Hertzberg, K. & Ims, R. 1998. Space-use responses to habitat fragmentation and connectivity in the root vole *Microtus oeconomus*. *Ecology* 79: 1223-1235.
- Anonyymi 1996a. Metsälaki 10§.  
<http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961093?search%5Btype%5D=pika&search%5Bpika%5D=mets%C3%A4laki> Luettu 4.3.2008
- Anonyymi 1996b. Luonnonsuojelulaki 6§.  
<http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961096?search%5Btype%5D=pika&search%5Bpika%5D=luonnonsuojelulaki> Luettu 4.3.2008
- Baguette, M. & Dyck H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecol.* 22: 1117-1129.
- Boswell, G., Britton N. & Franks N. 1998. Habitat fragmentation, percolation theory and the conservation of keystone species. *Proc. R. Soc. London Ser. B* 265: 1921-1925.
- Bunn, A., Urba, D. & Keitt, T. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *J. Environ. Manage.* 59: 265-278.
- Burkey, T. 1999. Extinction in fragmented habitats predicted from stochastic bird-death processes with density dependence. *J. Theor. Biol.* 199: 395-406.
- Calabrese, J. & Fagan, W. 2004. A comparison shopper's guide to connectivity metric's. *Front. Ecol. Environ.* 2: 529-536.
- Caley, M., Buckley, K. & Jones, G. 2001. Separating ecological effects of habitat fragmentation, degradation, and loss on coral commensals. *Ecology* 82: 3435-48.
- Campbell, N. & Reece, J. 2002. Biology, Sixth Edition. Benjamin Cummings, San Francisco, 1247 s
- Collinge, S. & Forman, R. 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos* 82: 66-84.
- Collins, R. & Barret, G. 1997. Effects of habitat fragmentation and patch size on migration rates. *Ecol. Appl.* 10: 131-144.
- Duelli, P., Studer, M., Marchand, I. & Jakob, S. 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biol. Conserv.* 54: 193-207.
- Eronen, P. 1991. Liito-oravan (*Pteromys volans*) elinympäristövaatimuksista Etelä-Suomessa. Lounais-Hämeen luonto 78: 80-93.
- EU direktiivi 92/43/ETY 1992
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecol. Model.* 105: 273-92.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 34: 487-515.
- Fall, A., Fortin, M., Manseau, M. & O'Brien D. 2007. Spatial Graphs: Principles and Applications for Habitat Connectivity. *Ecosystems* 10: 448-461.
- Flather, C. & Bevers, M. 2002. Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. *Am. Nat.* 159: 40-56.
- FitzGibbon, S., Putland, D. & Goldizen, A. 2007. The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammal in an urban Australian landscape. *Landscape Ecol.* 22: 1513-1525.
- Frampton, G., Colgi, T., Fry, G. & Wratten, S. 1995. Effects of grassy banks on the dispersal of some carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) on farmland. *Biol. Conserv.* 71: 347-355.
- Fu, W., Liu, S., DeGloria, S.D., Dong, S., Beazley, R. 2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: a case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape Urban. Plann.* 83: 91-103.

- Fuller, T., Munguia, M., Mayfield, M., Sanchez-Cordero, V. & Sarkar S. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biol. Conserv.* 133: 131-142.
- García-Feced, C., Saura, S., Elena-Rosselló, E. 2010. Improving landscape connectivity in forest districts: a two-stage process for prioritizing agricultural patches for conservation. *Forest Ecol. Manag.* (painossa).
- Gross, J. & Yellen J. 2006. *Graph theory and its applications*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, 800 s
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecol. Appl.* 12: 321-334.
- Haila, Y. 1995. *Kestävän kehityksen luontoperusta. Mitä päättäjien tulee tietää ekologiasta?* Suomen kuntaliitto, Helsinki, 89 s
- Haila, Y. & Dyke, C. 2006. Standardization and entrainment in forest management. Teoksessa: Haila, Y., Dyke, C., Escobar, A. & Rocheleau, D. (toim.). *How nature speaks: the dynamics of the human ecological condition*. Duke University Press, Durham, 198-217.
- Hanski, I. K. 1998. Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans*. *Wildlife biology* 4: 33-46.
- Hanski, I. K., Stevens, P., Ihalempiä, P. & Selonen, V. 2000a. Home range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel, *Pteromys volans*. *J. Mammal.* 81: 798-809.
- Hanski, I., Törmälä, T. & Vuorinen, H. 2000b. Home range size, movements, and nest site use in the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* populations in Finland. *J. Mammal.* 81: 798-809.
- Hanski, I., Henttonen, H., Liukko, U-M., Meriluoto, M & Mäkelä, A. 2001. Liito-oravan (*Pteromys volans*) biologia ja suojelu Suomessa. *Suomen ympäristö 459*. Raportti, 130 s
- Hanski, I. 2006a Metsätalous ja metsien monimuotoisuus. Johdanto. Teoksessa: Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Pelkonen, P., Puttonen, P., Raitio, K. & Tahvonen, O. (toim.). *Uusi metsäkirja*, Gaudeamus, Helsinki, 189-190.
- Hanski, I. 2006b. Liito-orava ja metsätalous. Teoksessa: Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Pelkonen, P., Puttonen, P., Raitio, K. & Tahvonen, O. (toim.). *Uusi metsäkirja*, Gaudeamus, Helsinki, 192-198.
- Hanski, I. & Selonen, V. 2009. Female-biased natal dispersal in the Siberian flying squirrel. *Behav. Ecol.* 20: 60-67.
- Holopainen, A. 1999. Liito-oravaselvitys Jyväskylän kaupungin suunnittelemissa täydennysrakentamiskohteilla (Köhniö, Huhtasuonkatu, Haukkalanranta, Kypärämäki, Ylämäyrämäki-Mustalampi). Raportti, 23 s
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P., Heikkinen, T. & Ukkola, M. 2005. Building and evaluating predictive occupancy models for the Siberian flying squirrel using forest planning data. *Forest Ecol. Manag.* 216: 241-256.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Siippola, A., Ylinen, H. & Pentinsaari, M. 2008. Role of the Siberian flying squirrel as an umbrella species for biodiversity in northern boreal forests. *Ecol. Indic.* 8: 246-255.
- Ilrepo 2007. Jyväskylän kunnan kartta.  
[http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/3/30/Jyvaskylan\\_kunnan\\_kartta.svg/569px-Jyvaskylan\\_kunnan\\_kartta.svg.png](http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/3/30/Jyvaskylan_kunnan_kartta.svg/569px-Jyvaskylan_kunnan_kartta.svg.png) Luettu 12.12.2010. Wikimedia commons-lisenssi.
- Jokinen, M. 2000. *Sex biases in flying squirrel (Pteromys volans) philopatry and dispersal*. Pro gradu – tutkielma. Helsingin yliopisto, 31 s
- Jokinen, A., Nikula, A., Nygren, N., Tersa, P. & Haila, Y. 2010. Liito-oravan elinympäristöjen mallitus ja ennakoiti Tampereen kaupunkiseudulla. *Suomen Ympäristö 11*. Raportti, 71 s
- Jokinen, A., Nygren, N., Haila, Y. & Schrader M. 2007. Yhteiselo liito-oravan kanssa. Liito-oravan suojelun ja kasvavan kaupunkiseudun maankäytön tarpeiden yhteensovittaminen. *Suomen ympäristö 20*. Raportti, 104 s

- Juurikkamäki, T., Kemppainen, M. & Sihvonen, H. (toim.) 2006. *Metsäsuunnitelma 2005-2014*. Metsäkeskus Keski-Suomi, 28 s.
- Kangasharju, A. 2004. Alueellinen keskittyminen historiaa ja tulevaisuutta –myös Suomessa. *Kuntapuntari* 3. Tilastokeskus, 32 s
- Keitt, T., Urban, D & Milne, B. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conserv. Ecol.* 1: 4
- Kemppainen, Marko. Elokuu 2008, suullinen tiedonanto.
- Korhonen, K., Ihalainen, A., Heikkinen, J., Henttonen, H. & Pitkänen, J. 2007. Suomen metsävarat metsäkeskuksittain 2004-2006 ja metsävarojen kehitys 1996-2006. *Metsätieteen aikakauskirja* 2B/2007, 149-213.
- Mader, H. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol. Conserv.* 29: 81-96.
- Mader, H., Schell, C. & Kornacker, P. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biol. Conserv.* 54: 209-222.
- Mannerkoski, I. & Komonen, A. 2006. Metsälajiston uhanalaisuuden arviointi –nykytila ja kehittämistarpeet. Teoksessa: Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Pelkonen, P., Puttonen, P., Raitio, K. & Tahvonen, O. (toim.). *Uusi metsäkirja*, Gaudeamus, Helsinki, 212-215.
- Matter, S. 1996. Interpatch movement of the red milkweed beetle, *Tetraopes tetraophthalmus*: Individual responses to patch size and isolation. *Oecologia*, 105: 447-453.
- Mauremooto, J., Wratten, S., Worner, S. & Fry, G. 1995. Permeability of hedgerow to predatory carabid beetles. *Agr. Ecosyst. Environ.* 52: 141-148.
- Merriam, G., Kozakiewicz, M., Tsuchiya, E. & Hawley, K. 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecol.* 2: 227-235.
- Mäkelä, A. 1996. Liito-oravan (*Pteromys volans*) ravintokohteet eri vuodenaikoina ulosteanalyysin perusteella. Liito-orava Suomessa. *World Wildlife Fund's Reports in Finland* 8:54-58.
- Mönkkönen, M. & Kuuluvainen, T. 2006. Suojelualueverkko talousmetsämaisemassa. Teoksessa: Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Pelkonen, P., Puttonen, P., Raitio, K. & Tahvonen, O. (toim.). *Uusi metsäkirja*. Gaudeamus, Helsinki, 192- 198.
- Neel, M.C. 2008. Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biol. Conserv.* 141: 938-955.
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-base landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecol.* 21: 959-967.
- Pascual-Hortal, L., Saura, S. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *Eur. J. For. Res.* 127: 23-31.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000. Managing Boreal Forest Landscapes for Flying Squirrels. *Conserv. Biol.* 14: 218-222.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2002. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Ann. Zool. Fenn.* 39: 7–20
- Rosenberg, K., Lowe, J. & Dhondt, A. 1999. Effects of forest fragmentation on breeding tanagers: a continental perspective. *Conserv. Biol.* 13: 568-83.
- Sakai, H. & Noon, B. 1997. Between-habitat movement of dusky-footed woodrats and vulnerability to predation. *J. Wildlife Manage.* 61: 343-350.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007a. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape Urban Plan.* 83: 91-103.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007b. Conefor Sensinode 2.2. User's manual. <http://www.conefor.org/files/usuarios/CS22manual.pdf> Luettu 18.1.2010
- Savolainen, V., 2001. *Verkkoteoria*. WSOY, Helsinki, 318 s

- Selonen, V., Hanski, I. & Stevens, P. 2001. Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in fragmented forest landscapes. *Ecography* 24: 588-600.
- Selonen, V., Hanski, I. & Stevens, P. 2003. Movements of the flying squirrel *Pteromys volans* in corridors and in matrix habitat. *Ecography* 26: 641-651.
- Selonen, V., Hanski, I. & Stevens, P. 2004. Young flying squirrels *Pteromys volans* dispersing in fragmented forests. *Behav. Ecol.* 15: 564-571.
- Selonen, V. & Hanski, I. 2006. Habitat exploration and use in dispersing juvenile flying squirrels. *J. Anim. Ecol.* 75: 1440-1449.
- Sihvonen, H., 27.5.2010. Kirjallinen tiedonanto.
- Stamps J., Buechner, M. & Krishnan V. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *Am. Nat.* 129: 533-552.
- Stevens, V., Polus, E., Wesselingh, R., Schtickzelle, N. & Baguette, M. 2005. Quantifying functional connectivity: Experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad. *Landscape Ecol.* 19: 829-842.
- Tervo, H. 2001. Muuttoliike Keski-Suomen kannalta 1990-luvulla. *Jyväskylän yliopiston Taloustieteiden tiedekunnan tutkimuskeskuksen julkaisuja* 150, 33 s
- Trzcinski, M., Fahrig, L. & Merriam, G. 1999. Independent effects of forest coverage and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecol. Appl.* 9: 586-593.
- Tähtö, V. 2001 Liito-oravaesiintymien yleisselvitys Jyväskylän kaupungin alueella. Raportti.
- Uezu, A. & Metzger, J. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123: 507-519.
- Urban, D., Minor, E., Treml, E. Schick, R. & Robert S. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecol. Lett.* 12: 260-272.
- Vergara, P.M., Hahn, I.J., Zeballos, H., Armesto, J.J. 2010. The importance of forest patch networks for the conservation of the Thorn-tailed Rayaditos in central Chile. *Ecol. Res.* 25: 683-690.
- Villard, M., Trzcinski M. & Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conserv. Biol.* 13: 774-783.
- Wallin, H. & Ekbohm, B. 1988. Movements of carabid beetles (*Coleoptera Carabidae*) inhabiting cereal fields: a field tracing study. *Oecologia* 77: 39-43.
- Wegner, J. & Merriam, G. 1990. Use of spatial elements in a farmland mosaic by woodland rodent. *Biol. Conserv.*, 54: 263-276.
- Wiens, J. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. Teoksessa: Hanski, I., Gilpin, M. (toim). *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, Lontoo, 43-62.
- Wiens, J., Crawford, C. & Gosz, J. 1985. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos* 45: 412-427.
- Wilson, D. E. & Reeder, D. M. 1993. *Mammal species of the world – a taxonomic and geographical reference*. Smithsonian Institution Press, Washington, London, 1207 s
- Wistbacka, R., Köykkäri, S., Jakobsson, R. & Nyman, B. 1996. Flygekorrens förekomst och biotopval i Jacobstad och Larsmo 1989-1993. Liito-orava Suomessa. *World Wildlife Fund's Reports in Finland* 8: 26-34.
- With, A. 1994. Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure. *Landscape Ecol.* 9: 25-36.
- With, A. & Crist, T. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446-2459.
- YK 2009. The 2008 Revision and World Urbanization Prospects: The 2009 Revision. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, World Population Prospects. <http://esa.un.org/wup2009/unup/>. Luettu 22.5.2010